

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA**  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

**BRUNO SEGALLA PIZZOLATTI**

**Influência da técnica de limpeza de filtros lentos e diâmetro dos grãos sobre a qualidade da água produzida, com destaque para remoção de carbamatos e oocistos de *Cryptosporidium* (simulados por microesferas)**

**Florianópolis, 2014**



**BRUNO SEGALLA PIZZOLATTI**

**Influência da técnica de limpeza de filtros lentos e diâmetro dos grãos sobre a qualidade da água produzida, com destaque para remoção de carbamatos e oocistos de *Cryptosporidium* (simulados por microesferas)**

Tese de doutorado apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial para a obtenção do título em Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Maurício Luiz Sens

**Florianópolis  
Setembro de 2014**



Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Pizzolatti, Bruno Segalla

Influência da técnica de limpeza de filtros lentos e diâmetro dos grãos sobre a qualidade da água produzida, com destaque para remoção de carbamatos e oocistos de *Cryptosporidium* (simulados por microesferas) / Bruno Segalla Pizzolatti ; orientador, Maurício Luiz Sens - Florianópolis, SC, 2014.

225 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Tratamento de água de abastecimento. 3. Filtração lenta com retrolavagem. 4. Carbamatos. 5. Microesferas . I. Sens, Maurício Luiz. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.



**Influência da técnica de limpeza de filtros lentos e diâmetro dos grãos sobre a qualidade da água produzida, com destaque para remoção de carbamatos e oocistos de *Cryptosporidium* (simulados por microesferas)**

BRUNO SEGALLA PIZZOLATTI

Tese submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de:

**DOUTOR EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

na área de Saneamento Ambiental.

Aprovada por:

---

Cristina Celia S. Brandão, Dr.<sup>a</sup>  
(Membro externo)

---

Edson Pereira Tangerino, Dr.  
(Membro externo)

---

Rejane Helena R. da Costa, Dr.<sup>a</sup>  
(Membro interno)

---

Ramon Lucas Dalsasso, Dr.  
(Membro interno)

---

Maria Eliza N. Hassemer, Dr.<sup>a</sup>  
(Membro interno)

---

Prof. Maurício Luiz Sens, Dr.  
(Orientador)

---

William Gerson Matias, Dr.  
(Coordenador do PPGEA)

FLORIANÓPOLIS, SC, BRASIL  
Setembro/2014



## Agradecimentos

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer meus pais, Moacir e Thais, que nunca pouparam esforços a fim de me oferecerem as melhores oportunidades de crescimento intelectual e moral. Sou muito grato a vocês por tudo que conquistei até hoje.

A meus avós Orlando (*in memoriam*) e Dulce, Israel e Ilza, pelo amor e carinho que sempre demonstraram por mim.

A minha esposa Juliana, pela companhia, compreensão e amor durante estes nossos doze anos juntos, e aos nossos filhos Maria Cecília e João Pedro, por fazerem parte de nossa vida.

Aos dindos da Maria Cecília e do João Pedro, meu irmão e Chanthy, vocês são demais!

A toda minha família, pois sempre demonstraram preocupação e carinho.

Aos amigos Marcus Bruno, Charles, pela amizade e companheirismo.

Aos amigos de sempre Tiago e Bel, pela amizade que sempre demonstraram mesmo estando distante.

Ao pessoal que passou pelo LAPOÁ durante esses quatro anos: Alcione, Agnes, Danilo, Japa, FernandaS, Marina, Marcelo (Lara/LAPOÁ), Luis (Paraguito), Nathalia, Marcio, Thyara, TiagoS, Renata (nova), Renata, Victor.

Aos amigos Aloísio, Juliana e Fernando, sem vocês não teria condições de terminar este trabalho.

Ao professor Maurício Luiz Sens, pela orientação e apoio durante este trabalho.

A CASAN (Companhia Catarinense de Águas e Saneamento), à ETA da Lagoa do Peri e a todos os seus funcionários, pelo apoio concedido.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de doutorado.

À FINEP, pelos recursos financeiros para levar adiante a pesquisa.

À Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC) e em especial à Maria da Glória da Silva Santos, pelo empréstimo do derivatizador pós-coluna utilizado para a quantificação dos agrotóxicos.

À Universidade Federal de Santa Maria, que me permitiu concluir o trabalho.

Aos membros da banca, pelas contribuições para a melhoria deste trabalho.

## Resumo

Neste trabalho, buscou-se avaliar a tecnologia da filtração lenta retrolavável no tratamento de água de lago com vistas a suprir as necessidades de consumo humano. Foram propostas duas formas de retrolavagem, utilizando a água filtrada ou bruta, sempre, comparadas a um filtro controle com limpeza por raspagem. O objetivo da pesquisa foi avaliar a eficiência dos filtros no tocante a parâmetros físicos, químicos (com destaque para carbamatos: metomil, carbofurano e carbaril) e biológicos (simulados por microesferas fluorescentes), bem como avaliar a eficiência da retrolavagem em filtros lentos. Foram construídos dois sistemas de filtração, sendo um em escala real e outro em escala piloto. Todas as unidades de filtração eram de escoamento descendente, operaram com taxa de filtração de  $4 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{dia}$  e carga hidráulica variável. Durante o monitoramento dos filtros em escala real, foi possível realizar 18 de filtração válidas, em que não se observou diferença significativa de duração entre os filtros controle (FLC) e os filtros retrolaváveis com água filtrada (FLR) e com água bruta (FLRb). Com relação aos parâmetros de qualidade de água cor e turbidez, o FLC teve melhor desempenho que os demais filtros no tocante cor aparente e verdadeira e com relação a remoção de cianobactérias o filtro FLR obteve melhor desempenho. Nos filtros em escala piloto, nos quais foram avaliados os contaminantes específicos (microesferas e carbamatos), formaram um total de seis filtros, agrupados dois a dois (filtros lentos convencionais/retrolaváveis), em que cada grupo de filtros tinha diâmetro efetivo do material filtrante distintos. A granulometria do material filtrante não pareceu interferir na qualidade da água, no entanto o método de limpeza mostrou que os filtros com limpeza por raspagem foram mais efetivos que seus pares retrolaváveis na maior parte dos parâmetros analisados. Para os carbamatos estudados, observou-se remoção máxima de 19,30, 36,94 e 63,80% para o metomil, carbofurano e carbaril respectivamente, não sendo observada também diferença significativa entre os filtros avaliados. Para as microesferas, todos os filtros alcançaram eficiência de 4,75 Log, depois de 8 horas de filtração. Em função dos resultados obtidos, pode-se considerar que o trabalho contribui para facilitar a operação de filtros lentos, com adoção da retrolavagem, o que pode resultar no aumento do uso desta tecnologia principalmente em comunidades isoladas, desprovidas de tratamento e abastecimento público de água.

Palavras-chave: Tratamento de água; Filtro lento; Limpeza; Retrolavagem; Microesferas; Carbamatos.



## Abstract

This study aimed to evaluate the backwash slow sand filtration technology in treatment of lake water in order to solve the needs of human consumption. Two forms of backwash were proposed, using filtered and raw water, always compared with a control filter cleaned by scraping. The research objective was to evaluate the efficiency of filters in relation to physical, chemical parameters (specially carbamates: methomyl, carbofuran and carbaryl) and biological (simulated by fluorescent microspheres), as well as the efficiency of backwash in slow sand filters. Two pilot systems were built a real scale and other small-scale. All filter units are downflow, operated with filtration rate of 4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>·dia and hydraulic head variable. During monitoring of full-scale filters, was possible to carry 18 filtration run where no significant difference was observed in duration between the filter control (FLC) and backwashed filter with filtered water (FLC) and raw water (FLRb). Regarding water quality parameters color and turbidity the FLC performed better than other filters regarding apparent and true color, with respect to the removal of cyanobacteria FLR filter performed better than others filters. In small-scale filters which were evaluated specific contaminants (microspheres and carbamates) are a total of six filters, grouped two by two, forming three sets of conventional / backwash slow sand filter where each filter group had distinct effective diameter. The diameter of the filter material did not appear to affect the quality of water however, but scraping method of cleaning was more effective than their backwashed pairs, in most parameters. For carbamates studied the maximum removal of 19,30, 36,94 and 63,80% for methomyl, carbaryl and carbofuran, respectively, there was no significant difference between the evaluated filters. For all filters microspheres efficiency reached 4,75 log after eight hours of filtration. Depending on the results obtained, it can be considered that the work helps to facilitate the operation of slow sand filters, with adoption of backwash in slow sand filters, and could result in an increased use of this technology especially in isolated communities, which have no treatment and supply of drinking water.

Keywords: water treatment, slow filter, cleaning, backwash, microspheres, carbamates.



## Sumário

<b>RESUMO.....</b>	<b>XI</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>XIII</b>
<b>SUMÁRIO .....</b>	<b>XV</b>
<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>XIX</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>XXI</b>
<b>LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....</b>	<b>XXIII</b>
<b>1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....</b>	<b>1</b>
<b>2 HIPÓTESES .....</b>	<b>5</b>
<b>3 OBJETIVOS .....</b>	<b>7</b>
<b>3.1 Objetivo geral .....</b>	<b>7</b>
<b>3.2 Objetivos específicos .....</b>	<b>7</b>
<b>4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>9</b>
<b>4.1 Filtração lenta .....</b>	<b>9</b>
<b>4.2 Mecanismos de filtração .....</b>	<b>11</b>
4.2.1 Mecanismos de transporte.....	13
4.2.2 Mecanismos de aderência e desprendimento .....	14
4.2.3 Atividade biológica.....	15

<b>4.3</b>	<b>Fatores que afetam a eficiência do filtro lento.....</b>	<b>16</b>
4.3.1	Parâmetros de projeto.....	17
4.3.2	Parâmetros operacionais .....	19
4.3.3	Condições ambientais .....	20
<b>4.4</b>	<b>Métodos de limpeza de filtro lento.....</b>	<b>21</b>
<b>4.5</b>	<b>Desempenho de filtros lentos .....</b>	<b>26</b>
<b>4.6</b>	<b>Vantagens e limitações da filtração lenta .....</b>	<b>28</b>
<b>4.7</b>	<b>Contaminantes avaliados no estudo.....</b>	<b>29</b>
4.7.1	Agrotóxicos.....	30
4.7.1.1	Carbamatos.....	31
a)	Carbaril .....	32
b)	Carbofurano.....	33
c)	Metomil .....	34
4.7.1.2	Propriedades físico-químicas e toxicológicas.....	35
4.7.1.3	Transformação/degradação.....	36
4.7.2	Protozoários.....	39
4.7.2.1	<i>Cryptosporidium</i> .....	40
4.7.2.2	Predação natural de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> e cistos de Giárdia	43
4.7.3	Microesferas como indicadores substitutos da presença de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> .....	44
<b>5</b>	<b>METODOLOGIA .....</b>	<b>47</b>
<b>5.1</b>	<b>Considerações gerais .....</b>	<b>47</b>
<b>5.2</b>	<b>Água de estudo .....</b>	<b>48</b>
<b>5.3</b>	<b>Material filtrante.....</b>	<b>48</b>
5.3.1	Porosidade efetiva (método traçador) e porosidade do meio expandido.....	50
<b>5.4</b>	<b>Unidades de filtração .....</b>	<b>51</b>
5.4.1	Sistema em escala real.....	51
5.4.1.1	Filtro lento convencional (FLC) .....	52
5.4.1.2	Filtro lento retrolavável com água filtrada (FLR).....	53
5.4.1.3	Filtro lento retrolavável com água bruta (FLRb) .....	54

5.4.2	Sistema em escala piloto .....	55
<b>5.5</b>	<b>Contaminantes inoculados .....</b>	<b>59</b>
5.5.1	Agrotóxicos.....	59
5.5.1.1	Determinação dos resíduos de carbamatos.....	60
5.5.2	Microesferas fluorescentes.....	62
<b>5.6</b>	<b>Parâmetros monitorados .....</b>	<b>63</b>
5.6.1	Qualidade de água.....	63
5.6.2	Parâmetros operacionais.....	65
5.6.2.1	Vazão.....	65
5.6.2.2	Carga hidráulica/ de filtração .....	65
5.6.2.3	Expansão do meio filtrante durante a retrolavagem .....	65
5.6.2.4	Desempenho da retrolavagem.....	67
<b>5.7</b>	<b>Análise estatística .....</b>	<b>67</b>
<b>6</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>69</b>
<b>6.1</b>	<b>Filtros em escala real.....</b>	<b>69</b>
6.1.1	Duração da carreira de filtração .....	70
6.1.2	Desempenho da retrolavagem .....	73
6.1.3	Recuperação da qualidade de água após limpeza do material filtrante.....	77
6.1.4	Qualidade da água filtrada .....	81
6.1.4.1	Cor aparente e verdadeira.....	81
6.1.4.2	Carbono orgânico dissolvido (COD).....	86
6.1.4.3	Densidade de fitoplâncton.....	89
6.1.4.4	Oxigênio dissolvido .....	91
6.1.4.5	Turbidez .....	92
<b>6.2</b>	<b>Filtros em escala piloto .....</b>	<b>96</b>
6.2.1	Influência do diâmetro efetivo na duração das carreiras de filtração .....	96
6.2.2	Eficiência da retrolavagem e recuperação de qualidade .....	98
6.2.3	Influência do diâmetro efetivo na qualidade de água (cor e turbidez) .....	102
6.2.4	Eficiência na remoção de carbamatos.....	104
6.2.5	Eficiência na remoção de microesferas fluorescentes .....	111
6.2.5.1	Aplicação de pulsos de microesferas .....	112
6.2.5.2	Aplicação contínua de microesferas .....	114

<b>7</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>121</b>
<b>8</b>	<b>RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>123</b>
<b>9</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>125</b>
<b>10</b>	<b>APÊNDICES .....</b>	<b>143</b>
<b>11</b>	<b>ANEXOS.....</b>	<b>193</b>

## Lista de Figuras

Figura 1 - Principais partes constituintes de um filtro lento.....	9
Figura 2 - Mecanismos de aderência e desprendimento.....	12
Figura 3 - Mecanismos de transporte.....	13
Figura 4 - Reposição de areia em filtro lento.....	22
Figura 5 - Equipamento de limpeza de filtro lento <i>in loco</i> .....	23
Figura 6 - Classificação dos pesticidas.....	30
Figura 7 - Estrutura dos Carbamatos.....	32
Figura 8 - Estrutura do Carbaril.....	33
Figura 9 - Estrutura do Carbofurano.....	34
Figura 10 - Estrutura do Metomil.....	35
Figura 11 - Ciclo de vida do <i>Cryptosporidium parvum</i> .....	41
Figura 12- Esquema dos experimentos.....	47
Figura 13 - Esquema da camada filtrante.....	49
Figura 14 - Esquema e dimensões do FLC.....	52
Figura 15 - Esquema e dimensões do FLR.....	53
Figura 16 - Sistema de drenagem/distribuidor de água.....	54
Figura 17 - Esquema e dimensões do FLRb.....	55
Figura 18 - Esquema e dimensões do FLC em escala piloto.....	57
Figura 19 - Esquema e dimensões do FLR em escala piloto.....	58
Figura 20 - Cromatograma e tempos de retenção.....	61
Figura 21 - Ensaio de expansão de areia com diâmetro efetivo 0,17 mm .....	66
Figura 22 - Amostrador de expansão.....	66
Figura 23 - Turbidez durante a retrolavagem do FLR.....	73
Figura 24 - Turbidez durante a retrolavagem do FLRb.....	74
Figura 25 - Evolução média da perda de carga após a limpeza do meio filtrante.....	76
Figura 26 - Oxigênio dissolvido durante a recuperação de qualidade após a operação de limpeza.....	78
Figura 27 - Recuperação da qualidade da água filtrada após a limpeza (turbidez).....	80
Figura 28 - Recuperação da qualidade da água filtrada após a limpeza (cor aparente).....	81
Figura 29 - <i>Box plot</i> cor aparente.....	83
Figura 30 - Comportamento da cor aparente durante as carreias de filtração (valores médios).....	84
Figura 31 - <i>Box plot</i> cor verdadeira.....	85
Figura 32 - Variação da concentração de COD e turbidez em função da temperatura (água bruta).....	88

<b>Figura 33 - <i>Box plot</i> carbono orgânico dissolvido.....</b>	<b>89</b>
<b>Figura 34 - <i>Box plot</i> densidade de fitoplâncton (ind/mL) .....</b>	<b>90</b>
<b>Figura 35 - <i>Box plot</i> densidade de fitoplâncton (cel/mL) .....</b>	<b>91</b>
<b>Figura 36 - <i>Box plot</i> oxigênio dissolvido .....</b>	<b>92</b>
<b>Figura 37 - <i>Box plot</i> turbidez .....</b>	<b>94</b>
<b>Figura 38 - Comportamento da turbidez durante as de filtração (valores médios).....</b>	<b>95</b>
<b>Figura 39 - Turbidez durante a retrolavagem (FLR1).....</b>	<b>99</b>
<b>Figura 40 - Turbidez durante a retrolavagem (FLR2).....</b>	<b>99</b>
<b>Figura 41 - Turbidez durante a retrolavagem (FLR3).....</b>	<b>100</b>
<b>Figura 42 - Recuperação de qualidade FLC (filtros em escala piloto)</b>	<b>101</b>
<b>Figura 43 - Recuperação de qualidade FLR (filtros em escala piloto)</b>	<b>101</b>
<b>Figura 44 - Desempenho dos filtros na remoção de metomil.....</b>	<b>109</b>
<b>Figura 45 - Desempenho dos filtros na remoção de carbofurano .....</b>	<b>110</b>
<b>Figura 46 - Desempenho dos filtros na remoção de carbaril.....</b>	<b>110</b>
<b>Figura 47 - Desempenho dos filtros com limpeza convencional na remoção de microesferas durante as 8 horas iniciais de filtração .....</b>	<b>115</b>
<b>Figura 48 - Desempenho dos filtros com limpeza por retrolavagem na remoção de microesferas durante as 8 horas iniciais de filtração .....</b>	<b>116</b>

## Lista de Tabelas

Tabela 1 - Características usuais do meio filtrante .....	10
Tabela 2 - Variáveis que alteram a eficiência de filtros lentos .....	17
Tabela 3 - Desempenho de filtro lento no tratamento de água .....	27
Tabela 4 - Classificação toxicológica em função do DL <sub>50</sub> e CL <sub>50</sub> .....	31
Tabela 5 - Propriedades físico-químicas e toxicológicas dos agrotóxicos .....	35
Tabela 6 - Estudos de remoção de agrotóxicos .....	38
Tabela 8 - Características do material filtrante .....	51
Tabela 9 - Limites do método analítico .....	61
Tabela 10 - Parâmetros de qualidade de água monitorados .....	63
Tabela 11 - Duração das de filtração válidas .....	70
Tabela 12 - Resultado do monitoramento dos filtros .....	82
Tabela 13 - Eficiência e enquadramento com a Portaria 2914, de 2011, do Ministério da Saúde (cor aparente).....	83
Tabela 14 - Turbidez recomendada vs turbidez do estudo.....	93
Tabela 15 - Valores máximos permitidos de turbidez (pós FL e rede). 94	
Tabela 16 - Duração da carreira de filtração (filtros em escala piloto) 97	
Tabela 17 - Resultados do monitoramento de parâmetros físicos (filtros em escala piloto) .....	103
Tabela 18 - Resultados do monitoramento dos carbamatos.....	105
Tabela 19 - Variação de pH e temperatura.....	107
Tabela 20 - Eficiência de remoção dos carbamatos pelo sistema de filtração .....	108
Tabela 21 - Eficiência de remoção de microesferas.....	118
Tabela 22 - Resultado da correlação de Pearson entre Turbidez e Log de remoção de microesferas .....	118



## Lista de Abreviaturas e Siglas

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária  
APHA – American Public Health Association  
AWWA – American Water Works Association  
C<sub>50</sub> – Concentração letal 50% dos indivíduos expostos a um determinado contaminante  
CAS – Chemical Abstracts Service  
CU – Coeficiente de uniformidade ( $d_{60}/d_{10}$ )  
d<sub>10</sub> – diâmetro efetivo  
d<sub>c</sub> – diâmetro do coletor  
DL<sub>50</sub> – Dose letal em 50% dos indivíduos expostos a um determinado contaminante  
d<sub>p</sub> – diâmetro da partícula  
FIME – filtração em múltiplas etapas  
FLC – Filtro lento convencional  
FLR – Filtro lento retrolavável  
FLRb – Filtro lento retrolavável com água bruta  
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
LAPOÁ – Laboratório de Potabilização das Águas  
NMP – número mais provável  
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina  
UPA – unidade padrão de área  
USEPA – US Environmental Protection Agency (Agência de proteção ambiental americana)  
WEF – Water Environment Federation  
WHO – World Health Organization (Organização mundial da saúde)



## 1 Introdução e justificativa

No quinto Fórum Mundial da Água em Istambul, na Turquia, chegou-se ao consenso que a maior ocorrência de problemas no abastecimento de água está ligada ao aumento do consumo de água devido ao crescimento demográfico e ao aumento do consumo associado à elevação da renda *per capita* (WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME, 2009).

Segundo Carneiro, Pegorini e Andreoli (2005), o crescimento desordenado e a contaminação (doméstica, industrial e agrícola) vêm comprometendo a qualidade de água dos mananciais. As alterações nos mananciais, causadas por esses crescimentos, podem ser de dois tipos: consumo maior que a capacidade de renovação e geração de resíduos em maior quantidade que o meio pode suportar (MORAES; JORDÃO, 2002).

Contudo, os problemas de saúde causados na população decorrentes desses fatores, podem ser causados por microorganismos e/ou por contaminação química da água.

Dentre as doenças de veiculação hídrica, tornam-se mais comuns doenças como criptosporidíase e giardíase, causadas pelos protozoários *Cryptosporidium* e *Giardia*. A preocupação com esses protozoários é alvo de pesquisas em todo o mundo, por sua capacidade de resistência no meio ambiente, processos de tratamento de água, principalmente a desinfecção com cloro e sua grande capacidade infecciosa.

Entretanto problemas sérios de saúde podem ocorrer como resultado da contaminação química da água de consumo (WHO, 2011). Esses produtos podem causar esterilidade, câncer, intoxicações, entre outros problemas associados a exposição a contaminantes químicos.

Visando a uma maior produção agrícola, iniciou-se, na década de 1920, o uso de agrotóxicos na agricultura. Durante a Segunda Guerra Mundial, estas substâncias foram utilizadas como armas químicas, tendo seu uso disseminado mundialmente (OPAS/OMS, 1996). A utilização dessas substâncias pode contaminar os mananciais, com isso, levando prejuízo à população que faz o seu uso (STEPHENSON, 1991).

O Brasil é o maior consumidor de agrotóxicos no mundo, chegando a 700 mil toneladas por ano (ANVISA, 2009). No país, a legislação vigente que dispõe sobre agrotóxicos é a Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989 (em conjunto com a Lei 9.974 e Decretos nº 5.549, 5.981 e 6.913) (BRASIL, 1989, 2000, 2005, 2006, 2009).

Dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) indicam que mais que 10% dos municípios que utilizam mananciais superficiais apresentam contaminação pela presença de agrotóxicos (IBGE, 2011).

A preocupação com a contaminação da água se acentua nas periferias urbanas e áreas rurais. Por exemplo, no Brasil, aproximadamente 33% da zona rural tem abastecimento público de água, em contraste com a zona urbana, que tem quase 93% de cobertura (IBGE, 2010), portanto, sendo de extrema importância a busca por tecnologias de tratamento de água de baixo custo e fácil operação para suprir a demanda de água em locais sem abastecimento público.

Os filtros lentos são considerados, por diversos autores, uma excelente alternativa para o fornecimento de água potável em comunidades rurais e/ou isoladas, quando se dispõe de um manancial passível de tratamento com esta técnica (LOGSDON *et al.*, 2002; MEDINA; DUARTE, 2002; MURTHA *et al.*, 1997). Esta tecnologia opera com taxa de filtração de 2,4 a 9,6 m/d (HUISMAN; WOOD, 1974) e o principal limitante para o uso da tecnologia é a qualidade da água bruta.

Por ser uma tecnologia de fácil operação, que consiste basicamente de controle de vazão e monitoramento da perda de carga (VISSCHER, 1990), a filtração lenta se torna atrativa. Entretanto a manutenção periódica das unidades (limpeza do meio filtrante) é um fator que pode afastar potenciais usuários da técnica, principalmente quando se objetiva atender a um número pequeno de pessoas, visto que é necessário realizar esta etapa de forma manual. Segundo Cullen e Letterman (1985), 5 horas são necessárias apenas para a remoção de 100 m<sup>2</sup> de superfície de filtração. Contudo a operação de limpeza consiste na drenagem do filtro, raspagem/retirada do material filtrante, limpeza e acondicionamento para posterior recolocação.

Diversas são as tecnologias que visam facilitar a operação de limpeza dos filtros, variando desde rastelagem da camada superficial (COLLINS *et al.*, 1991; MARRÓN, 1999), utilização de mantas não tecidas na parte

superior do filtro (FERRAZ; PATERNIANI, 2000; RACHWAL *et al.*, 1988), uso de equipamento que propicia a retrolavagem da parte superior do filtro (HUISMAN; WOOD, 1974) até robôs que aspiram a camada de areia superior dos filtros (DAVISON; BAUER, 1990).

Entretanto algumas dessas tecnologias não são compatíveis para pequenas comunidades e evidencia-se a necessidade de alternativas para facilitar a limpeza da camada filtrante. Uma alternativa viável é a utilização de sistemas com retrolavagem para executar a limpeza periódica do filtro. A não necessidade de retirar parte da areia para limpeza diminui o tempo gasto com esta, dispensando unidade de recuperação de areia e pode reduzir o tempo em que o sistema iniciará a produzir água de qualidade.

Entretanto diversos autores afirmam que, em filtro lento, não se realiza a retrolavagem (EVANS, 2010), porém não revelam o motivo. Segundo Hendricks (2011), uma retrolavagem uniforme não ocorre em filtros com grandes dimensões (talvez seja o motivo pelo qual não se utiliza retrolavagem em filtros lentos), visto que existe a necessidade de tubulações laterais mais longas, o que aumenta a perda de carga, dessa maneira, dificultando a distribuição homogênea da água para retrolavagem. Outro motivo pode ser pela preocupação com a possibilidade de remover totalmente a comunidade biológica do filtro, que é de extrema importância para o tratamento de água através da tecnologia de tratamento de água.

Com relação as dimensões, para se realizar uma retrolavagem eficiente, o filtro não pode ser maior que  $93 \text{ m}^2$ , no entanto esses são menores, com aproximadamente  $26 \text{ m}^2$  (HENDRICKS, 2011). Com essas dimensões ( $26 \text{ m}^2$ ) é possível atingir uma retrolavagem eficiente através de sistema de bomba ou reservatório elevado. Utilizando taxa de filtração característica de filtro lento, é possível abastecer de 520 a 2.080 pessoas (0,1 e 0,4 m/h respectivamente), utilizando como base o consumo em propriedades rurais de 120 L/hab.d (CISAM/AMVAP, 2006; KESHAVARZI *et al.*, 2006). Dessa forma, a filtração lenta com retrolavagem pode ser viável em pequenas comunidades, visto que os filtros apresentam menores dimensões.

O presente trabalho apresenta uma forma alternativa de limpeza de filtro lento por retrolavagem, sem a necessidade de uso de energia elétrica e bombas. Neste contexto, a tecnologia proposta poderá suprir a demanda,

tanto em qualidade quanto em quantidade, nas situações como as mencionadas. Ao passar pela filtração lenta, espera-se que a água alcance os padrões mínimos exigidos na Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2011).

O trabalho é continuação de estudos sobre filtração lenta com retrolavagem do Laboratório de Potabilização das Águas do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. Esta pesquisa avança ao avaliar a filtração lenta com retrolavagem e a eficiência de remoção de carbamatos e retenção de microesferas de poliestireno utilizadas para simular o oocisto de *Cryptosporidium*.

## 2 Hipóteses

- A filtração lenta é uma tecnologia de tratamento de água consolidada e tem eficiência comprovada na remoção de contaminantes químicos, físicos e biológicos. Alteração da forma de limpeza (retrolavagem), não compromete a eficiência característica da filtração lenta;
- A operação de retrolavagem com velocidade reduzida não é capaz de retirar totalmente os microrganismos que estão no meio filtrante, como também não favorece o desprendimento do filme biológico formado nos grãos e desta forma, o processo continua a contar com os benefícios da atividade biológica no tratamento da água;
- A retrolavagem com fluidificação total do meio filtrante favorece sua estratificação. No entanto, a qualidade da água filtrada não é influenciada quando são utilizados grãos com baixos valores de coeficiente de uniformidade.



### **3 Objetivos**

#### **3.1 Objetivo geral**

Avaliar a adoção da retrolavagem e o diâmetro dos grãos do meio filtrante com relação à facilidade de operação e eficiência de filtros lentos, garantindo o padrão de qualidade da água para consumo humano.

#### **3.2 Objetivos específicos**

- Estudar diferentes concepções de retrolavagem de filtros lentos: (a) com água filtrada; (b) com água bruta;
- Avaliar o tempo de recuperação da qualidade da água filtrada após a limpeza dos filtros;
- Avaliar o desempenho da retrolavagem nos filtros, em função da turbidez durante a retrolavagem e perda de carga inicial;
- Comparar em termos de qualidade a água produzida nos filtros lentos estudados;
- Avaliar a eficiência de remoção de carbamatos e retenção de microesferas (simulação de *Cryptosporidium*) em filtros lentos com limpeza convencional e com retrolavagem e a influência do diâmetro efetivo do material filtrante na remoção de desses contaminantes.

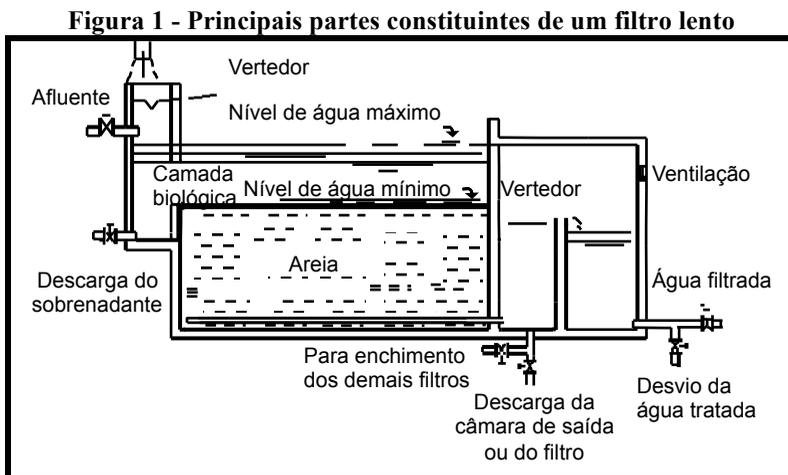


## 4 Revisão Bibliográfica

### 4.1 Filtração lenta

Os primeiros relatos de tratamento de água datam de 4000 a.C., quando os objetivos eram melhorar a água em termos de sabor e odor. Entre os tratamentos utilizados, podem ser citados a filtração em meio granular. Já o uso em grande escala, especificamente de filtros lentos, teve início em 1800, na Europa (USEPA, 2000).

Filtros lentos dispositivos que permitam a filtração em meio granular que operam com taxa de filtração entre 2,4 e 9,6 m/d (HUISMAN; WOOD, 1974). Já a norma brasileira indica que a taxa máxima aplicável não deve ultrapassar 6,0 m/d (ABNT, 1992). Esses filtros são basicamente compostos por: sistema de drenagem, camada suporte, camada filtrante, tubulação de descarga do sobrenadante, tubulações, válvulas e acessórios de saída (HUISMAN; WOOD, 1974), conforme ilustrado na Figura 1.



Fonte: Di Bernardo e Dantas (2005)

A utilização de baixas taxas de filtração prolonga a carreira de filtração, permitindo um elevado tempo de detenção hidráulica no filtro, o que favorece intensa atividade biológica na parte superior dos mesmos auxiliando no tratamento da água, por isso a filtração lenta também é conhecida como filtração biológica.

A camada biológica formada se concentra nos primeiros centímetros de areia. É composta por algas e outras formas da vida, como plâncton, diatomáceas, protozoários, rotíferos e bactérias. Tal camada é conhecida também como *schmutzdecke*, que significa camada suja, em alemão (HUISMAN; WOOD, 1974).

Os filtros lentos podem ser de escoamento descendente ou ascendente e operar com nível de água constante ou variável. Segundo Di Bernardo e Alcócer (1996), em termos de eficiência, o modo de operação (controle do nível de água sobrenadante) não tem grande influência na qualidade da água produzida. Já do ponto de vista econômico e operacional, é preferível optar pelo filtro com nível de água variável (DI BERNARDO et al., 1999). Quando os filtros são operados com carga hidráulica variável ocorre a elevação do nível de água dentro do mesmo, o que garante a taxa de filtração constante.

Filtros lentos de areia são basicamente reservatórios preenchidos com areia de diâmetro efetivo característico (0,15 a 0,30 mm) e altura da camada filtrante variando de 0,50 a 1,50 m (WHO, 2011). A Tabela 1 resume algumas características do meio filtrante segundo alguns autores.

**Tabela 1 - Características usuais do meio filtrante**

Autor	Diâmetro efetivo (mm)	Coefficiente de uniformidade	Altura da camada filtrante* (m)
Huisman e Wood (1974)	0,15 a 0,35	< 3	0,6 a 1,2
Di Bernardo e Dantas (2005)	0,15 a 0,30	2 a 4	0,6 a 0,9
Logsdon (2008); Edzwald (2011)	0,15 a 0,30	< 5 preferível < 3	0,5 a 1,2

\* min – máx

Outro critério que se deve levar em consideração no dimensionamento de filtros lentos é a espessura camada sobrenadante, que, no caso de filtros com escoamento descendente, é o que fornecerá energia para que ocorra escoamento da água através do meio filtrante. A camada de água sobrenadante determinará a duração da carreira de filtração. Com valores de 1,0 a 1,5 m de altura, pode resultar em de até 30 dias, dependendo das condições de operação e qualidade da água bruta (DI BERNARDO; DANTAS, 2005), mas podem variar de 1 mês a 6 meses ou mais (EDZWALD, 2011).

Os filtros lentos são, em grande maioria, descobertos. Entretanto em localidades onde é possível o congelamento da água em alguma época do ano e/ou quando é necessário evitar crescimento excessivo de algas, opta-se por cobrir o filtro para minimizar os efeitos negativos tanto da diminuição da atividade biológica (no frio) como da rápida colmatação do meio filtrante em função do excesso de algas. Esses são alguns dos benefícios alcançados por Schellart (1988) e atribuídos ao cobrimento dos filtros.

Quando se faz uso desta tecnologia, geralmente, não se utilizam produtos químicos (LOGSDON *et al.*, 2002) e sua operação consiste basicamente em controle da vazão, acompanhamento da perda de carga e qualidade da água filtrada (VISSCHER, 1990). Por sua eficiência e simplicidade de operação, os filtros lentos são considerados, por diversos autores, um tratamento de água adequado a pequenos sistemas de abastecimento de água (LOGSDON *et al.*, 2002; MURTHA *et al.*, 1997).

#### **4.2 Mecanismos de filtração**

Nos filtros lentos, a baixa taxa de filtração em conjunto com o pequeno diâmetro efetivo favorecem a retenção das partículas nos primeiros centímetros do meio filtrante (CRITTENDEN *et al.*, 2005). A baixa taxa de filtração favorece também uma atividade biológica devido ao longo tempo de detenção acima do meio filtrante e a ausência da pré-cloração (HAARHOFF; CLEASBY, 1991).

Na operação de um filtro lento, podem ser observados dois estágios: 1º período de maturação com melhora progressiva da qualidade da água

filtrada; 2º- fase de máxima eficiência. Normalmente, em filtros lentos, não se observa a fase de ruptura, visto que a filtração é interrompida quando a perda de carga sobre o meio filtrante atinge cerca de 0,9 a 1,5 m (CRITTENDEN *et al.*, 2005).

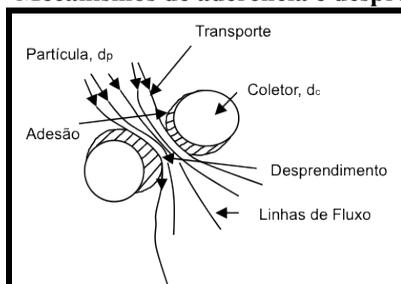
A purificação da água nos filtros lentos ocorre pela passagem dessa pelo meio filtrante, onde ocorrem simultaneamente ações físicas, químicas e biológicas (HAARHOFF; CLEASBY, 1991; WEBER-SHIRK; DICK, 1997a, 1997b). As características físico-químicas das partículas da água e do meio filtrante, bem como a taxa de filtração e o modo de operação do filtro, influenciam no mecanismo com que as partículas em suspensão são removidas (AMIRTHARAJAH, 1988; FAUST; ALY, 1998).

Ao avaliar os mecanismos de filtração, é importante considerar às dimensões das partículas ( $d_p$ ), do coletor ( $d_c$ ), do tamanho dos poros (0,07 a 0,1 vezes o  $d_c$ ) e da distância onde o mecanismo de aderência passa a ser efetivo (AMIRTHARAJAH, 1988).

As partículas que se movem entre os poros de um meio filtrante são de 100 a 1000 vezes menores do que os espaços entre os grãos. Portanto, as partículas precisam ser transportadas através das linhas de fluxo de modo a chegarem próximas do coletor, o suficiente, para que sejam removidas da massa de água (AMIRTHARAJAH, 1988).

Entre os mecanismos que ocorrem durante a filtração (rápida ou lenta), citam-se: mecanismos de transporte, aderência e desprendimento, conforme ilustrado na Figura 2. No caso da filtração lenta, a ocorrência de atividade biológica contribui com o tratamento da água.

**Figura 2 - Mecanismos de aderência e desprendimento**



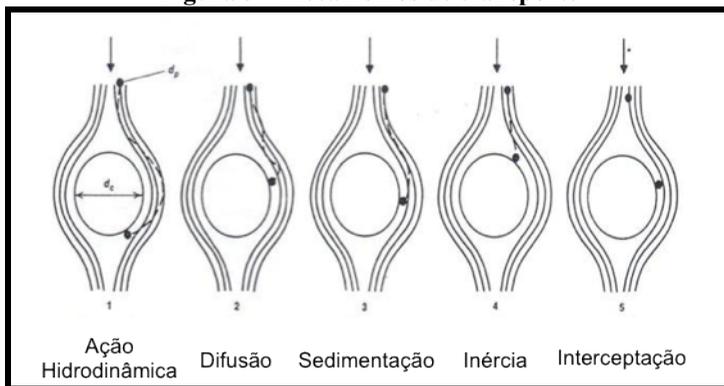
Fonte: Amirtharajah (1988)

### 4.2.1 Mecanismos de transporte

Os mecanismos de transporte levam as partículas da massa do fluido para a superfície dos grãos (FAUST; ALY, 1998). A ação física de coar, sedimentação, difusão, impacto inercial, interceptação e ação hidrodinâmica são os mecanismos que mais se destacam.

Segundo Amirtharajah (1988), na filtração de água são predominantes os mecanismos de sedimentação e difusão. A Figura 3 demonstra sistematicamente os mecanismos de transporte da filtração e o movimento das partículas através das linhas de fluxo e sua interceptação no coletor.

**Figura 3 - Mecanismos de transporte**



Fonte: Amirtharajah (1988)

A ação física de coar consiste na remoção de partículas em suspensão grandes o suficiente para não passar através dos poros. Esta ação ocorre por quase toda superfície do filtro, causando um aumento na resistência contra o movimento descendente de água. Periodicamente, este acúmulo de material deve ser removido (por raspagem ou outra técnica), desse modo, reduzindo a resistência ao valor original de uma camada limpa (HUISMAN, 2004).

Na ação hidrodinâmica, as partículas em suspensão possuem gradiente de velocidade diferente de zero e suas extremidades estão sujeitas a velocidades tangenciais diversas das do centro de gravidade da partícula, fazendo-as girar, produzindo uma diferença de pressão na direção

perpendicular à do escoamento. E isso resulta numa força que as conduz para a região de menor velocidade, de modo que elas podem ser transportadas para a superfície do coletor. A ação hidrodinâmica tem importância no transporte de partículas relativamente grandes ( $\sim 10 \mu\text{m}$ ) (IVES, 1974 apud DI BERNARDO, 1980).

Difusão é o transporte resultante do movimento aleatório das partículas num fluido como consequência dos choques das moléculas do fluido nas partículas (movimento browniano) (EDZWALD, 2011). A intensidade deste fenômeno é proporcional à energia termodinâmica da água e ao inverso do tamanho das partículas, sendo mais expressivo em partículas que se aproximam do tamanho das moléculas de água (menores que  $1 \mu\text{m}$ ) (AMIRTHARAJAH, 1988).

A sedimentação é devida à força da gravidade associada à velocidade de sedimentação da partícula, que a faz atravessar as linhas de fluxo e alcançar o coletor. Nesse mecanismo, a densidade de partículas e da temperatura da água têm papéis importantes. Esse mecanismo é importante no transporte de partículas com tamanho entre 5 e  $25 \mu\text{m}$  (AMIRTHARAJAH, 1988).

O transporte de partículas pelo mecanismo da inércia ocorre quando a partícula tem velocidade superior à velocidade das linhas de fluxo, assim tendo quantidade de movimento suficiente para atravessar as linhas de fluxo e ir de encontro ao coletor. No entanto, segundo Amirtharajah (1988), este mecanismo é negligenciável na filtração de água, sendo importante na filtração de ar.

Por fim, o mecanismo de interceptação ocorre quando a partícula a ser retida está suficientemente próxima ao coletor, de modo que, ao tocá-lo, a partícula adere-se ao coletor (AMIRTHARAJAH, 1988). Dalsasso (2005) ressalta que esse mecanismo ocorre quando a distância entre a linha de fluxo e a superfície do coletor é menor que a metade do tamanho da partícula, considerando-a esférica.

#### **4.2.2 Mecanismos de aderência e desprendimento**

Para ocorrer adesão, as partículas são transportadas pelas linhas de fluxo e capturadas pelo mecanismo da interceptação ou transportadas através

das linhas de fluxo até encontrarem o coletor (HAARHOFF; CLEASBY, 1991).

A retenção do contaminante ocorre quando o mesmo fica aderido aos grãos (coletores), sendo que a quantidade de partículas aderidas depende do número de colisões (HENDRICKS, 2011). Segundo Weber-Shirk e Dick (1997b), a maior eficiência desse mecanismo ocorre após a maturação do meio filtrante, que, de acordo com Hendricks (2011), com o desenvolvimento da camada biológica, ocorre a formação de uma superfície adsorviva nos coletores; e outra possibilidade é que as enzimas extracelulares coagulam algumas partículas permitindo a adesão.

As partículas que serão removidas pelos grãos do filtro tendem a acumular-se, assim, formando depósitos das mais diversas geometrias, de acordo com a forma das partículas e dos grãos de areia. Esses depósitos reduzem o espaço entre os grãos e aumentam, dessa forma, a velocidade de escoamento pelas linhas de fluxo, uma vez que a taxa de filtração permanece constante. O aumento da velocidade pode fazer com que as partículas anteriormente aderidas se desprendam, então, sendo estas aderidas em um grão próximo. Os fenômenos de adesão e desprendimento ocorrem simultaneamente durante a filtração (AMIRTHARAJAH, 1988). Nos filtros lentos esses fenômenos são evidenciados na camada superior onde é formado o biofilme.

#### **4.2.3 Atividade biológica**

Como já mencionado, a atividade biológica nos filtros lentos é favorecida pelo longo tempo no qual a água fica sobre o meio filtrante, consequência da baixa taxa de filtração. Os principais mecanismos biológicos são: predação, limpeza (por vermes aquáticos), morte natural/inativação (quando exposto a ambientes hostis) e o efeito bactericida da luz solar (HAARHOFF; CLEASBY, 1991).

Fayer *et al.* (2000), Trout, Walsh e Fayer (2002) e Stott *et al.* (2003) comprovaram, em condições controladas, a ingestão de cistos de giárdia e oocistos de *Cryptosporidium* por protozoários de vida livre (ciliados e amebas) e invertebrados (rotíferos), indicando que a predação pode ser importante no controle desses patógenos.

Em filtros lentos, existe quantidade considerável de detritos que são ingeridos principalmente por vermes aquáticos encontrados nas camadas inferiores do leito de areia (HAARHOFF; CLEASBY, 1991).

Na parte superior do meio filtrante, habitam diversos organismos predadores que se alimentam de bactérias. Já na parte inferior, a oxidação bioquímica diminui o teor de matéria orgânica e, conseqüentemente, a falta de alimento pode resultar na eliminação das bactérias (HUISMAN; WOOD, 1974; HUISMAN, 2004).

Segundo Huisman (2004), a ação biológica em filtros lentos é o mecanismo mais importante para a remoção de bactérias, como *E. coli* e patógenos. Através dos mecanismos de transporte e também por seu próprio movimento, as bactérias aderem à superfície dos grãos de filtro onde o alimento está concentrado. Para bactérias intestinais, o ambiente aquático é insalubre, pois a temperatura é baixa e a matéria orgânica de origem animal é escassa para atender suas necessidades metabólicas, ocorrendo dessa forma sua inativação desses microorganismos nos filtros lentos.

A atividade biológica é mais pronunciada na parte superior do filtro decrescendo com profundidade, em filtros de escoamento descendente. Quando ocorre o procedimento de limpeza do meio filtrante, essa camada de maior atividade biológica é retirada, sendo necessário um tempo (tempo de maturação) para que se desenvolva a camada novamente (VARGAS, 1998).

Um filtro com areia nova tem normalmente um tempo de amadurecimento, o que pode levar dias para a formação do *schmutzdecke* e melhora na qualidade da água. Depois de várias de filtração e operações de limpeza (raspagem), a comunidade microbiana se estabiliza ao longo da profundidade do meio filtrante e o tempo de maturação passa a ser mais curto ou inexistente (CRITTENDEN *et al.*, 2005).

### **4.3 Fatores que afetam a eficiência do filtro lento**

Segundo Vargas (1998) e Logsdon (2008), os fatores que afetam a eficiência de um filtro lento estão relacionados ao desenho, parâmetros

de operação e características da água bruta. A Tabela 2 apresenta as principais variáveis que afetam a eficiência de um filtro lento.

**Tabela 2 - Variáveis que alteram a eficiência de filtros lentos**

Fatores inibidores	Variáveis
Parâmetros de Projeto (desenho)	Taxa de filtração;
	Tamanho da areia $d_{10}$ e CU.;
	Perda de carga permitida;
	Profundidade do leito de areia (máx e mín).
Parâmetros operacionais	Frequência das limpezas;
	Tempo fora de operação entre as limpezas;
	Mínima altura permitida para o leito;
	Tempo de maturação do filtro;
	Variações de fluxo;
	Idade e tipo de <i>schmutzdecke</i> ;
Condições ambientais	Distância da película de gelo e o leito de areia.
	Temperatura da água;
	Características da água bruta;
	Tipo de microrganismos presentes;
	Tipo e concentração de algas;
	Magnitude e origem da turbidez;
	Concentração e tipo de compostos orgânicos;
Concentração e tipo de nutrientes.	

Fonte: Hendricks e Bellamy (1991).

#### 4.3.1 Parâmetros de projeto

Conforme Vargas (1998), a taxa de filtração é o parâmetro operacional mais importante quando se trata de eficiência da filtração lenta. Esta tem grande influência na duração das de filtração, sendo que, para uma determinada qualidade de água bruta, quanto maior a taxa, mais curta será a carreira de filtração (DÍ BERNARDO; RIVERA, 1996). Contudo a perda de carga e/ou carga hidráulica disponível sobre o meio filtrante será um dos fatores que definirá a duração da carreira de filtração.

Bellamy, Hendricks e Logsdon (1985) estudaram a remoção de cistos de *Giardia* e coliformes totais em leitos filtrantes com diâmetro efetivo ( $d_{10}$ ) de 0,128, 0,278 e 0,615 mm e constataram que, em relação a cistos

de Giárdia, os três tamanhos efetivos de areia tiveram eficiência de 100%, já quanto a coliformes totais, a eficiência variou de 99,4%, 98,6% e 96,0%, com o aumento do diâmetro efetivo (0,128 mm, 0,278 mm e 0,615 mm respectivamente). Segundo os autores a adsorção é um importante mecanismo de remoção, e o aumento da eficiência com o decréscimo do diâmetro efetivo do material filtrante é justificado pela maior superfície disponível para a adsorção nos grãos menores.

De acordo com Di Bernardo e Rivera (1996), que estudaram filtros com diâmetro efetivo em torno de 0,21 mm e coeficiente de uniformidade (CU) variando de 2,24 a 4,29, foi constatado que a qualidade da água filtrada (turbidez, cor aparente e ferro total) em filtros com CU maiores é melhor porque normalmente a carreira de filtração é mais longa e partículas menores são retidas no decorrer da carreira de filtração. Os mesmos autores perceberam também a formação de uma camada biológica mais densa e maior penetração de sólidos em filtros com CU maiores. Com maior penetração de sólidos, provavelmente, será necessária a retirada de mais material filtrante em cada operação de limpeza do filtro quando a técnica da raspagem for empregada. Já quando avaliadas partículas com tamanho entre 1,16 e 5,04  $\mu\text{m}$  a remoção é mais efetiva quanto menor o coeficiente de uniformidade.

Fogel *et al.* (1993) avaliou a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e obteve eficiência de 48% em filtros com diâmetro efetivo de 0,30 mm e coeficiente de uniformidade de 3,8, e associa a baixa eficiência ao coeficiente de uniformidade da areia. O que justificaria a eficiência de 99,99% de remoção de oocistos obtidas por Schuler *et al.* (1991) quando utilizado meio filtrante com diâmetro de efetivo de 0,27 mm e coeficiente de uniformidade de 1,63. O que indica que o coeficiente de uniformidade utilizado no meio filtrante afeta a eficiência de remoções de partículas com o tamanho dos oocistos de *Cryptosporidium*.

No que se refere à espessura da camada filtrante, Bellamy, Hendricks e Logsdon (1985) reportam redução de eficiência (97 para 95%) na remoção de coliformes quando a altura do meio filtrante passa de 0,97 m para 0,48 m. Estudos de Murtha e Heller (2003) apontam que a redução efetiva de coliformes totais ocorreu nos 30 cm iniciais, sendo que após isso apenas pequenas variações foram observadas. Os resultados desses autores levantam a questão de que a camada mínima em um filtro lento pode ser diminuída sem causar prejuízo quanto à remoção dos parâmetros analisados.

### 4.3.2 Parâmetros operacionais

Frequência e tempo fora de operação entre as limpezas são fatores de grande importância na eficiência de filtros lentos, pois o tempo em que o filtro fica drenado e exposto ao tempo irá prejudicar/eliminar a atividade biológica na camada superficial, que levará certo tempo para se restabelecer e contribuir no tratamento da água.

A espessura mínima permitida para o meio filtrante está relacionada à capacidade da técnica de remover contaminantes, tais como vírus e bactérias. Desta forma, a altura mínima adotada em um filtro lento deve garantir um tratamento da água eficiente, como comentado no item anterior.

Hendricks e Bellamy (1991) relatam que filtros lentos são efetivos na remoção de microrganismos, incluindo vírus, bactérias e cistos. Filtros maduros biologicamente podem atingir de 2 a 4 log de remoção desses microrganismos. De acordo com os mesmos autores, o efeito da raspagem, com relação à redução de eficiência em filtros maduros, pode ser insignificante, uma vez que toda a comunidade biológica já esta formada.

Em filtros lentos é de extrema importância o cuidado com a vazão aplicada ao filtro para que não haja muita variação de fluxo. Costa (1980) ressalta que a diminuição repentina da taxa de filtração ocasiona aumento de pressão sobre o meio filtrante, resultando no aparecimento de bolhas de ar no mesmo, que tendem a sair formando caminhos preferenciais, assim, resultando em um tratamento ineficiente.

As características da camada biológica (*schmutzdecke*) em um filtro lento dependem do material em suspensão da água bruta (HENDRICKS; BELLAMY, 1991). O tempo de operação prévia de um filtro é bastante importante porque esse tempo contribui para a formação de um filme biológico no meio filtrante. Bellamy, Hendricks e Logsdon (1985) avaliaram a remoção de coliformes em um filtro que era clorado e “desclorado” (para provocar uma baixa atividade biológica) a cada carreira de filtração e reportam apenas 60% de remoção contra 98% de um filtro recém-raspado, o que demonstra que a limpeza de um filtro maduro tem menor influência na qualidade da água filtrada nos primeiros instantes da carreira.

### 4.3.3 Condições ambientais

Estudos de Bellamy, Hendricks e Logsdon (1985) relataram a redução da eficiência na remoção de coliformes totais de 1 log, passando de 99 para 90% quando a temperatura é reduzida de 17 para 5 ou 2°C. Tal redução se deve ao fato que em lugares de baixa temperatura, a ação biológica dos filtros diminui consideravelmente, reduzindo a eficiência de remoção de coliformes totais, sendo que temperaturas entre 10 e 20°C são ideais para um tratamento efetivo (PYPER; LOGSDON, 1991).

Um grande limitante da filtração lenta está ligado à qualidade da água bruta quando não se usa pré-tratamento. Cleasby (1991) sugere valores de turbidez menor que 5 NTU, não ocorrência de *blooms* de algas (clorofila-a < 5 mg/m<sup>3</sup>), ferro inferior a 0,3 mg/L e manganês < 0,05 mg/L, para se obter em de filtração de 1,5 a 2 meses.

No processo de filtração, microrganismos predadores que estão disponíveis na água bruta podem ser transportados pela água e crescer de forma seletiva sobre a camada filtrante, contribuindo assim para a formação do filme biológico, como também atuar como predadores, como exemplo, os rotíferos que podem ingerir cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* (FAYER et al., 2000; TROUT; WALSH; FAYER, 2002).

A concentração de algas filamentosas contribui para a rápida colmatação dos filtros, por sua vez, quando em predominância, esses microrganismos podem ser uma barreira para outros contaminantes (DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999). Segundo Pereira *et al.* (2012), para alcançar sucesso (boa qualidade da água filtrada e de filtração longas) na filtração lenta se faz necessário o emprego de pré-filtração em pedregulho, o que aumentou a carreira de filtração de 15 dias (sem pré-filtro), para mais que 70 dias (a carreira não foi completada).

Para o desenvolvimento da biopopulação dos filtros são necessários nutrientes (HENDRICKS; BELLAMY, 1991). Bellamy, Hendricks e Logsdon (1985) avaliaram a eficiência de remoção de coliformes em um filtro que era clorado entre as de filtração, um filtro controle e filtro com adição de nutrientes, onde observaram eficiências de remoção de 60, 98 e 99,9% respectivamente. Os autores reiteram que, na ausência de

microrganismos, os filtros não são efetivos, ressaltando a importância da comunidade biológica e o nível de atividade dos filtros.

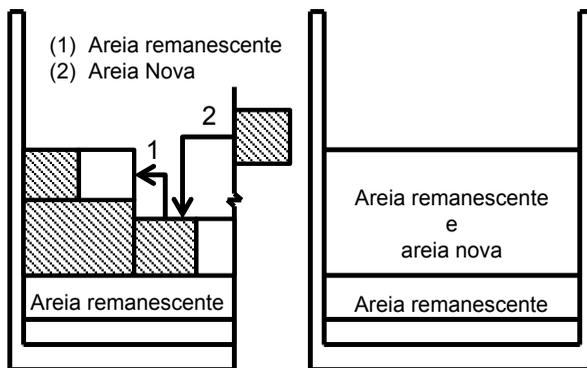
#### 4.4 Métodos de limpeza de filtro lento

Como mencionado anteriormente, a filtração lenta, por ser uma tecnologia de fácil operação que requer, basicamente, controle de vazão e monitoramento da perda de carga (VISSCHER, 1990), torna-se atrativa do ponto de vista operacional. Entretanto a manutenção periódica (limpeza do meio filtrante) é um fator que pode afastar potenciais usuários da técnica, visto que geralmente a limpeza é realizada de forma manual. Segundo Cullen e Letterman (1985), 5 horas são necessárias para a remoção de 100 m<sup>2</sup> de superfície de filtração. Já para a recolocação da areia são necessárias 50 horas a cada 100 m<sup>2</sup> de superfície de filtração.

Normalmente, a limpeza de filtros lentos é realizada por meio de raspagem do meio filtrante. Para tanto, é necessária a drenagem do filtro até que o nível de água fique logo abaixo da camada filtrante. Com o filtro parcialmente drenado, raspa-se o *schmutzdecke* e os primeiros centímetros (1 a 5) de areia. A areia retirada então é lavada e acondiciona para ser recolocada no filtro assim que se atinja a altura mínima de operação. A operação de recolocação da areia deve seguir o esquema apresentado na Figura 4. Visando facilitar esta etapa são utilizadas diferentes técnicas de limpeza.

Uma técnica bastante utilizada em filtros de pequenas e grandes dimensões é a rastelagem. Para esta técnica, drena-se o filtro para que permaneçam aproximadamente 8 cm de água sobrenadante, com o auxílio de um rastelo ou ancinho é realizado o revolvimento da camada superficial de modo desprender a camada biológica. Depois, enche-se o filtro em contrafluxo, sem quem ocorra expansão, até aproximadamente 30 cm, onde é instalado um dreno para retirar a água suja. Em filtros de grandes dimensões, o rastelo é adaptado em tratores. Uma grande vantagem desta técnica é que não ocorre perda de material filtrante (COLLINS *et al.*, 1991; MARRÓN, 1999).

**Figura 4 - Reposição de areia em filtro lento**

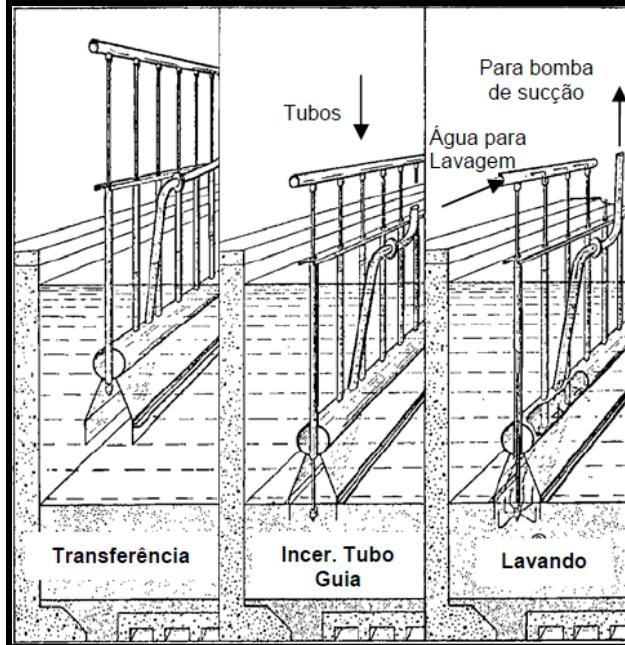


Fonte: Di Bernardo e Dantas (2005)

Huisman e Wood (1974) relatam que algumas cidades que possuem estações de tratamento por filtração lenta já utilizaram um equipamento de limpeza *in situ*, que consiste de uma longa e estreita calha invertida com dois níveis e comprimento igual à largura do filtro. A limpeza é realizada com o cravamento de uma parte da calha (aproximadamente 5 cm) e a penetração do tubo guia para injeção de água, deste modo, é realizada a retrolavagem da camada de areia superior, sendo a água de lavagem aspirada através do segundo nível da calha (Figura 5).

No nordeste brasileiro, na década de 1970, foi desenvolvida uma maneira simples e rápida de limpeza de filtro lento. A técnica consistia na drenagem do filtro até que se observasse o aparecimento da camada biológica e da areia, deixando o *schmutzdecke* exposto ao tempo. Nesta região, o sol intenso, a baixa umidade do ar e os ventos secos favorecem a rápida (2 a 4 horas) secagem do *schmutzdecke*, aparecendo várias rachaduras (denominado, pelo idealizador da técnica, de beijus), o que tornava fácil a retirada manual com o auxílio de vassouras e pás. Esta técnica tinha como benefício a pouca perda de areia durante a limpeza e um menor tempo de maturação do filtro (COSTA, 1980).

**Figura 5 - Equipamento de limpeza de filtro lento *in loco***



Fonte: Huisman e Wood (1974)

Rachwal, Bauer e West (1988) e Ferraz e Paterniani (2000) sugerem o uso de mantas sintéticas com objetivo de facilitar a limpeza do filtro, que consiste na retirada, limpeza e recolocação da manta. Conforme Collins, Eighmy e Malley (1991), com o uso de mantas, também, é possível, além de facilitar a limpeza, prolongar a carreira de filtração. Di Bernardo e Sabogal Paz (2008) afirmam que, com o emprego dessa técnica, é possível reduzir a camada filtrante para cerca de 40 cm, e as de filtração podem ficar até cinco vezes mais longas do que as comparadas com a camada de areia de mesma espessura sem a utilização de mantas. No entanto em filtros com grandes dimensões esta técnica é inviável operacionalmente.

Davison e Bauer (1990) patentearam um equipamento utilizado em Londres que não necessita da drenagem do filtro. A limpeza ocorre com o filtro em seu nível máximo de operação, com auxílio de um equipamento especial de sucção montado sobre uma plataforma flutuante, ou sobre grandes trilhos suspensos. Esse equipamento é capaz de raspar e sugar a primeira camada de areia e enviá-la continuamente,

através de uma tubulação flexível, para uma unidade de recuperação de areia. A camada a ser raspada é controlada por meio de sensor de raio laser. Segundo Di Bernardo e Sabogal Paz (2008) essa técnica economiza de 80 a 85% do tempo gasto em relação à forma convencional de limpeza. Apesar de ser um equipamento sofisticado, os custos de operação e manutenção foram reduzidos no confronto à limpeza de forma manual.

Outra técnica que também não necessita da drenagem do filtro se baseia na utilização de um robô movido à eletricidade e controlado por ondas de rádio e dotado de câmeras. Este robô tem a capacidade de raspar de 0 a 4 cm de areia a uma velocidade de 0,5 a 10 m/min. Este equipamento foi testado em filtros com superfície de 500 – 1000 m<sup>2</sup> e reduziu o tempo de limpeza de 18 a 20 horas para 3,5 a 5 horas (BACK, 2007).

No Laboratório de Potabilização das Águas (LAPOA) foi desenvolvido, por Sens, em 1992 (comunicação pessoal), o primeiro esboço do que seria um filtro lento com retrolavagem, objetivando a utilização dos filtros lentos em zonas rurais e/ou isoladas. Dessa forma, para facilitar a limpeza do filtro, foi proposta a filtração lenta de escoamento descendente com retrolavagem, utilizando a água filtrada no próprio filtro para realizar a limpeza da camada filtrante. A partir deste primeiro experimento, surgiu uma série de trabalhos orientados por Sens, Dalsasso e Pizzolatti.

O primeiro piloto de filtração lenta com retrolavagem foi desenvolvido por Michielin (2002), com isso, dando continuidade à proposta de Sens. O sistema concebido em acrílico de modo que fosse possível estudar as condições hidráulicas para a fluidificação do material filtrante, como: velocidade de aproximação; percentagem de expansão; e também era possível a observação do comportamento do meio filtrante e camada suporte durante a retrolavagem, assim como as condições hidráulicas para que com a abertura de uma única válvula fosse possível realizar a limpeza do material filtrante. Neste trabalho não foi avaliada a qualidade de água produzida.

Em uma segunda etapa, Emmendoerfer (2006) avaliou a altura da camada filtrante, a duração das , qualidade da água tratada, aspectos hidráulicos e a configuração da lavagem. Nesse trabalho foram definidos alguns parâmetros de operação e de projeto dos filtros lentos com

retrolavagem, como: espessura da camada filtrante, percentagem de expansão e tempo de limpeza.

O resultado desses dois estudos foi a concepção de um filtro lento retrolavável com água filtrada, em que, com a abertura de apenas uma válvula, ocorre a fluidificação do material filtrante, ocorrendo a limpeza da camada filtrante. Tal filtro foi instalado por membros do LAPOÁ na Estação Experimental da EPAGRI, localizada no município de Agronômica/SC, para o tratamento de água de abastecimento com aplicação em propriedades rurais de uso familiar. Nesse mesmo filtro, Soares (2007) projetou e construiu um sistema de retrolavagem com acionamento mecânico hidráulico para a realizar a limpeza do meio filtrante, onde a retrolavagem era iniciada e finalizada de acordo com a necessidade, sendo preciso ajuste prévio do tempo de limpeza.

Com o objetivo de avaliar a limpeza com diferentes expansões do meio filtrante, Marnoto *et al.* (2008) desenvolveram um sistema piloto de bancada que reproduzia o filtro lento retrolavável e, assim, avaliaram expansões entre 5 e 30% e sua influência na duração das de filtração e qualidade da água filtrada. Nesse trabalho os autores não constaram forte influência da expansão do meio filtrante durante a retrolavagem na qualidade final da água filtrada. E também afirmam que expansões da ordem de 5 a 10% podem ser promissoras no tocante à economia de água para a lavagem dos filtros.

Soares *et al.* (2010) desenvolveram estudos de qualidade da água em filtro lento retrolavável alimentado com água de um lago de piscicultura com o objetivo de produzir água para a dessedentação animal. A água filtrada, nesse estudo, apresentou qualidade compatível ao objetivo proposto.

Michelan (2010) construiu um sistema de filtração lenta que era alimentado com água da filtração em margem. O mesmo autor operou em paralelo um filtro lento com limpeza convencional e outro com limpeza por retrolavagem, com isso, avaliou a remoção de carbofurano e outros parâmetros de qualidade de água. No estudo ficou comprovado estatisticamente (intervalo de confiança 95%) que o filtro lento retrolavável teve melhor desempenho na remoção do carbofurano.

Pizzolatti (2010) desenhou, projetou e implantou um sistema de retrolavagem com água bruta, onde a água destinada à limpeza fica

armazenada no próprio filtro diminuindo consideravelmente a altura necessária do filtro retrolavável. O mesmo autor avaliou o desempenho da limpeza de três filtros lentos (filtro lento convencional, retrolavável com água filtrada e retrolavável com água bruta) como também a qualidade de água filtrada. Ao final do trabalho, em função dos dados não consistentes, o filtro retrolavável com água bruta foi retirado da avaliação. O autor não observou diferença significativa (intervalo de confiança de 95%) entre a filtração lenta, com limpeza por retrolavagem e por raspagem, relativamente aos parâmetros de qualidade de água analisados.

Poersch (2012) desenvolveu um sistema de filtração lenta com retrolavagem (seis filtros operando em paralelo e com tubulação comum de água filtrada) sem utilização de reservatório elevado. Na concepção do sistema, a água filtrada de 5 filtros lavava 1 filtro. Essa concepção tem a vantagem em não ter tempo limite de limpeza, a concepção anterior de filtro lento com retrolavagem, o tempo de limpeza é limitado pela quantidade de água no reservatório de água para retrolavagem.

Souza (2012) comparou três diferentes granulometrias de filtros lentos com limpeza por raspagem e por retrolavagem. No total foram 6 filtros operados em paralelo. O autor avaliou, além da qualidade de água, a produção efetiva e o tempo de recuperação de qualidade em função da granulometria utilizada.

Ishii (2013) comparou dois métodos de limpeza por retrolavagem em filtros lentos, um utilizando água bruta e outro com água filtrada. Nos filtros operados foi alcançado valores de turbidez apropriados para consumo humano.

#### **4.5 Desempenho de filtros lentos**

A filtração lenta é uma tecnologia de tratamento de água consolidada e pode ser utilizada tanto para tratamento de água em pequenas comunidades como em grandes centros, como é o caso da estação de tratamento de água em Londres. Filtros lentos já vêm sendo utilizados como tecnologia de tratamento de água com o intuito de remover diversos contaminantes. A Tabela 3 apresenta a eficiência de filtros lentos quanto a diferentes impurezas encontradas na água.

**Tabela 3 - Desempenho de filtro lento no tratamento de água**

Autor	Parâmetro de qualidade de água avaliado	Eficiência
Jun, Lee e Shin (2002)	Carbono orgânico dissolvido	9,2 – 31 %
Bellamy <i>et al.</i> (1985)	Coliformes totais	> 2 log
Pizzolatti <i>et al.</i> (2010)	Cor aparente	69 – 81 %
Murtha e Heller (2003)	Cor verdadeira	28 – 41 %
Dullemont <i>et al.</i> (2006)	<i>E. coli</i>	2 log
Hsieh, Lin e Wang (2010)	Geosmina	87 – 96 %
Visscher (1990)	Metais pesados	30 – 95 %
Ho <i>et al.</i> (2007)	Microcistina-LR	100 %
Collins <i>et al.</i> (1992)	Precusores de trihalometanos	9 – 27 %
Visscher (1990)	Turbidez	redução até <1 uT

A filtração lenta é eficiente na remoção de uma série de contaminantes físicos, químicos e biológicos como mostra a Tabela 3. No entanto para o sucesso da aplicação da técnica alguns limites devem ser respeitados no que tange turbidez (<25 uT), cor verdadeira (<10 uH), sólidos suspensos totais (25 mg/L), concentração de ferro (<1,5 mg/L), concentração de algas (500 UPA/mL), coliformes totais (1000 NMP/100mL) e termotolerantes (500 NMP/100mL) (DI BERNARDO, BRANDÃO e HELLER, 1999).

Quando a água bruta ultrapassa os valores recomendados ainda é possível a utilização da filtração lenta, mas com pré-tratamento com pré-filtros de pedregulho e/ou pré-filtros dinâmicos. A associação dessas tecnologias recebe o nome de filtração em múltiplas etapas (FIME), que tem a filtração lenta como última etapa.

A utilização da FIME com a configuração pré-filtro dinâmico, pré-filtração em pedregulho com escoamento ascendente em subcamadas ou pré-filtração em pedregulho com escoamento ascendente em unidades em série são eficientes com água bruta com: turbidez (<200 uT), cor verdadeira (<25 uH), sólidos suspensos totais (200 mg/L), concentração de ferro (<5,0 mg/L), concentração de algas (5000 UPA/mL), coliformes

totais (20000 NMP/100mL) e termotolerantes (1000 NMP/100mL) (DI BERNARDO, BRANDÃO e HELLER, 1999).

#### **4.6 Vantagens e limitações da filtração lenta**

A filtração lenta como técnica de tratamento de água vem se mostrando, ao longo dos anos, bastante eficiente. Quando utilizada água bruta (principal fator limitante da técnica) dentro dos limites de emprego da técnica, obtém-se uma água filtrada de qualidade. Água bruta de pior qualidade resultará em de filtração curta.

Por ser uma técnica simples e a operação consistir basicamente de controle da vazão e limpeza do meio filtrante, os custos com manutenção e operação desta tecnologia são reduzidos, pois não há necessidade de equipamentos eletromecânicos para o funcionamento dos filtros e, muitas vezes, dependendo da topografia local, não se utiliza energia elétrica porque a alimentação pode ser realizada por gravidade.

Filtros lentos, por utilizarem uma taxa de filtração inferior a filtros rápidos, necessitam de um área de filtração maior para abastecer o mesmo número de habitantes. No entanto, quando se pensa em comunidades rurais e/ou isoladas, a necessidade de maiores áreas não se torna um fator limitante para o emprego da técnica.

Normalmente, não se utilizam produtos químicos para a coagulação/floculação, por esse motivo, segundo Murtha, Heller e Libânio (1997), o efluente da retrolavagem pode ser utilizado na agricultura e na piscicultura.

A filtração lenta com retrolavagem, por sua vez, apresenta vantagens operacionais (operação de limpeza) em comparação à filtração lenta convencional, entre elas, podemos destacar:

- não há necessidade de drenar o filtro para executar a limpeza;
- tempo reduzido de limpeza e, conseqüentemente, reduzido tempo fora de operação (resultando em maior produção efetiva);
- não ocorre perda de material filtrante;

- não há necessidade de espaço para armazenagem e lavação de areia;
- menor custo operacional (mão de obra) para o procedimento de limpeza;
- ausência de ar no meio filtrante durante a limpeza.

Contudo a filtração lenta com retrolavagem, em função do seu *lay out*, pode ter o custo de implantação mais elevado devido a necessidade de reservatório de água para retrolavagem, sistema de calhas para coleta da água de retrolavagem, válvulas e demais acessórios necessários para o funcionamento hidráulico da limpeza.

O processo de filtração lenta apresenta certa limitação na remoção de partículas coloidais e compostos orgânicos. Tais compostos podem causar uma concentração elevada de trihalometanos na água filtrada após a cloração. Entretanto essa limitação pode ser amenizada com o emprego de pré-tratamento com coagulante orgânico ou inorgânico, com dosagem de aproximadamente 10% da dosagem usualmente utilizada em tratamentos que adotam coagulação. Ou até mesmo por pós-tratamento com carvão ativado granular quando a utilização de coagulante não é indicada (MANZ, 2004).

A grande limitação da filtração lenta está na qualidade da água bruta, que deve estar entre os discutidos na seção 4.3.3. Outro fator importante é que os filtros lentos não suportam picos de turbidez, o que resulta em um efluente de pior qualidade e de filtração curtas. Com o objetivo de adequar a água para o tratamento através de filtros lentos, pode ser utilizado a filtração em múltiplas etapas (FIME) que consiste na utilização de unidades de filtração como por exemplo, pré filtros em pedregulho e pré filtro dinâmico antes dos filtros lentos.

#### **4.7 Contaminantes avaliados no estudo**

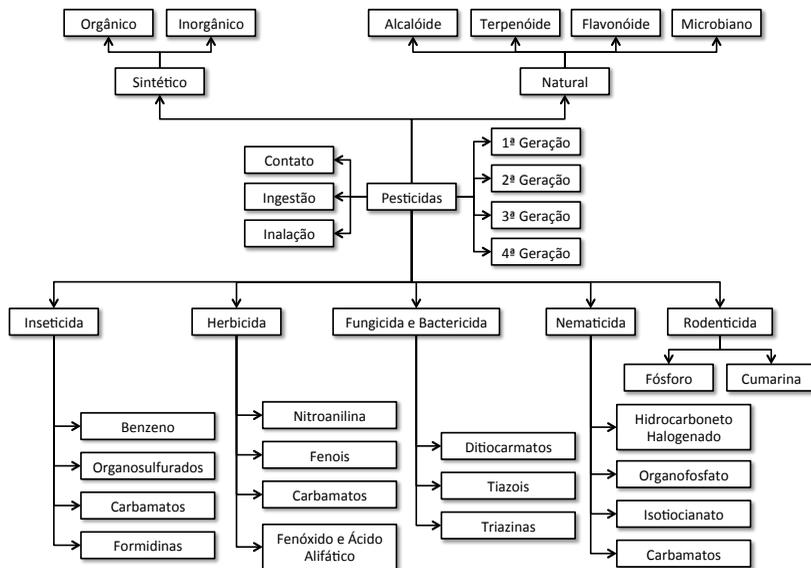
Os estudos foram conduzidos com a adição de dois tipos de contaminantes: químicos (agrotóxicos: carbofurano, carbaril e metomil) e biológicos (protozoários: simulado através de microesferas fluorescentes de tamanho médio de um oocisto de *Cryptosporidium*) na água de estudo e, posteriormente, avaliada a eficiência da filtração lenta na remoção destes.

### 4.7.1 Agrotóxicos

No Brasil, comumente, utiliza-se o nome de agrotóxico para substâncias que, de alguma forma, combatem qualquer organismo que possa trazer prejuízo ao desenvolvimento e produtividade de culturas agrícolas. Outros termos utilizados são: agroquímicos e defensivos agrícolas. Existe também a diferenciação com relação ao tipo de organismo que é combatido, como, por exemplo: inseticida (insetos, roedores, etc.), herbicida (plantas parasitas), fungicida (fungos). Já, em inglês, o termo usado é pesticida (do inglês, *pesticide*), sendo o termo referente a tudo que pode evitar um prejuízo a uma cultura agrícola.

Segundo Nollet e Rathore (2010), pesticidas podem ser usados contra quaisquer formas de planta (terrestres e aquáticas), animais ou microrganismos, podendo ser definida como uma substância que exerce ação tóxica sobre as pragas. Os pesticidas são classificados, com base em seu processo de evolução, modo de ação, natureza química e espécies-alvo conforme ilustra a Figura 6.

**Figura 6 - Classificação dos pesticidas**



Fonte: Adaptado de Nollet e Rathore (2010)

Os pesticidas são classificados pela toxicidade aguda  $DL_{50}$  (dose capaz de levar a óbito 50% da população exposta ao contaminante) ou  $CL_{50}$  (concentração capaz de levar a óbito 50% da população exposta ao contaminante) (referente à toxicidade crônica (Tabela 4). Os carbamatos, alvo do estudo em questão, possuem um grande leque de aplicação e, por isso, podem ser utilizados como inseticidas, herbicidas e nematicidas.

**Tabela 4 - Classificação toxicológica em função do  $DL_{50}$  e  $CL_{50}$**

Classe toxicológica	Descrição	Faixa indicativa de cor
I	Extremamente tóxicos ( $DL_{50} < 50$ mg/kg de peso vivo)	Vermelho vivo
II	Muito tóxicos ( $DL_{50} - 50$ a $500$ mg/kg de peso vivo)	Amarelo intenso
III	Moderadamente tóxicos ( $DL_{50} - 500$ a $5000$ mg/kg de peso vivo)	Azul intenso
IV	Pouco tóxicos ( $DL_{50} > 5000$ mg/kg de peso vivo)	Verde intenso
I	Extremamente tóxicos ( $CL_{50} < 0,1$ mg/L)	-
II	Muito tóxicos ( $CL_{50} - 0,1$ a $1,0$ mg/L)	-
III	Moderadamente tóxicos ( $CL_{50} - >1,0$ a $< 10,0$ mg/L)	-
IV	Pouco tóxicos ( $CL_{50} > 10$ a $< 100$ mg/L)	-
V	Pouco tóxicos ( $CL_{50} > 100$ mg/L)	-

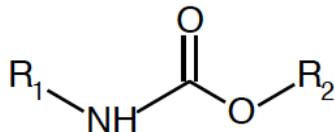
Fonte: Zucker (1985) e OPAS/OMS (1996)

#### 4.7.1.1 Carbamatos

Os carbamatos (Figura 7) são derivados do ácido carbâmico e têm como estrutura geral  $R_1NHCOOR_2$  (MARONI *et al.*, 2000) e conforme o grupo funcional  $R_1$  se tem a ação: inseticida (grupo metila); herbicidas (grupo aromático); e, fungicidas (benzimidazol, composto orgânico

aromático heterocíclico) (WHO, 1986). Ao R<sub>2</sub> ligam-se grupos aromáticos ou alifáticos substituintes (MARONI *et al.*, 2000).

**Figura 7 - Estrutura dos Carbamatos**



De acordo com Goto *et al.* (2006), os pesticidas carbamatos são amplamente utilizados no mundo inteiro, podendo-se citar: aldicarbe, aldicarbe sulfona, aldicarbe sulfóxido, carbaril, fenobucarb, metiocarbe, metomil, oxamil e pirimicarbe. Esses produtos químicos são parte do grande grupo de pesticidas sintéticos que têm sido desenvolvidos, produzidos e usados em grande escala (WHO, 1986) desde a década de 1950 (QUEENSLAND HEALTH, 2002). Seu grande sucesso em aplicações agrícolas levou a um aumento contínuo no uso desses pesticidas, mas sua toxicidade aguda gera grande preocupação (DELGADO *et al.*, 2001). Entretanto a exposição frequente (toxicidade crônica), o que pode ocorrer pelo consumo de água contaminada, é de grande preocupação do ponto de vista de saúde pública.

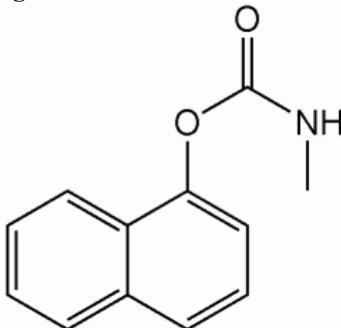
O modo de ação dos carbamatos consiste na inibição (temporária) da enzima acetil colinesterase (QUEENSLAND HEALTH, 2002), o que afeta o sistema nervoso central e causa um distúrbio no neurotransmissor acetilcolina (WHO, 1986), sendo esse distúrbio, comumente, reversível. O efeito do acúmulo do neurotransmissor acetilcolina nas sinapses nervosas é a superexcitação e as reações musculares se tornarão irregulares, sintomas que podem aparecer logo após a exposição de grande quantidade do composto (exposição aguda) (NOLLET; RATHORE, 2010). Já a exposição crônica pode causar efeitos neurotóxicos retardados, alterações cromossomiais e dermatites de contato (OPAS/OMS, 1996)

#### **a) Carbaril**

O pesticida carbaril (nome IUPAC 1-naphthyl methylcarbamate, número CAS 63-25-2) é um inseticida sintético que atua no controle do crescimento de insetos (AERU, 2011a). É muito eficiente contra os que

mastigam folhas e mostrou-se bem-sucedido para o controle de infestações em pomares. A via de exposição é a ingestão e contato. Tem fórmula química  $C_{12}H_{11}NO_2$  e fórmula estrutural ilustradas na Figura 8 (MATOLCSY *et al.*, 1988).

**Figura 8 - Estrutura do Carbaril**



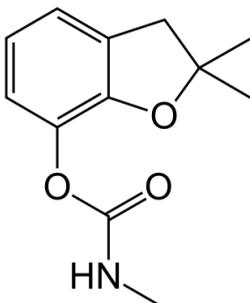
Matolcsy, Nádasy e Andriská (1988) apontam uma propriedade vantajosa do carbaril em comparação a outros carbamatos, é a sua baixa toxicidade para os organismos de sangue quente, apresentando  $DL_{50}$  oral em ratos de 614 mg/kg (AERU, 2011a). É normalmente comercializado com o nome de Sevin® (MATOLCSY *et al.*, 1988). Em humanos é altamente tóxico em grandes dosagens, podendo ser fatal se inalado, ingerido ou absorvido pela pele (AERU, 2011a). Segundo a ANVISA (2006), é um agrotóxico classe II.

No Brasil, o uso do Carbaril é regulamentado pela ANVISA e pode ter o uso agrícola, com aplicação foliar nas culturas de abacaxi, abóbora, algodão, alho, banana, batata, cebola, couve-flor, feijão, maçã, pastagens, pepino, repolho e tomate (ANVISA, 2006).

## **b) Carbofurano**

Carbofurano (nome IUPAC 2,3-dihidro-2,2-dimetilbenzofuran-7-yl methylcarbamate - número CAS 1563-66-2) é um composto orgânico sintético com espectro muito amplo de ação e pode atuar como inseticida, acaricida e nematicida sistêmico, com fórmula química  $C_{12}H_{15}NO_3$  e fórmula estrutural ilustradas na Figura 9 (AERU, 2011b).

**Figura 9 - Estrutura do Carbofurano**



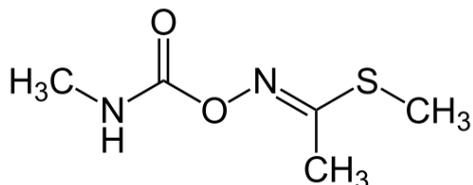
O carbofurano é tóxico para os organismos de sangue quente, classe I (ANVISA, 2003) com DL<sub>50</sub> de 7 mg/kg em ratos (AERU, 2011b). Essa desvantagem é facilmente compensada pela sua rápida decomposição em organismos vegetais com tempo de meia-vida menor que cinco dias (MATOLCSY *et al.*, 1988).

No Brasil, o uso agrícola é autorizado com aplicação no solo nas culturas de algodão, amendoim, arroz, banana, batata, café, cana-de-açúcar, cenoura, feijão, fumo, milho, repolho, tomate e trigo; e aplicação em sementes de algodão, arroz, feijão, milho e trigo (ANVISA, 2003). É comercializado sob o nome de Furadan<sup>®</sup>.

### **c) Metomil**

Metomil é um inseticida usado para controlar uma grande variedade de insetos, entre eles, Lepidoptos (borboletas e mariposas), Coleoptos (besouros) e Dipteros (mosquitos e moscas). Conhecido pelo nome IUPAC S-methyl (EZ)-N-(methylcarbamoyloxy)thioacetimidate, número CAS 16752-77-5, apresenta a fórmula química C<sub>5</sub>H<sub>10</sub>N<sub>2</sub>O<sub>2</sub>S e fórmula estrutural ilustradas na Figura 10 (AERU, 2011c; ANVISA, 1985a).

**Figura 10 - Estrutura do Metomil**



No Brasil, o uso agrícola desse pesticida Classe I (DL<sub>50</sub> oral= 30 mg/kg em camundongos) é autorizado para aplicação foliar nas culturas de algodão, batata, brócolis, couve, milho, repolho, soja, tomate e trigo (ANVISA, 1985b). Recentemente, o metomil vem sendo empregado no solo, promovendo benefícios com menor risco de exposição do aplicador e menor impacto sobre os insetos considerados benéficos a cultura (DESAEGER *et al.*, 2011). Pode ser encontrado comercialmente pelo nome Metomex®.

#### 4.7.1.2 Propriedades físico-químicas e toxicológicas

Para uma segura manipulação e entendimento dos processos que regem a degradação dos agrotóxicos é importante conhecer suas propriedades físico-químicas e toxicológicas. A Tabela 5 apresenta algumas destas informações para as substâncias utilizadas no presente estudo.

**Tabela 5 - Propriedades físico-químicas e toxicológicas dos agrotóxicos**

Propriedades físico-químicas e toxicológicas	Pesticida		
	Carbaril	Carbofurano	Metomil
Massa molecular (g/mol)	201,22	221,26	162,21
Solubilidade em água 20°C (mg/L)	9,1	322	55000
Hidrólise em meio aquoso a 20°C e pH 4	Estável	Estável	Estável

\* peso corpóreo;

Fonte: AERU (2011a, 2011b, 2011c)

**Tabela 6 - Propriedades físico-químicas e toxicológicas dos agrotóxicos (continuação)**

Propriedades físico-químicas e toxicológicas	Pesticida		
	Carbaril	Carbofurano	Metomil
Hidrólise em meio aquoso a 20°C e pH7; tempo de meia-vida (dias)	12	37	Estável
Hidrólise em meio aquoso a 20°C e pH9; tempo de meia-vida (dias)	0,12	0,1	36
Log K <sub>ow</sub>	2,36	1,52	1,24
DL <sub>50</sub> oral em camundongos (mg/kg)	614	7	30
DL <sub>50</sub> dermal em camundongos (mg/kg.pc*)	> 5000	> 1000	> 2000
DL <sub>50</sub> inalação em camundongos (mg/L)	2,4	0,05	0,215
Dose de referência (mg/kg.pc)	0,01	0,001	0,0055

pc\* - peso corpóreo;

Fonte: AERU (2011a, 2011b, 2011c).

#### **4.7.1.3 Transformação/degradação**

Substâncias orgânicas como os carbamatos podem ser transformadas em formas mais simples pela degradação biótica e abiótica (VERSTRAETEN *et al.*, 2003). A transformação abiótica pode gerar degradação parcial e formação de metabólitos, já na transformação biótica, ocorre a completa mineralização da substância a CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O e íons inorgânicos (CHUNG, 2000).

A hidrólise é a reação mais comum de degradação de pesticidas (CHUNG, 2000). Muitos inseticidas carbamatos são susceptíveis à hidrólise sob condições alcalinas, sendo alguns desses compostos degradados em questão de horas, quando em contato com água de pH elevado (STEPHENSON, 1991).

Segundo WHO (1986), carbamatos são metabolizados por microrganismos, vegetais e animais e mineralizados na água e no solo. Stenersen (2004) apresenta alguns fatores ambientais que favorecem a degradação dos compostos no ambiente como:

- Altas temperaturas aumentam a taxa de degradação, uma vez que o número de microrganismos aumenta como também a atividade biológica;
- Umidade influencia fortemente a degradação devido à condição favorável para a atividade biológica;
- Solo rico em matéria orgânica favorece a atividade microbiana, o que geralmente aumenta a degradação devido ao cometabolismo;
- pH elevado tende a ser mais favorável para a degradação.

Cada tipo de carbamato possui diferentes propriedades e, desta forma, cada um deve ser avaliado de acordo com suas características, não havendo extrapolação de resultados de um tipo para outro. Um carbamato pode ser facilmente decomposto, enquanto outros podem ser fortemente adsorvidos no solo (MASON, Y. Z. *et al.*, 1990; WHO, 1986). Fato que pode ser observado na Tabela 5, onde se verifica que o metomil tem a característica de ser mais solúvel em água e apresenta tempo de meia-vida em pH9 de aproximadamente 36 dias a 20°C.

O carbaril normalmente não é persistente no ambiente. Em água, o tempo de meia-vida depende da concentração inicial, pH, temperatura e pode variar de minutos a semanas. Em climas quentes, ele tende a degradar-se rapidamente. A principal via metabólica é por hidrólise e o principal produto é 1-nafitol, que é espontaneamente decomposto em metil-anilina e dióxido de carbono (WHO, 2008).

Carbofurano é degradado no solo principalmente por hidrólise e degradação biológica e fotodegradação. Sua persistência no ambiente

depende principalmente do pH, temperatura, tipo de microrganismos e umidade (WHO, 2004). De acordo com Mateen *et al.* (1994), a degradação por microrganismos é mais rápida a 35°C que a 20°C e, em condições anaeróbias, não ocorre.

Metomil é o pesticida mais estável entre os estudados, sendo estável a hidrólise em pH ácido e neutro. Esse composto é degradado por microrganismos presentes no solo mais rapidamente em condições aeróbicas. O meio mais rápido de degradação desse pesticida é por meio da exposição à luz ultravioleta, tendo como principal produto acetonitrila (WHO, 1996).

A Tabela 6 elenca a remoção de agrotóxicos por diferentes tecnologias de tratamento de água.

**Tabela 6 - Estudos de remoção de agrotóxicos**

Processo	Agrotóxico	% remoção (observação)	Referência
Osmose inversa (XLE)	Carbaril	79 (poliamida)	Kimura <i>et al.</i> (2004)
Osmose inversa (SC-3100)	Carbaril	0 (acetato de celulose)	Kimura <i>et al.</i> (2004)
UV <sub>254</sub>	Carbaril	100 (tempo de contato 8 min)	Khoobdel <i>et al.</i> (2010)
Ultrassom (130khz)	Carbaril	63 (tempo de contato 60 min)	Khoobdel <i>et al.</i> (2010)
Nanofiltração (NTR-729HF)	Carbaril	92,4 (material Poli-álcool vinílico/poliamida)	Kiso <i>et al.</i> (2001)
Carvão ativado	Carbofurano	97,35 (fabricado a partir do penduculo da bananeira)	Salman e Hameed (2010a)

**Tabela 7 - Estudos de remoção de agrotóxicos (continuação)**

Processo	Agrotóxico	% remoção (observação)	Referência
Carvão ativado granular (GAC F300)	Carbofurano	100 (C <sub>0</sub> 100 mg/L e tempo de contato de 24 min)	Salman e Hameed (2010b)
O <sub>3</sub> + Filtração direta	Carbofurano	90–95 (O <sub>3</sub> /COT = 0,6)	Dalsasso (1999)
Filtração em margem de Rio	Carbofurano	60 (0,339 para 0,130 µg/L)	Romero <i>et al.</i> (2010)
O <sub>3</sub>	Metomil	92,7 (C <sub>0</sub> 1,5 mg/L em 20-30 min)	Li <i>et al.</i> (2008)
Fe <sup>2+</sup> + H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (Fenton),	Metomil	70 (tempo de contato 30 min)	Tamimi <i>et al.</i> (2008)
UV+Fe <sup>2+</sup> +H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (photo-Fenton)	Metomil	100 (tempo de contato 30 min)	Tamimi <i>et al.</i> (2008)

#### 4.7.2 Protozoários

Protozoários são microrganismos eucariontes, unicelulares, distinguidos e/ou agrupados por sua forma de locomoção: cílios, flagelos, pseudópodos e os sem capacidade locomotiva (coccídeos) (GERARDI; ZIMMERMAN, 2005).

A maioria dos protozoários parasitas tem um estágio de cisto, forma na qual é resistente a condições adversas quando fora do organismo hospedeiro. Este estágio faz parte de seu ciclo de vida e pode ser desencadeado por uma série de fatores como falta de nutrientes e acúmulo de metabólitos tóxicos, mas, geralmente, é causado por uma resposta do parasita ao sistema imune do hospedeiro (GERARDI; ZIMMERMAN, 2005).

As doenças de veiculação hídrica causadas por infecção de parasitas são predominantemente a criptosporidíase e a giardiase (BALDURSSON; KARANIS, 2011), desencadeadas pela ingestão de oocistos e cistos viáveis de *Cryptosporidium* e de *Giardia* respectivamente.

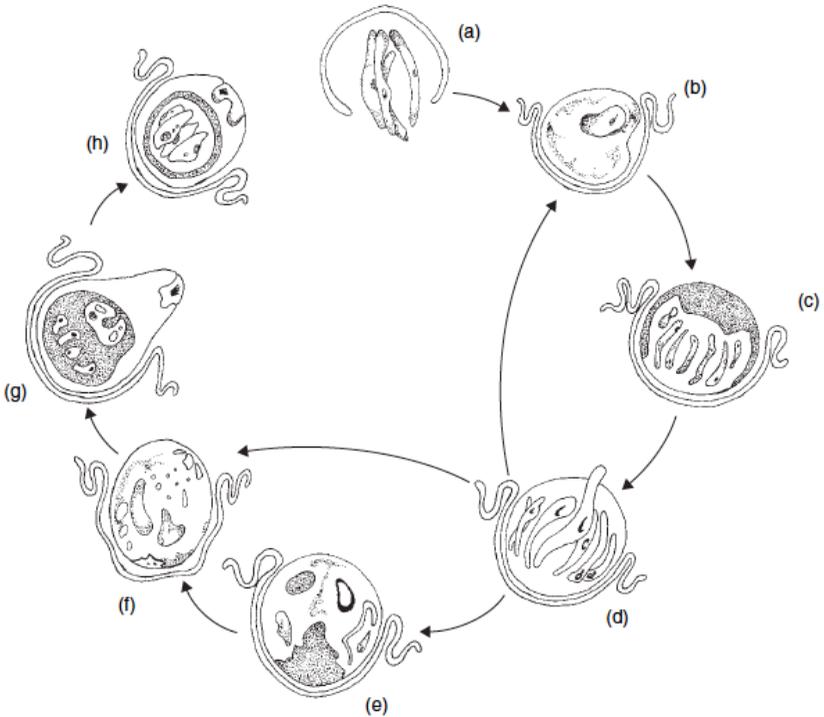
#### **4.7.2.1 *Cryptosporidium***

O *Cryptosporidium* é um protozoário (coccídeo) parasita que cresce e se reproduz nas células epiteliais dos órgãos respiratório e digestivo dos vertebrados. Atualmente são conhecidos por causar a criptosporidíase (FAYER; UNGAR, 1996). Seu ciclo de vida (Figura 11) é rápido quando no hospedeiro (12 a 14 horas), o que faz com em alguns dias colonize seu trato intestinal (UPTON, 2008). Conforme Tzipori e Ward (2002), o hospedeiro infectado pode liberar um grande número de oocistos, chegando a 10 bilhões de oocistos por dia (GERARDI; ZIMMERMAN, 2005). Fora do hospedeiro, sua resistência e capacidade de transporte são devidas à estrutura e composição de sua carcaça, tendo condições de permanecer viável por um longo tempo (JENKINS et al., 2010), sendo superior a 12 semanas na água ou no solo, em temperatura entre -4 e 4°C (OLSON et al., 1999).

As rotas de transmissão podem ser direta hospedeiro-hospedeiro ou indireta pela água ou comida contaminada através da ingestão ou inalação dos oocistos (O'DONOGHUE, 1995; XIAO et al., 1998).

A criptosporidíase, doença causada pelo protozoário *Cryptosporidium*, tem por sintomas, em indivíduos imunocompetentes, diarreia com duração média de 10-14 dias (GERARDI; ZIMMERMAN, 2005). Já em imunodeprimidos (principalmente portadores de HIV), apresentam enterite grave, caracterizada por diarreia aquosa, dor abdominal, mal-estar, falta de apetite, náuseas, vômitos e febre. Estes sintomas podem se agravar, acarretando em desnutrição, desidratação e morte fulminante (BRASIL, 2010; XIAO et al., 1998).

**Figura 11 - Ciclo de vida do *Cryptosporidium parvum***



Fonte: Gerardi e Zimmerman (2005)

O ciclo de vida de *Cryptosporidium* envolve vários estágios de desenvolvimento. Quando um hospedeiro ingere um oocisto viável, os esporozoítos emergem do oocisto e aderem ao trato intestinal do hospedeiro (a). Cada esporozoítos é capaz de invadir uma célula epitelial do trato intestinal, anexando-se à superfície de uma célula. A célula então cresce ao redor do esporozoítos. Os esporozoítos maduros são chamados de esquizonte (b). O esquizonte se divide para formar de seis a oito merozoítos (c). Os merozoítos em forma de banana escapam da célula epitelial (d) e podem invadir outra célula epitelial que continua a infecção ou pode evoluir para uma célula reprodutiva microgametófito masculina (e) ou uma da microgametófito feminina “ovo” (f). A célula reprodutiva masculina produz “espermatozoides” ou microgametas, que estouram para fora da célula epitelial e invadem uma célula epitelial que contém uma célula reprodutiva feminina. Quando o “espermatozoide” funde-se com o ovo, a fertilização ocorre, e um oocisto imaturo é

formado (g). Quando o oocisto amadurece (h), este desenvolve uma parede grossa exterior e é liberado a partir da célula epitelial para o lúmen do intestino delgado, onde é incorporada aos resíduos fecais (GERARDI; ZIMMERMAN, 2005).

DuPont *et al.* (1995) avaliaram a dose necessária para infectar um adulto saudável. Foram avaliados 29 voluntários submetidos a uma única dose contendo de 30 a 1.000.000 de oocistos. Do grupo de 5 pessoas submetidas a dose de 30 oocistos, apenas 1 foi infectada; e, no outro extremo, do grupo de 7 pessoas submetidas a dose > 1.000, 100% dos voluntários foram infectados, tendo 5 desenvolvidos sintomas entéricos e 2 desenvolveram criptosporidíase clínica (diarreia e um ou mais sintomas associados). Como resultado da pesquisa, constatou-se que a dose necessária para infectar 50% da população (adultos saudáveis) exposta é de 132 oocistos.

Os oocistos de *Cryptosporidium* são de formato esférico a ovais com tamanho de 2-6 µm de diâmetro (O'DONOGHUE, 1995), podendo passar pelo processo de filtração com certa facilidade. Nieminski (1997) reportam remoção de 1 log, em sistema de tratamento convencional mesmo com água filtrada com turbidez <0,2 uT.

O maior problema no tocante aos oocistos de *Cryptosporidium* no tratamento de água é sua reconhecida resistência aos desinfetantes mais comuns (TZIPORI; WARD, 2002). Entretanto existem outras formas de inativá-lo. Quando utilizados de forma correta é possível inativar os oocistos por radiação UV, ozônio, em condições alcalinas ou ácidas extremas (JENKINS *et al.*, 2010) e exposição à alta temperatura (> 72,4°C por 1 min) e baixa temperatura (< -70°C) (CAREY *et al.*, 2004).

Quando utilizada a filtração lenta para o tratamento de água contaminada com oocistos de *Cryptosporidium*, essa se demonstra eficiente quando se toma o cuidado com o material filtrante utilizado, mais especificamente o coeficiente de uniformidade. Como abordado na seção 4.3.1, Fogel *et al.* (1993) obteve de eficiência de 48% em filtros com diâmetro efetivo de 0,30 mm e coeficiente de uniformidade de 3,8, e Schuler *et al.* (1991) quando utilizado meio filtrante com diâmetro de efetivo de 0,27 mm e coeficiente de uniformidade de 1,63 obteve eficiência de mais que 4 logs.

Timms, Slade e Fricker (1995) avaliaram a filtração lenta em sistema piloto de filtro lento com camada filtrante de 50 cm de espessura e taxa de filtração de 7,2 m/d. Para os estudos foram inoculados durante 3,5 horas 4000 oocistos/L. Os resultados indicaram remoção de mais que 4 log, com oocistos retidos nas camadas mais superficiais do meio filtrante e sem indicativo de penetração dos oocistos nas camadas mais profundas do filtro. Os mesmos autores também não perceberam

Hijnen *et al.* (2007) avaliaram a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em efluente com turbidez de 0,1 uT onde foi dosado 314,6 oocistos/L durante 98 dias consecutivos. Foi observado transpasse de 14 oocistos de *Cryptosporidium* entre o dia 29 e 79 após o início da dosagem. Logo após a dosagem cessar foi observado mais 25 dias (nesse período foram realizados 4 amostragens) onde ocorreu o transpasse de 1 oocisto por amostragem. Durante dos 247 dias de monitoramento (22 amostragens) um total de 18 oocistos foram detectados, resultando na eficiência média do filtro de 5,3 log.

#### **4.7.2.2 Predação natural de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giárdia***

Stott *et al.* (2003) estudaram a ingestão de oocistos de *Cryptosporidium* por rotíferos e protozoários de vida livre (ciliados e ameba), microrganismos comumente encontrados em ambiente aquático. Neste estudo, os ciliados tiveram a maior média de ingestão por organismos que os rotíferos e amebas.

Bichai *et al.* (2010) avaliaram a predação de cistos de giárdia e oocistos de *Cryptosporidium* por rotíferos em carvão ativado granular, concluindo que a predação pode ter papel importante no controle da transmissão desses microrganismos.

Fayer *et al.* (2000) verificaram que oocistos de *Cryptosporidium* são ingeridos por rotíferos em condições laboratoriais. Além disso, relataram que alguns rotíferos excretam um “bolo” com oocistos e outras substâncias digestivas que têm de 20 a 30 vezes o tamanho de um oocisto, o que facilitaria a retenção em filtros nos sistemas de tratamento de água. Em razão da vigorosa mistura dentro do estômago do rotífero e outras substâncias estomacais, não foi possível determinar a quantidade

máxima de oocistos ingeridos, sendo observados 25 oocistos ingeridos por um rotífero.

Trout, Walsh e Fayer (2002) avaliaram a ingestão de cistos de giárdia por rotíferos, sendo observada ingestão de 12 a nenhum cisto ingerido por rotífero. O número exato de cistos não foi possível observar devido à grande movimentação dos rotíferos. O número máximo de cistos ingeridos por cada organismo provavelmente é menor do que o número de oocistos ingeridos, pois cistos são de 3 a 4 vezes maiores.

#### **4.7.3 Microesferas como indicadores substitutos da presença de oocistos de *Cryptosporidium***

Em razão da periculosidade e dificuldade de obtenção, em quantidade razoável para um estudo contínuo, de oocistos de *Cryptosporidium* se empregam indicadores substitutos para a avaliação do processo de tratamento a ser estudado.

Um indicador é a utilização de partículas sintéticas com características próximas do contaminante a ser estudado (tamanho e densidade). As microesferas fluorescentes vêm sendo atualmente utilizadas para a avaliação da eficiência de processos de tratamento para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Diversos estudos apontam boa correlação entre a remoção dos oocistos de *Cryptosporidium* com a remoção das microesferas fluorescentes, o que indica que a mesma pode ser utilizada para a simulação da eficiência do processo do tratamento de água.

Em virtude da similaridade entre a distribuição e tamanho e das partículas de microesferas e oocistos de *Cryptosporidium*, Li *et al.*, (1997) afirmam que a utilização deste indicador é preciso e exato em processos que não utilizam coagulação química.

Swertfeger *et al.* (1999) indicam que as microesferas fluorescentes são um indicador promissor para avaliar a eficiência de remoção de oocistos *Cryptosporidium*, além de afirmar também que é um indicador melhor que turbidez, para avaliar o transpasse através das barreiras do tratamento de água.

Emelko, Huck e Douglas (2003) avaliaram a utilização de microesferas como substituto ao oocisto de *Cryptosporidium* durante o transpasse de impurezas ao final da carreira de filtração (filtração rápida) e obtiveram resultado similar utilizando os oocistos e microesferas e observaram que ao final da carreira a eficiência de remoção decaiu de 5 log para aproximadamente 3 log.

Emelko e Huck (2004) demonstraram relação linear entre oocistos de *Cryptosporidium* e microesferas quando utilizados em sistemas de filtração, demonstrando que as microesferas são uma ferramenta útil em estudos de otimização e avaliação de desempenho da filtração rápida.

Gootinger *et al.* (2013) compararam um filtro lento modificado e um filtro de carvão ativado biologicamente na eficiência de remoção de microesferas fluorescentes como substituto aos oocistos de *Cryptosporidium*. Os filtros foram aclimatados durante 4 meses antes dos ensaios e foram avaliados antes perda de carga final de projeto e imediatamente após a operação de limpeza. O critério utilizado para a limpeza era de 15 cm de perda de carga. Os dois filtros eram retrolavados com ar e água. Os autores concluíram que ambos os filtros tiveram eficiência em torno de 2 log de remoção horas antes do alcance da perda de carga de projeto. Após o procedimento de limpeza, apenas o filtro lento continuou com a mesma eficiência (2 log), o filtro de carvão ativado reduziu sua eficiência para uma média 1,37 log durante as 21 horas de filtração subsequentes.



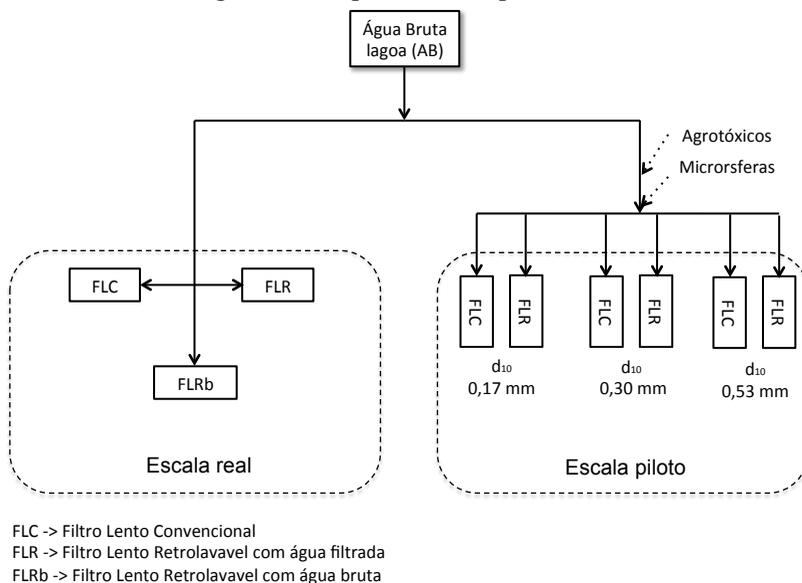
## 5 Metodologia

### 5.1 Considerações gerais

A pesquisa consistiu na avaliação da filtração lenta com retrolavagem para o tratamento de água para consumo. Para alcançar os objetivos propostos foram construídos dois sistemas: 1 em escala real e 2 em escala piloto.

A Figura 12, representa de forma esquemática, os sistemas filtração avaliados, a água de estudo utilizada e o ponto de injeção de contaminantes.

**Figura 12- Esquema dos experimentos**



O manancial estudado (Lagoa do Peri) está localizado a sudeste da ilha de Santa Catarina, entre as latitudes sul 27°42'59" e 27°46'45" e as longitudes oeste 48°30'33" e 48°31'59". Trata-se de uma lagoa costeira que tem área superficial de 5,2 km<sup>2</sup>, e bacia de contribuição de 20,1 km<sup>2</sup>

(OLIVEIRA, 2002), sendo alimentada principalmente por dois rios, o rio Cachoeira Grande e o rio Ribeirão Grande.

A lagoa tem contato com o mar através do canal Sangradouro, situado a aproximadamente 3 m acima do nível do mar. Essa característica faz com que a lagoa não receba água salgada. Conforme Simonassi (2001), a lagoa tem volume de aproximadamente  $(21,2 \pm 0,1) \times 10^6 \text{ m}^3$ , profundidade média de 4,2 m e máxima de 11 m, comprimento máximo de 3,8 km (eixo NE/SW) e largura máxima de 1,8 km (eixo E/W).

## 5.2 Água de estudo

A água bruta era coletada do poço de captação localizado nas dependências da Estação de Tratamento de Água da Lagoa do Peri. Esta chegava ao poço de captação da ETA através de tubulação subterrânea. Com o auxílio de uma bomba centrífuga modelo BCR-2000V de  $\frac{1}{2}$  cv, a água era recalçada para o reservatório que alimentava os sistemas de filtração em escala piloto e real.

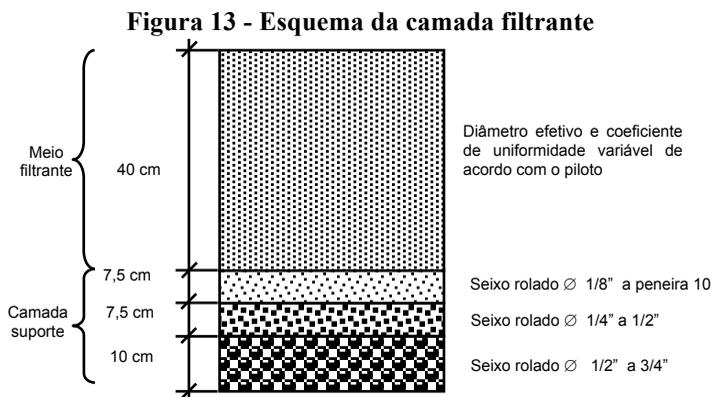
Estudos conduzidos no manancial Lagoa de Peri reportam a ocorrência de elevada densidade de cianobactérias, com dominância da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* com densidade da ordem de  $10^5$  -  $10^6$  cel/mL (PIZZOLATTI, 2010; SENS *et al.*, 2006). Por se tratar de uma cianobactéria filamentososa, essa contribui para a rápida colmatção dos filtros. Portanto, essa água não é recomendável para utilizar a tecnologia de filtração lenta por necessitar limpeza do filtro com maior frequência. No entanto, com a adoção da retrolavagem, pode-se considerar a utilização da técnica pela facilidade de operação. Ressalta-se, que a utilização do manancial tem também o objetivo de acelerar o estudo da retrolavagem.

## 5.3 Material filtrante

Conforme recomendação de Pyper e Logsdon (1991), a areia utilizada nos filtros deve ser livre de sujeira, argila e matéria orgânica. A camada suporte foi lavada antes de ser colocada nos filtros. Já a areia foi lavada dentro dos filtros com água filtrada e clorada, em sentido ascendente

sem que ocorresse expansão da camada, para não causar a estratificação do meio filtrante nos filtros lentos com limpeza por raspagem.

Ambos os filtros (escala real e piloto) apresentam a mesma configuração de meio filtrante conforme ilustrado na Figura 13.



Os filtros em escala real tinham meio filtrante formado por camada de areia de 40 cm, com diâmetro efetivo de 0,17 mm, coeficiente de uniformidade  $< 1,5$  e camada suporte de 25 cm de espessura, com grãos variando de 1,7 a 19,1 mm.

Nos filtros em escala piloto, o meio filtrante era composto por areia com diâmetro efetivo e coeficiente de uniformidade distintos para cada conjunto FLC/FLR, sendo estes: 0,17 mm e 1,50; 0,30 mm e 1,57; e 0,53 mm e 1,60, como pode ser observado nos Apêndices A, B e C respectivamente.

A espessura da camada filtrante, 40 cm, foi a mesma utilizadas nos estudos sobre filtração lenta com retrolavagem que antecederam o trabalho em quetão. Já o coeficiente de uniformidade reduzido tem o propósito de durante a retrolavagem não ocorra estratificação da camada filtrante e também por ser um dos fatores que podem interferir na remoção de partículas de pequena dimensão, como por exemplo oocistos de *Cryptosporidium*, como abordado na seção 4.3.1.

### 5.3.1 Porosidade efetiva (método traçador) e porosidade do meio expandido

A porosidade efetiva com o material filtrante em sua compactação inicial foi determinada em fluxo ascendente (conectando a bomba ao piezômetro inferior do filtro) com o intuito de minimizar os erros. Desta maneira, a solução traçadora passava apenas pelo meio filtrante.

O traçador foi o cloreto de sódio em solução com água destilada. Por meio de bomba peristáltica, a solução foi continuamente alimentada, com vazão de 10 mL/min até que a condutividade elétrica da água efluente apresentasse valor constante, indicando que a solução traçadora passou por todo o material filtrante. A porosidade efetiva foi calculada segundo a equação 1 (ROMERO, 2012).

$$\eta_{ef} = \frac{Q \cdot t_{50}}{(L \cdot A)} \quad (1)$$

Onde:

$\eta_{ef}$  = porosidade efetiva;

$Q$  = vazão (m<sup>3</sup>/s);

$t_{50}$  = tempo em que a concentração média do traçador é atingida (s);

$L$  = comprimento do material filtrante (m);

$A$  = área do filtro (m<sup>2</sup>).

A porosidade do meio expandido foi calculada conforme a equação 2 (HENDRICKS, 2011):

$$\frac{L_e}{L_f} = \frac{1 - \eta_{ef}}{1 - \eta_{ex}} \quad (2)$$

Onde:

$L_e$  = comprimento da camada filtrante expandida (m);

$L_f$  = comprimento da camada filtrante fixa (m);

$\eta_{ef}$  = porosidade efetiva;

$\eta_{ex}$  = porosidade do meio filtrante expandido.

A Tabela 7 apresenta as características dos meios filtrantes utilizados no estudo, obtidos a partir dos dados mostrados nos Apêndices A a F.

**Tabela 7 - Características do material filtrante**

$d_{10}$	0,17 mm	0,30 mm	0,53 mm
$d_{60}/d_{10}$	1,50	1,57	1,60
$\eta_{ef}$	0,27	0,31	0,37
$\eta_{ex}$	0,42	0,45	0,50

#### **5.4 Unidades de filtração**

As duas unidades de filtração construídas foram: 1 - em escala real (filtro lento com limpeza convencional, retrolavável com água filtrada e retrolavável com água bruta); 2 - em escala piloto (em um total de seis filtros sendo em três conjuntos de dois, convencional e retrolavável, constituídos de material filtrante com diâmetro efetivo diferente).

Todos os filtros foram operados com taxa de filtração constante ( $4 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ ) e carga hidráulica variável (máximo de 0,80 m) ao atingir este valor o filtro era limpo e novamente colocado em operação.

##### **5.4.1 Sistema em escala real**

Os filtros em escala real foram construídos em fibra de vidro e dispostos sobre um contrapiso de concreto armado de 15 cm e, ao redor, foram construídas passarelas de madeira para facilitar a inspeção/manutenção.

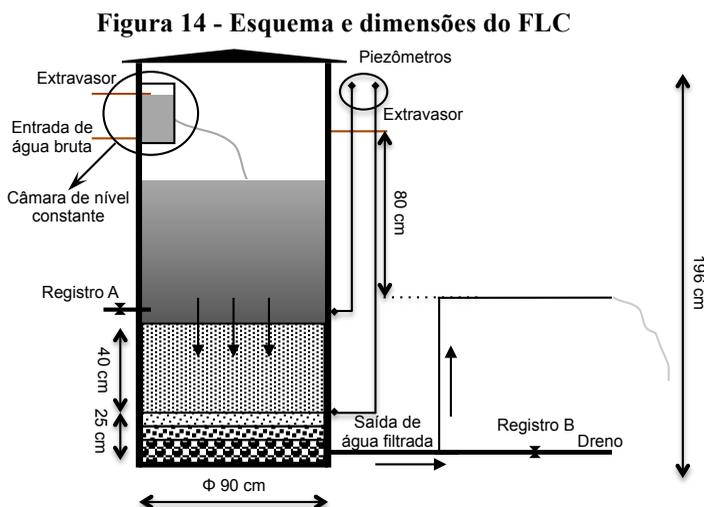
A diferença em cada um dos três filtros é a forma de lavagem, sendo um por raspagem e dois com retrolavagem (com água filtrada e bruta). Cada filtro possui 0,90 m de diâmetro, com isso, resultando em uma superfície de filtração de aproximadamente  $0,64 \text{ m}^2$ . Cada filtro é capaz de abastecer até 21 pessoas utilizando como referência o consumo médio de água em zonas rurais de 120 L/hab.d (CISAM/AMVAP, 2006; KESHAVARZI *et al.*, 2006) quando aplicada taxa de filtração de

4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d. O controle de vazão era realizado por câmara de nível constante com escoamento por orifício, com carga hidráulica de 15 cm.

Nos Apêndices G, H e I é possível observar os projetos dos filtros a partir do qual os mesmos foram construídos.

#### 5.4.1.1 Filtro lento convencional (FLC)

O filtro lento convencional (Figura 14) tinha 1,96 m de altura, tubulações e conexões de PVC soldável de 25 mm com exceção do sistema de drenagem do filtro de 40 mm (Figura 16).

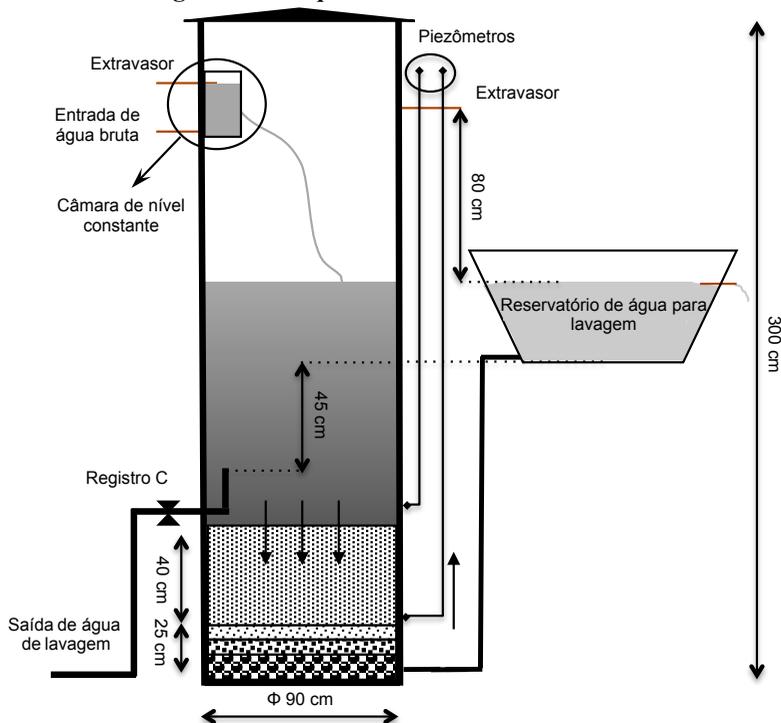


A limpeza do FLC era realizada da forma convencional, ou seja, ao atingir a carga hidráulica anteriormente estipulada (0,80 m), seguia-se o seguinte procedimento: a água sobrenadante era drenada com a abertura do registro A (até que o nível de água chegasse próximo a camada de areia); o registro B era aberto (até que o nível de água ficasse logo abaixo dos primeiros centímetros do meio filtrante); a camada biológica formada e aproximadamente 2-5 cm da camada filtrante eram raspados; lavava-se manualmente a areia e a recolocava no filtro de acordo com o procedimento descrito na Figura 4. O filtro era preenchido lentamente com água de estudo até 15 cm acima da camada de areia.

### 5.4.1.2 Filtro lento retrolavável com água filtrada (FLR)

O filtro lento com retrolavagem com água filtrada (Figura 15) é composto por um cilindro de fibra de vidro com de 3,00 m de altura, reservatório de água para lavagem de 1000 L (volume utilizado: aproximadamente 435 L), tubulações e conexões de PVC soldável de 25 mm de diâmetro para entrada e saída da câmara de nível constante. A tubulação que conduz a água do reservatório de água filtrada para lavagem possui diâmetro de 75 mm e sistema de drenagem com 40 mm.

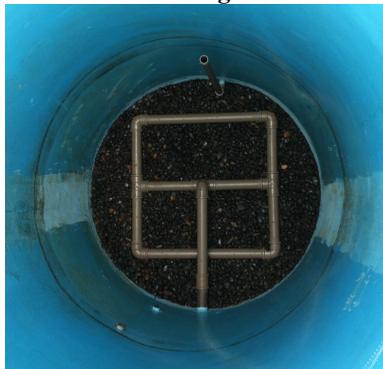
**Figura 15 - Esquema e dimensões do FLR**



A partir da abertura de um registro (Registro C), a lavagem ocorre durante 7 a 8 min (tempo de esgotamento do filtro e lavagem), com expansão média de 30%. A água utilizada é filtrada pelo próprio filtro, armazenada em um reservatório localizado de forma que a diferença de cotas permita o contrafluxo. Objetivando-se a distribuição da água de

lavagem em todo o filtro, o sistema de drenagem/distribuidor de água de lavagem (Figura 16) foi construído em forma de 8 com 40 orifícios de 6 mm. Este sistema é igual em todos os filtros e ora funciona como coletor água filtrada e ora como distribuidor de água de lavagem.

**Figura 16 - Sistema de drenagem/distribuidor de água**



#### **5.4.1.3 Filtro lento retrolavável com água bruta (FLRb)**

O filtro retrolavável com água bruta (Figura 17) foi constituído em fibra de vidro com altura de 2,20 m, tubulações e conexões de 25 mm com exceção do sistema de drenagem/distribuidor de água de lavagem de 40 mm. O tubo de distribuição da água de lavagem é de 75 mm com a redução a 40 mm antes do sistema de distribuição.

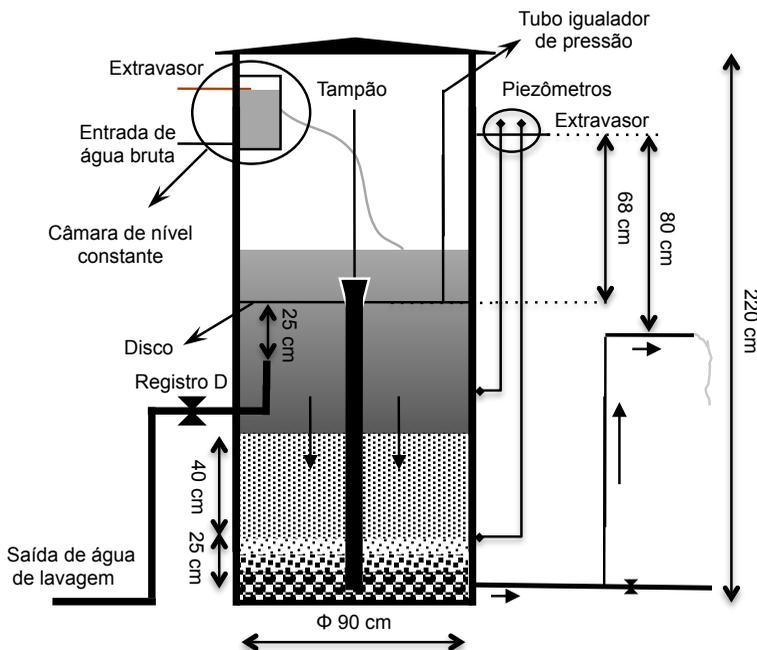
A limpeza do FLRb, também, ocorre por contrafluxo, tendo-se como diferencial a utilização de água bruta para realizar a retrolavagem. A água de lavagem era armazenada no próprio filtro com o auxílio de um disco de fibra dentro do filtro.

O procedimento de lavagem era realizado abrindo-se o registro da saída de água de lavagem (Registro D). Quando parar de sair água dessa tubulação, o tampão é retirado para que a água bruta escoe pelo tubo central do filtro, assim ocorrendo a retrolavagem com expansão média de 30%. Foi previsto um tubo para igualar a pressão, assim evitando a formação de vácuo durante a lavagem e bolsões de ar durante a filtração. O tempo total do procedimento de lavagem era de aproximadamente 7

minutos, tempo necessário para esgotar a água sobrenadante (abaixo do disco) e esgotar a água armazenada acima do disco).

O disco possuía pequenos orifícios para que a água bruta passasse durante a filtração, no momento de se realizar a retrolavagem os orifícios eram bloqueados.

**Figura 17 - Esquema e dimensões do FLRB**



#### 5.4.2 Sistema em escala piloto

O sistema de filtração em escala piloto tinha o objetivo de avaliar a eficiência de remoção do filtro lento com retrolavagem e o diâmetro efetivo do material filtrante, com a inoculação de dois tipos de contaminantes: agrotóxicos (carbofurano, carbaril e metomil) e microesferas fluorescentes para simular os oocistos do protozoário *Cryptosporidium*. Os contaminantes foram avaliados separadamente (agrotóxicos e microesferas). Por se tratar de substâncias perigosas, optou-se por avaliar o desempenho com filtros de superfície de filtração

reduzida, pois a quantidade de água a se contaminar era sensivelmente menor.

Os sistemas de filtração em escala piloto operam com as mesmas características operacionais que o sistema em escala real (taxa de filtração e carga hidráulica aplicada).

Os filtros foram construídos com tubos de PVC de esgoto de 100 mm e as conexões necessárias, para o funcionamento hidráulico semelhante ao sistema em escala real, foram de PVC soldável de 20 mm. Nos filtros onde a limpeza era da forma convencional, próximo a camada filtrante foi instalada a peça CurVar 45<sup>0</sup>, que funcionava com uma flange, dessa forma facilitando a rapagem da camada filtrante.

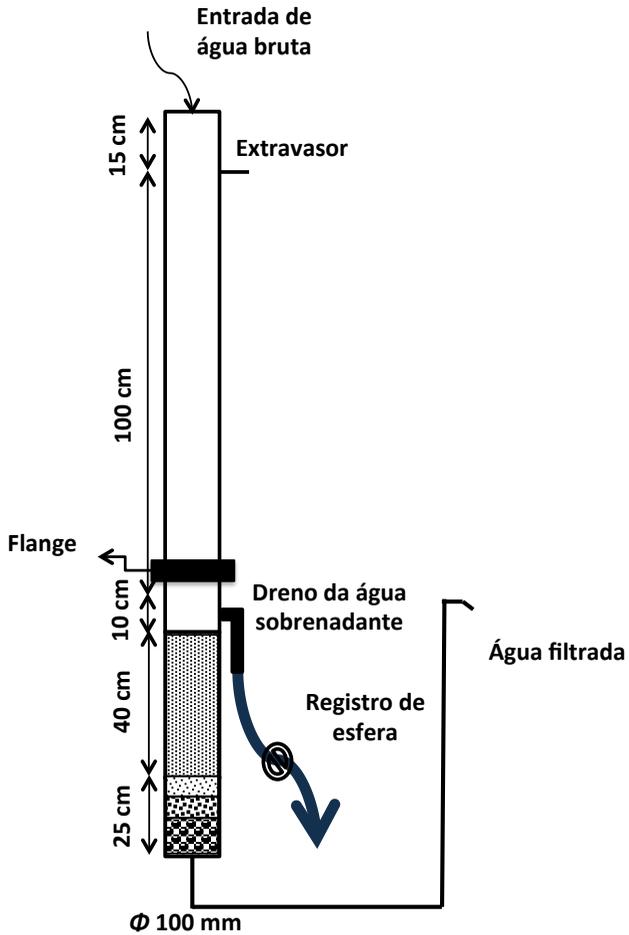
Como comentado anteriormente, os sistemas em escala piloto eram compostos de 6 filtros, agrupados 2 a 2 (FLC e FLR) e diferenciados pela granulometria do meio filtrante (Apêndice J).

A limpeza dos filtros era executada após atingida a carga hidráulica máxima, da mesma maneira que nos filtros em escala real, conforme abordado no item 5.3.2.1, para o filtro que tem a limpeza por raspagem; e 5.3.2.2, para o filtro que tem a retrolavagem com água filtrada como forma de limpeza, com a diferença que a expansão era de 25% e controlada pela abertura parcial de um registro de gaveta independente para cada filtro, durante aproximadamente 5 min.

A vazão era controlada por bombas peristálticas MasterFlex L/S Pump, onde uma bomba transportava a água bruta e a outra adicionava o contaminante previamente preparado em um galão de 20 L contendo água destilada e o contaminante de interesse.

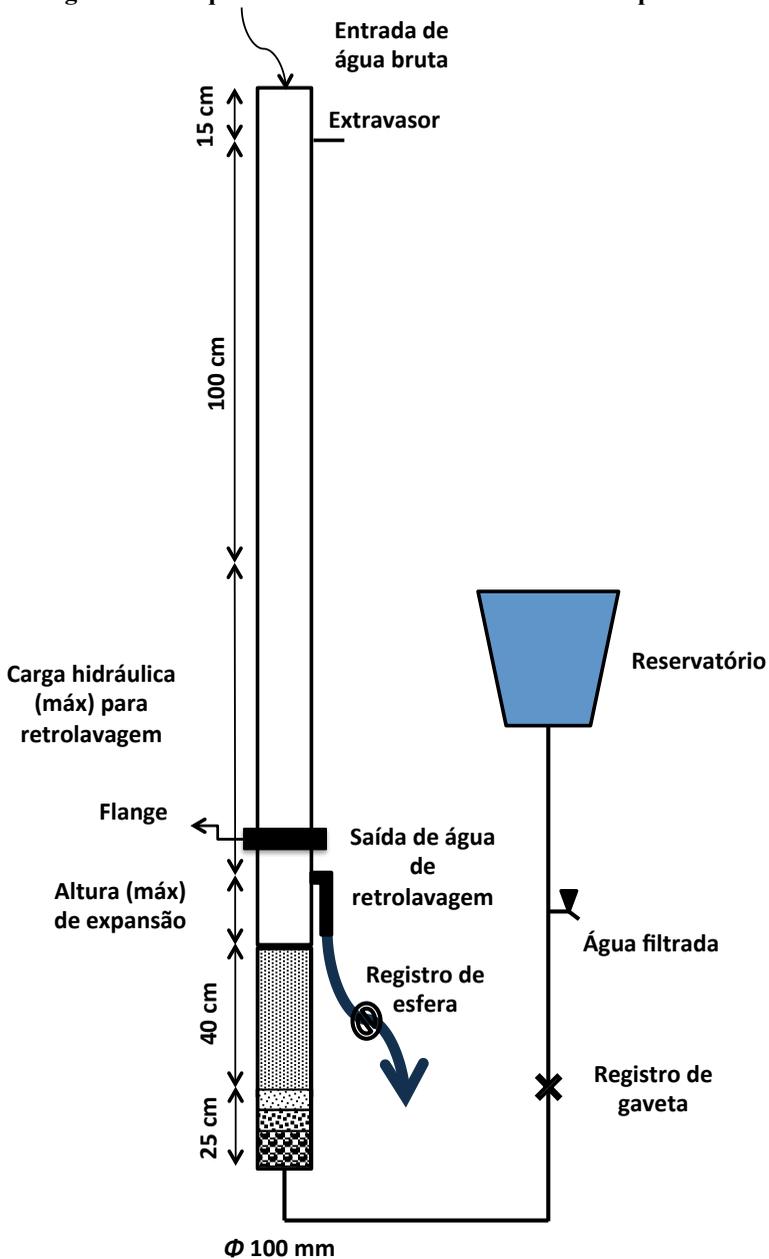
As Figuras 18 e 19 apresentam o esquema e dimensões do FLC e FLR em escala piloto, respectivamente, utilizados nos estudos dos contaminantes específicos.

Figura 18 - Esquema e dimensões do FLC em escala piloto



Fonte: Adaptado de Souza (2012).

Figura 19 - Esquema e dimensões do FLR em escala piloto



Fonte: Adaptado de Souza (2012).

## **5.5 Contaminantes inoculados**

A água bruta do manancial de estudo não possui os contaminantes específicos que foram estudados, para tanto, foram adicionados na água de estudo os agrotóxicos: carbofurano, carbaril e metomil; e as microesferas fluorescentes. Por este motivo, esses contaminantes foram preparados previamente e adicionados à água de estudo. Os estudos com esses contaminantes foram realizados apenas no sistema em escala piloto.

### **5.5.1 Agrotóxicos**

Os agrotóxicos utilizados no estudo são cadastrados e liberados para uso em Santa Catarina mediante o receituário de um profissional capacitado. Os nomes comerciais dos produtos são: Sevin®, Furadan® e Methomex®. A bula de cada produto pode ser consultada nos Anexos A, B e C respectivamente.

Entre os carbamatos escolhidos para o estudo, apenas o carbofurano é regulado pela Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde, com valor máximo permitido de 7 µg/L. Os outros dois são regulados pela legislação australiana (NRMMC, 2011) com valores máximos permitidos para carbaril 30 µg/L e metomil 20 µg/L. Nessa mesma legislação, o carbofurano é permitido até a máxima concentração de 10 µg/L.

Considerando que o sistema de filtração lenta, objeto de estudo, tem potencial para utilização em comunidades rurais, optou-se por utilizar nível de concentração dos pesticidas elevado de 25 µg/L para os três carbamatos estudados.

A água de retrolavagem e a água filtrada foram armazenadas em um reservatório de 500 L com adição de cal suficiente para a água alcançar o pH 10 e mantida por no mínimo 24 horas para que o carbaril e carbofurano se degradassem aceleradamente. Para degradação acelerada do metomil a água foi exposta a radiação UV por no mínimo 24 horas. Somente após esse procedimento, a água era encaminhada para o sistema de esgotos da estação de tratamento de água.

### 5.5.1.1 Determinação dos resíduos de carbamatos

Os resíduos dos agrotóxicos foram detectados e quantificados utilizando-se o método desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental Americana 531.2 *Measurement of n-methylcarbamoyloximes and n-methylcarbamates in water by direct aqueous injection HPLC with postcolumn derivatization* (USEPA, 2001). O método consiste na filtração prévia das amostras em membrana, com diâmetro de poros de 0,22 µm, seguido de separação em cromatografia líquida de alta eficiência com coluna C18. Após a separação, os analitos eram hidrolisados (solução de hidróxido de sódio 0,075 N) em reação pós-coluna a 80 °C, seguida de adição de solução de derivatização o-ftalaldeído (*OPA solution*) à temperatura ambiente e determinação da concentração do resíduo obtido com detector de fluorescência.

A amostra (10 mL) era coletada em tubos de ensaio com rosca para vedação e preservada com a adição de ácido cloroacético 1N em quantidade necessária para a amostra ficar com pH na faixa de 3,5 - 4,0 (com o objetivo de retardar a degradação dos carbamatos) e conservadas em geladeira a 4 °C por no máximo 28 dias. Instantes antes da análise, a amostra era filtrada com filtro de PVDF (Fluoreto Polivinidileno) com diâmetro de poros de 0,22 µm para eliminação do material suspenso.

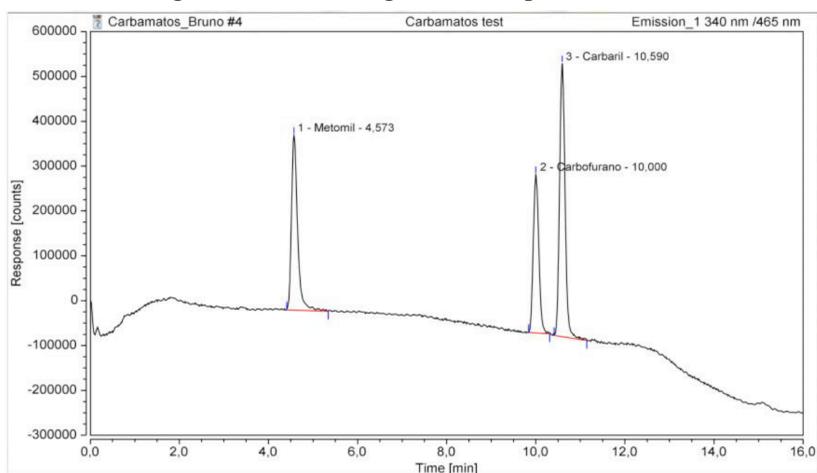
Após a filtração até 500 µL de amostra, era injetada no cromatógrafo líquido (modelo Ultimate 3000 da Thermo Scientific), a separação foi realizada em coluna analítica contendo octadecil C18 com 250x4,6 mm e 5 µm ao fluxo de 1 mL/min e pressão máxima de operação de 400 milibar. Foi utilizado como fase móvel acetonitrila e água ultrapura em gradiente. O gradiente utilizado foi 30% até 100% de acetonitrila entre o tempo 0 a 10 min, seguido de 2 min de 100% acetonitrila para limpeza da coluna e retorno a condição inicial (70% água ultrapura 30% acetonitrila) em um intervalo de 1 min, essa condição era mantida por 3 min antes da próxima injeção de amostra, totalizando o tempo de corrida de 16 min.

A reação pós-coluna era realizada com o equipamento Pickering modelo 5200 Carbamate System composto de reator 0,5 mL aquecido a 80 °C, onde era adicionado o reagente de hidrólise (solução de hidróxido de sódio 0,075 N, 0,6 mL/min), seguido de reator a temperatura ambiente onde se adiciona a solução de derivatização (*OPA solution* 0,6 mL/min).

A determinação do resíduo de carbamatos foi realizada através de detector de fluorescência ajustado para 340 nm para excitação e 465 nm de emissão.

A Figura 20 ilustra o cromatograma típico e identificação do tempo de retenção de cada carbamato, já a Tabela 8 apresenta os limites de detecção (LD), de quantificação (LQ) e a faixa de aplicação do método para cada composto de interesse.

**Figura 20 - Cromatograma e tempos de retenção**



**Tabela 8 - Limites do método analítico**

Parâmetro	Metomil	Carbofurano	Carbaril
Limite de detecção (µg/L)	0,17	0,14	0,07
Limite de quantificação (µg/L)	0,52	0,41	0,21
Equação da reta	$y = 9535,5.x + 7013,9$	$y = 8869,7.x - 1342,9$	$y = 15116.x - 2386,7$

**Tabela 9 - Limites do método analítico (continuação)**

Parâmetro	Metomil	Carbofurano	Carbaril
Coefficiente de determinação (R <sup>2</sup> )	0,9932	0,9996	0,9995
Faixa de trabalho	0,25 – 40,00 µg/L		

### 5.5.2 Microesferas fluorescentes

Para simular os oocistos de *Cryptosporidium* no tratamento de água, foi adicionada à água bruta número conhecido de microesferas fluorescentes. As microesferas são de poliestireno, autofluorescentes, com diâmetro médio de  $4,460 \pm 0,131 \mu\text{m}$ , fabricadas pela *Polyscience Incorporation*. Este tamanho foi escolhido em função do microrganismo que se deseja simular.

As microesferas foram adicionadas à água bruta em uma concentração conhecida. Foi utilizada para o estudo a concentração média de  $(5,65 \pm 0,13) \times 10^4$  microesferas por litro, quando aplicada de forma contínua ou pulsos de 2,0 mL da solução mãe, equivalente a  $(2,26 \pm 0,03) \times 10^6$  microesferas/pulso.

Para quantificação, a amostra (125 mL) era filtrada em membrana de acetato de celulose com diâmetro de poros de  $0,45 \mu\text{m}$ . Com auxílio de raspadores, a membrana era lavada e raspada com aproximadamente 10 mL de Solução de TWEEN 20 a 0,01%. A solução de TWEEN 20 + microesferas eram acondicionadas em tubos de ensaio com tampa. No momento da análise, as amostras eram homogeneizadas com agitador vortex e uma alíquota de 1 mL era analisada em câmara de *Sedgewick Rafter*. Durante os estudos, foi observada recuperação de 35 a 45%, valores aceitáveis (24 – 100%) segundo (USEPA, 2005).

## 5.6 Parâmetros monitorados

No decorrer da pesquisa, para se alcançar os objetivos pretendidos, foram avaliados parâmetros de qualidade de água e parâmetros operacionais dos filtros.

### 5.6.1 Qualidade de água

Os parâmetros de qualidade de água analisados foram alguns dos parâmetros exigidos pela Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde, para se considerar a potabilidade da água em estudo. Também foram avaliados os agrotóxicos (carbofurano, carbaril e metomil) e as microesferas fluorescentes para simular os oocistos do protozoário *Cryptosporidium*.

As análises realizadas nas águas bruta e filtrada são apresentadas na Tabela 9, na qual são também apresentados os métodos, equipamentos e frequência de análises. No decorrer das de filtração, a frequência das análises foi alterada sempre que necessário para produzir resultados que fossem significativos.

**Tabela 9 - Parâmetros de qualidade de água monitorados**

Parâmetro	Referência metodológica	Aparelho	Frequência
Cor aparente (uH)	2120*	Espectrofotômetro HACH DR2010	Diária
Cor verdadeira (uH)	2120*	Filtração em 0,45 µm Espectrofotômetro HACH DR2010	Diária
Carbono orgânico dissolvido (mg/L)	Combustão a 680°C e detecção de CO <sub>2</sub> em infravermelho	Shimadzu, TOC modelo TOC LCSH	Diária

**Tabela 10 - Parâmetros de qualidade de água monitorados (continuação)**

Parâmetro	Referência metodológica	Aparelho	Frequência
Oxigênio dissolvido (mg/L)	Deteção por fluorescência	Sonda multiparâmetro HQ40D	Diária
pH		Sonda multiparâmetro HQ40D	Diária
Temperatura (°C)		Sonda multiparâmetro HQ40D	Diária
Turbidez (uT)	Método nefelométrico	Turbidímetro HACH	Diária
Contagem de células de cianobactérias	Contagem em câmara de Sedgewich Rafter	Microscópio óptico / Olympus BX40	Diária
Carbamatos (µg/L)	EPA (USEPA, 2001)	HPLC + Derivatização pós coluna + Fluorescência	Diária
Microesferas (indivíduos/mL)	Contagem em câmara de Sedgewich Rafter	Microscópio óptico / Olympus BX40	Durante 8 primeiras horas de filtração

\*APHA, AWWA e WEF (2005)

## **5.6.2 Parâmetros operacionais**

### **5.6.2.1 Vazão**

A vazão era aferida volumetricamente, com o auxílio de cronômetro e proveta graduada, e quando necessário o orifício era desobstruído (em escala real) ou a rotação da bomba peristáltica era ajustada (em escala piloto) para que a vazão preestabelecida se restabelecesse. O procedimento era repetido a cada dois dias, em cada filtro, ou quando visualmente a vazão era menor que a predeterminada.

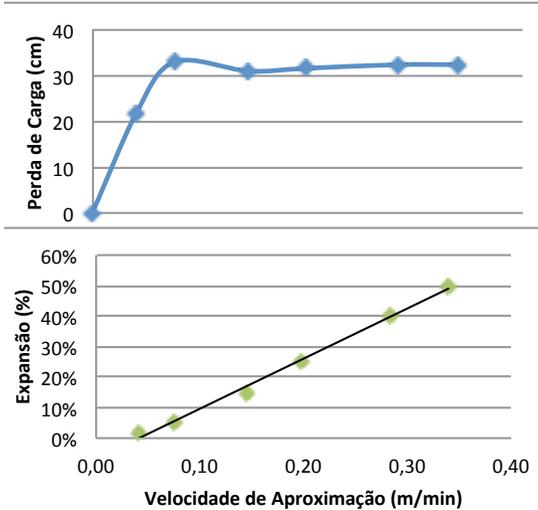
### **5.6.2.2 Carga hidráulica/ de filtração**

A carga hidráulica foi acompanhada visualmente por meio de piezômetros instalados ao lado de cada filtro. Ao chegar à carga hidráulica estipulada (0,80 m), a limpeza do filtro era realizada. Foram instalados dois piezômetros: um no início e outro no final da camada de areia, de forma a permitir a verificação da perda de carga total no meio filtrante.

### **5.6.2.3 Expansão do meio filtrante durante a retrolavagem**

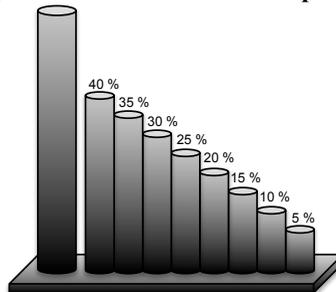
Para o acompanhamento da expansão durante a retrolavagem foram realizados testes de expansão para cada granulometria utilizada. O ensaio consiste em alimentar a câmara de carga do sistema de filtração com uma vazão constante, controlada por câmara de nível constante com escoamento por orifício. Com a variação da vazão foi verificada a expansão da camada filtrante, a perda de carga e a velocidade de aproximação correspondente. O ensaio ocorre até a fluidificação total da camada de areia. A expansão nos filtros em escala piloto foi aferida comparando os parâmetros avaliados com a curva de cada granulometria (Figura 21). As demais curvas podem ser visualizadas nos Apêndices K, L e M.

**Figura 21 - Ensaio de expansão de areia com diâmetro efetivo 0,17 mm**



Devido a dificuldade de acompanhamento da velocidade de aproximação durante a retrolavagem, nos filtros em escala real, foi utilizado para aferição da expansão um dispositivo (Figura 22) descrito por Nix e Taylor (2003). Esse dispositivo é composto de uma haste ligada a uma plataforma apoiada sobre a camada filtrante antes do início da retrolavagem. Na plataforma são dispostos coletores com altura correspondente a 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35 e 40% de expansão considerando 40 cm de altura do meio filtrante. Desta forma, ao final da retrolavagem, é possível identificar a expansão máxima durante a mesma.

**Figura 22 - Amostrador de expansão**



Fonte: Adaptado de Nix e Taylor (2003)

#### 5.6.2.4 Desempenho da retrolavagem

Durante a retrolavagem dos filtros foram avaliados, a cada 15 segundos, em termos de turbidez com o objetivo de acompanhar a limpeza do material filtrante. Esse procedimento é utilizado, em filtros rápidos (NIX; TAYLOR, 2003), para avaliar a eficiência da retrolavagem.

### 5.7 Análise estatística

Os dados obtidos foram submetidos à análise estatística realizada com uso do programa Minitab® 15. Os parâmetros foram avaliados pela aplicação do teste estatístico Anova *one-way* com comparações múltiplas por meio do método Tukey, com nível de confiança de 95%.

No método de Tukey, os resultados são apresentados como um conjunto de intervalos de confiança para a diferença entre pares de médias. O método utiliza intervalos para determinar se as médias das amostras são diferentes conforme:

- Se o intervalo não conter zero, há uma diferença estatisticamente significativa entre as médias correspondentes;
- Se o intervalo contém zero, a diferença entre as médias não é estatisticamente significativa.

A água filtrada dos filtros FLC, FLR e FLRb foram avaliadas em relação aos parâmetros de qualidade e operação, já nos filtros com granulometria diferentes, além dos parâmetros anteriores, foram avaliados agrotóxicos (carbofurano, carbaril e metomil) e microesferas. Com a análise, é possível afirmar se os filtros são estatisticamente, quanto aos parâmetros avaliados, similares ou diferentes.

Quando o objetivo era determinar correlação entre variáveis, foi utilizado o teste de correlação de Pearson. O teste estatístico não paramétrico, correlação de Pearson, é utilizado para verificar se existe correlação linear entre duas ou mais variáveis. O resultado é indicado em termos de valor de  $r$  de Pearson. O valor de  $r$  varia de -1 a 1, indicado quanto mais próximo de -1 ou 1 a correlação máxima inversa (-1) ou direta (1).



## **6 Resultados e Discussão**

Neste capítulo são apresentados os resultados e discussão dos estudos realizados. O capítulo está dividido em duas partes, uma contendo o estudo realizado nos filtros em escala real, que contempla a comparação da filtração lenta com limpeza por raspagem e por retrolavagem; e uma segunda parte que contempla os filtros em escala piloto, em que foi avaliada a granulometria do material filtrante, forma de limpeza e remoção de contaminantes específicos (carbamatos e microesferas fluorescentes).

### **6.1 Filtros em escala real**

Para alcançar os objetivos propostos foi inicialmente avaliado a duração de carreira de filtração, seguido da avaliação do desempenho da retrolavagem, do tempo necessário para recuperação da qualidade da água após a limpeza e, por fim, a qualidade da água filtrada.

Os filtros em escala real compreendem um filtro lento com limpeza convencional (FLC), que foi utilizado como filtro controle tendo em vista ser uma tecnologia consolidada; um filtro lento com retrolavagem com água filtrada (FLR); e um filtro lento com retrolavagem com água bruta (FLRb).

Durante o estudo foi possível realizar até 18 carreias de filtração válidas. Foram consideradas válidas as de filtração nas quais, no decorrer do ensaio, não ocorreu interrupção do fornecimento de água bruta. Os filtros foram operados por dois meses logo após a colocação do meio filtrante, e somente após esse tempo foi iniciado o monitoramento. Este tempo foi necessário para aclimatação do material filtrante e obtenção de de filtração com pouca variação de duração.

Durante os dois primeiros meses, os filtros apresentaram grande variação tanto em duração da carreira de filtração quanto na qualidade de água. No início dos estudos foram registradas de filtração de até 15 dias, e somente quando os filtros começaram a apresentar carreira de filtração com duração ao redor de quatro dias foi dado início ao

monitoramento do estudo em questão. Tal procedimento garantiu que o meio filtrante fosse colonizado, o que garante resultados mais positivos.

### 6.1.1 Duração da carreira de filtração

Os filtros lentos avaliados no estudo apresentaram de filtração com durações médias variando de 4,2 a 4,7 dias (Tabela 10). A duração está relacionada com a qualidade da água bruta, principalmente no tocante à densidade de cianobactérias, que é discutido na seção 6.1.4.

**Tabela 10 - Duração das de filtração válidas**

Carreira n <sup>o</sup>	Duração das de filtração (dias)		
	FLC	FLR	FLRb
1	4	3	4
2	4	5	5
3	5	4	5
4	5	6	6
5	CI	3	3
6	3	3	3
7	4	3	3
8	5	4	5
9	4	5	7
10	4	4	5
11	4	4	6
12	5	5	6
13	4	4	4
14	6	6	6
15	5	5	5
16	6	4	4
17	5	3	5
18	3	CI	3
Resumo	4,5 <sup>a</sup> ±0,9 <sup>b</sup> (3,0 – 6,0) <sup>c</sup>	4,2±1,0 (3,0 – 6,0)	4,7±1,2 (3,0 – 7,0)

a média; b desvio padrão; c intervalo de dados; CI = carreira inválida

Considerando a tecnologia de tratamento utilizada, as de filtração apresentaram curta duração. No entanto, espera-se ao utilizar a filtração lenta para o tratamento de água, que o intervalo entre as limpezas do

material filtrante seja superior a 30 dias, que, segundo Di Bernardo, Brandão e Heller (1999), é um intervalo adequando, pois a operação de limpeza demanda considerável mão de obra.

A periodicidade da limpeza de filtros lentos é influenciada principalmente por três fatores: taxa de filtração, características do material filtrante e qualidade da água bruta. Quanto maior a taxa de filtração aplicada, menor a carreira de filtração. Com relação ao material filtrante, quanto maior o coeficiente de uniformidade, maior a carreira de filtração devido à maior penetração de partículas e maior espessura do *schmutzdecke*, resultando em um maior potencial de retenção de impurezas (DI BERNARDO; RIVERA, 1996). Já quanto à qualidade da água bruta, essa interfere diretamente na duração da carreira de filtração (BELLAMY et al., 1985; CLEASBY, 1991; LOGSDON et al., 2002; DI BERNARDO; DANTAS, 2005), sendo que alguns parâmetros causam mudanças significativas, como, por exemplo, a presença de algas filamentosas que diminuem consideravelmente a duração da carreira de filtração (DI BERNANRDO, 1995).

No manancial estudado, o fator que contribuiu para o reduzido tempo entre as limpezas do material filtrante foi a elevada densidade da cianobactéria da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* (em média de  $4,0 \times 10^4$  células/mL), que apresenta formato filamentosos, o que contribui para a rápida colmatção de meio filtrante, conforme é observado na duração das de filtração.

Cleasby, Hilmo e Dimitracopoulos (1982) observaram, em um mesmo manancial, de filtração longas (141 dias) em período com reduzida densidade algal (inverno), até extremamente curtas (9 dias) em um *bloom* algal, sendo que, no período de monitoramento, o intervalo médio entre as lavagens era de 41 dias, no estudo os autores utilizaram material filtrante com diâmetro efetivo de 0,32 mm e coeficiente de uniformidade de 1,44.

As características do material filtrante também influenciam significativamente na duração das de filtração. Quando utilizado material filtrante de maior dimensão (diâmetro efetivo de 0,55 mm) em filtros lentos, Pizzolatti (2010) observou carreias de filtração de 13,4 dias, em estudo conduzido no mesmo manancial e com filtros operados com taxa de filtração idêntica ao estudo em questão, no entanto quando

se pensa em limpeza por raspagem não se alcançou um tempo satisfatório.

A adoção de material filtrante de maior dimensão favorece maior penetração de impurezas no meio filtrante, resultando no prolongamento da carreira de filtração. Por sua vez, quanto maior a penetração de impurezas, maior a espessura da camada a ser removida para se restabelecer condição hidráulica inicial de filtração. A remoção de maior quantidade de areia aumenta os custos operacionais, sendo um dos motivos para a escolha de material mais fino (dentro dos limites recomendados), conforme Bellamy, Hendricks e Logsdon (1985).

Com a adoção da retrolavagem para facilitar a manutenção periódica dos filtros lentos, reduzem-se o tempo e a mão de obra necessários para efetuar a limpeza do material filtrante. Com a operação facilitada é possível utilizar a filtração lenta em mananciais que, em um primeiro momento, não seria recomendável em função das curtas de filtração.

A comparação entre as médias utilizando o teste de Tukey (Apêndice N) indicou que não existe diferença significativa em um nível de confiança de 95% entre os filtros com limpeza por raspagem e por retrolavagem, tanto com configuração que utiliza água filtrada quanto a que utiliza água bruta para retrolavagem. Esse resultado é consistente com a conclusão de Pizzolatti (2010), relata que os filtros com limpeza convencional e com limpeza com retrolavagem com água filtrada não apresentam diferenças significativas considerando a duração da carreira de filtração.

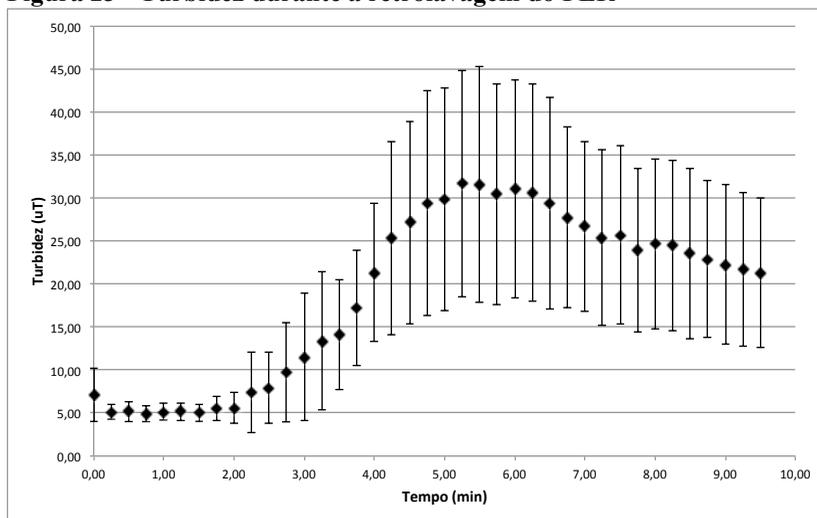
Os resultados de duração de de filtração sem diferença significativa atraem atenção para o filtro com limpeza por retrolavagem com água bruta (FLRb), visto que, além da facilidade na operação periódica (limpeza do meio filtrante), esta configuração garante a produção de água para o consumo mesmo enquanto o reservatório de água para lavagem esta sendo enchido. Outra característica desse filtro é que pelo *design* proposto o reservatório de água para retrolavagem fica no próprio filtro e também é responsável pela carga hidráulica disponível para a filtração, não sendo necessária a pré-acumulação de água para a retrolavagem como é o caso da configuração de retrolavagem do FLR.

## 6.1.2 Desempenho da retrolavagem

Durante a retrolavagem, os filtros foram monitorados a cada 15 segundos em termos de turbidez com o objetivo de avaliar o desempenho da limpeza. A perda de carga inicial após a limpeza, que é um indicativo da eficiência da operação de limpeza, foi monitorada a cada 15 min.

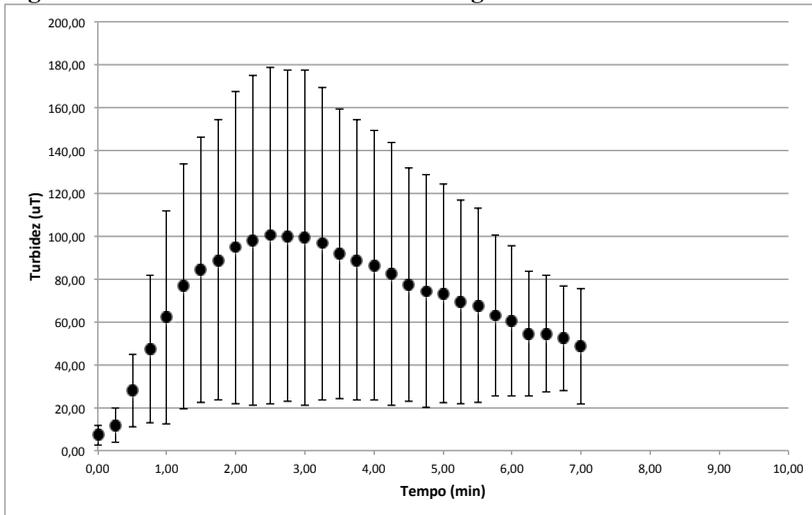
As Figuras 23 e 24 apresentam os valores da turbidez durante a retrolavagem. Para construção dessas figuras, foram contabilizadas 36 operações de limpeza. O número de retrolavagem é o mesmo número de de filtração iniciadas, mas, em razão de interrupções de alimentação de água bruta, que afetaram a desenvolvimento do ensaio, 18 carreiras de filtração se tornaram inválidas.

**Figura 23 - Turbidez durante a retrolavagem do FLR**



Para executar a retrolavagem de uma carreira considerada inválida se alimentava o filtro (sem monitoramento de qualidade de água) até que o mesmo atingisse a carga hidráulica de 80 cm. Esse critério foi adotado para sempre os filtros fossem limpos com o mesma intensidade de colmatação, ou seja colmatação que resultasse na perda de carga de 80 cm sobre o meio filtrante.

**Figura 24 - Turbidez durante a retrolavagem do FLRb**



A amplitude de turbidez alcançada durante a retrolavagem se deve ao fato de a expansão, durante a retrolavagem, alcançar em média 30%. Com essa expansão, o leito é totalmente fluidificado, dessa maneira, favorecendo o choque entre os grãos, o que causa um maior desprendimento do filme biológico aderido à superfície dos grãos e, conseqüentemente, maior magnitude de turbidez durante a lavagem.

Na retrolavagem do FLR é necessário descartar a água sobrenadante (aproximadamente 2 min), como pode ser observado na Figura 23. Já no filtro FLRb (Figura 24), observa-se rápido aumento da turbidez e magnitude maior também. O comportamento distinto dos dois filtros é em função da configuração de retrolavagem.

Em virtude do *layout* de limpeza do filtro FLR, após a abertura da válvula, a retrolavagem leva ao redor de 2 min para iniciar, tempo necessário para a drenagem da água sobrenadante. Uma vez iniciada a operação de limpeza, em aproximadamente 5,5 min é alcançada a amplitude máxima de turbidez. A turbidez apresentou menor magnitude no FLR que no filtro FLRb devido à retrolavagem iniciar lentamente no primeiro. Contudo como a duração das carreiras de filtração são semelhantes, indica que os filtros apresentam grau equivalente de limpeza.

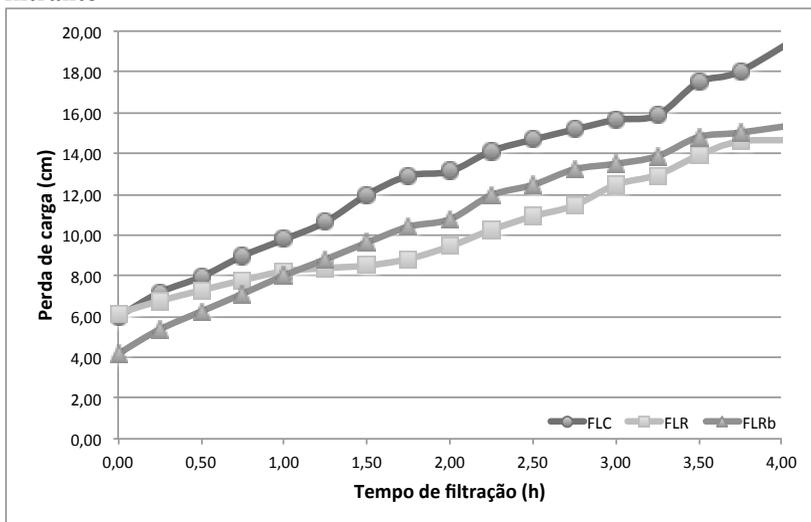
No filtro FLRb, a retrolavagem inicia bruscamente, o que resulta em um impacto inicial maior (em relação ao FLR) da água com o meio filtrante e que acarreta em turbidez mais elevada. Outro fator que pode contribuir para a diferença de turbidez durante a retrolavagem nos dois filtros é a própria turbidez da água que executa a limpeza, onde se tem turbidez média de 6,96 e 1,17 uT para o FLRb e FLR respectivamente.

A turbidez remanescente observada nos filtros, ao final da retrolavagem, indica que, no início da filtração, na água sobrenadante, havia uma grande quantidade de sólidos. Essa quantidade de sólidos pode contribuir para o tratamento, uma vez que presentes no início da carreira de filtração podem diminuir o tempo de maturação dos filtros, pois esses, ao sedimentarem-se sobre o meio filtrante, passam a atuar como coletores adicionais (COLTON; HILLIS; FITZPATRICK, 1996). Neste sentido, o espaço entre os poros da camada superior dos filtros é reduzido no início da filtração nos filtros em que a limpeza é por retrolavagem, tendo uma maior capacidade de retenção física de partículas no início da carreira de filtração. Apesar do exposto, os sólidos que permanecem na água sobrenadante parecem não causar perda de carga extra no início da filtração quando comparados com o filtro FLC.

Em filtros rápidos, o monitoramento da turbidez durante a retrolavagem é realizada para determinar o tempo necessário para limpeza do material filtrante. O tempo ótimo de limpeza é indicado pelo tempo em que a turbidez de retrolavagem alcança valores de 10 – 15 uT (NIX e TAYLOR, 2003). Como nos filtros lentos em nenhum momento se observou turbidez durante a retrolavagem dessa magnitude, foi utilizado, como indicativo de limpeza de meio filtrante, o restabelecimento das condições hidráulicas do início da filtração.

A Figura 25 apresenta a evolução da perda de carga nas primeiras 4 horas de filtração para o FLC (filtro controle), FLR e FLRb.

**Figura 25 - Evolução média da perda de carga após a limpeza do meio filtrante**



O FLC foi considerado o filtro controle, pois a limpeza era realizada de forma recomendada para filtros lentos. Como os filtros foram operados em paralelo, foi utilizada a mesma qualidade de água bruta, desta forma, pôde-se realizar a comparação da limpeza em função da perda de carga inicial da filtração.

Como constatado na seção 6.1.1, as carreiras de filtração tiveram duração estatisticamente similares, contudo observa-se, na Figura 25, que o filtro FLRb em média teve menor perda de carga inicial depois da limpeza. Os demais filtros apresentaram praticamente a mesma perda de carga inicial, indicando que a retrolavagem teve o mesmo ou ligeiramente melhor desempenho que a raspagem nos filtros avaliados.

Outro detalhe observado durante os ensaios de filtração foi a limpeza ineficiente por parte do filtro FLC, onde em alguns ensaios foi detectada perda de carga inicial da ordem de 18 cm, o que acarretava em carreira de filtração de um dia. Quando se observou esse comportamento, na operação de limpeza subsequente, era retirado o dobro de material filtrante para que fosse limpo adequadamente e novamente era observada perda de carga inicial característica do filtro FLC.

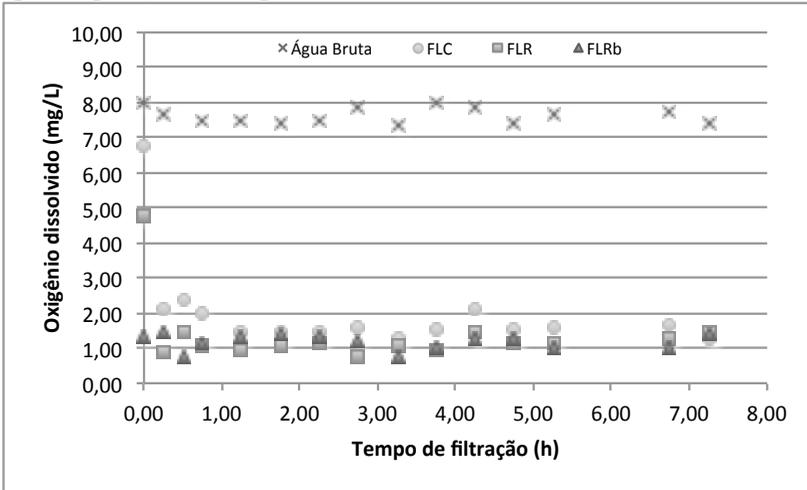
Nos filtros FLR e FLRb onde a limpeza era realizada por retrolavagem, apenas se observava limpeza ineficiente quando os filtros operavam com carga hidráulica máxima e taxa de filtração declinante durante um período de mais que 4 a 5 dias. As condições ideais, de perda de carga inicial, eram alcançadas somente após a operação de limpeza da carreira de filtração subsequente.

### **6.1.3 Recuperação da qualidade de água após limpeza do material filtrante**

Os filtros eram lavados ao atingir a carga hidráulica máxima definida previamente (80 cm). Logo após a limpeza, os filtros eram novamente colocados em operação. Durante 8 horas, os filtros eram avaliados em termos de cor aparente, turbidez, oxigênio dissolvido e perda de carga (discutido na seção 6.1.2). Os parâmetros físico-químicos citados são abordados nesta seção.

O monitoramento era realizado para determinar quando os filtros começariam a produzir água com qualidade compatível ao consumo, em função dos parâmetros analisados. Ressalta-se que para o consumo humano a água ainda deve ser desinfetada conforme a Portaria 2.914, de 2011, do Ministério da Saúde. A Figura 26 apresenta o comportamento do oxigênio dissolvido durante a recuperação de qualidade dos filtros.

**Figura 26 - Oxigênio dissolvido durante a recuperação de qualidade após a operação de limpeza**



O consumo de oxigênio dissolvido ocorre no topo e nos primeiros centímetros da camada filtrante devido ao início formação da camada biológica (*schmutzdecke*) e do biofilme remanescente no material filtrante. Segundo Fox, Miltner e Logsdon (1984), o consumo de oxigênio durante a filtração lenta é em razão da intensa atividade biológica da camada filtrante.

Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) compararam filtros lentos de fluxo contínuo e intermitente e perceberam que, logo no início da carreira de filtração, o consumo de oxigênio dissolvido pelo meio filtrante é elevado e concentrado nos primeiros centímetros de filtração. E isso é um indicativo que, mesmo que não se tenha a camada biológica totalmente formada, o consumo de oxigênio pelo biofilme ocorre. No decorrer de diversos ciclos de filtração, Fox, Miltner e Logsdon (1984) observaram que o consumo de oxigênio no meio filtrante vai diminuindo chegando ao consumo de 0,5 mg/L, entre as limpezas, quando a camada biológica está estabilizada.

Observa-se o consumo de oxigênio dissolvido em todos os filtros, independentemente da forma de limpeza, indicando que o biofilme não é totalmente removido após a operação de limpeza, o que diminui o tempo necessário para a ação da camada biológica.

Com a intenção de reduzir o tempo de maturação da camada filtrante e, conseqüentemente, a recuperação de qualidade, Collins, Eighmy e Malley (1991) e Gottinger *et al.* (2011) indicam que métodos de limpeza que não necessitem retirada e recolocação do material filtrante podem requerer um tempo menor para restabilização da qualidade.

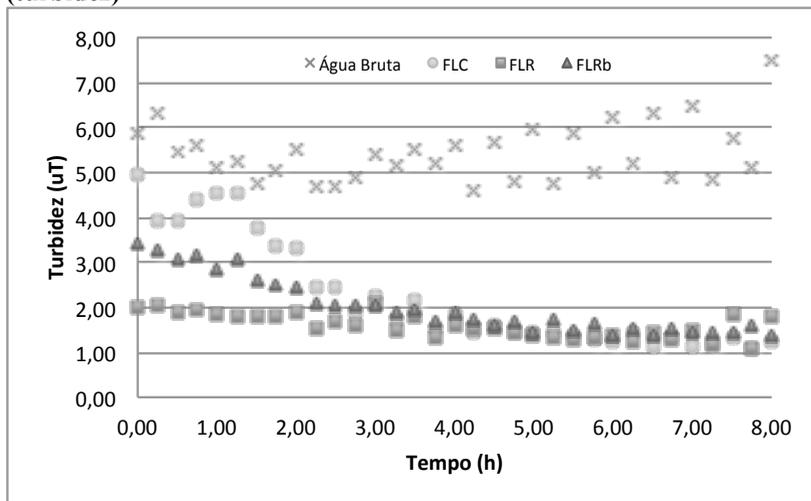
Gottinger *et al.* (2011) utilizaram método de limpeza com ar e água em contrafluxo e, com a adoção dessa técnica, o filtro alcança turbidez inferior a uma unidade em aproximadamente entre 1 e 2 horas após a operação de limpeza. Visscher (1990) indica tempo de recuperação de qualidade de até 24 horas após a operação de limpeza, e quando há necessidade de recolocar a areia limpa no filtro, uma camada colonizada acima da camada a ser recolocada (procedimento adotado no FLC) diminuirá ao mínimo o tempo necessário para a recuperação da qualidade da água.

Para acompanhar a recuperação da qualidade da água foi monitorado também a turbidez e a cor da água filtrada. A Figura 27 apresenta os valores de turbidez imediatamente ao início da carreira de filtração (vazão de entrada e de saída dos filtros são iguais) até as 8 horas subsequentes.

Os três filtros produziam água com turbidez média similares depois de 8 horas de filtração. No entanto observou-se melhora significativa da qualidade da água filtrada no decorrer do tempo, apresentando turbidez variando de 4,97 e 3,43 uT a 1,25 e 1,38 uT para os filtros FLC e FLRb respectivamente. O FLR assinalou turbidez praticamente constante depois da retrolavagem variando de 2,01 a 1,81 uT.

Esse comportamento pode ser explicado devido ao filtro FLR utilizar água com turbidez próxima a uma unidade para executar a retrolavagem. Com o início da filtração, a água com baixa turbidez já se encontra no meio filtrante, assim, favorecendo a obtenção de água filtrada com essas características. Outro motivo que contribuiu para a pouca variação de turbidez no início da carreira de filtração é a turbidez da água que permanece sobre o meio filtrante após a retrolavagem. Esse efluente provavelmente tem partículas grandes o suficiente para auxiliar no início do tratamento.

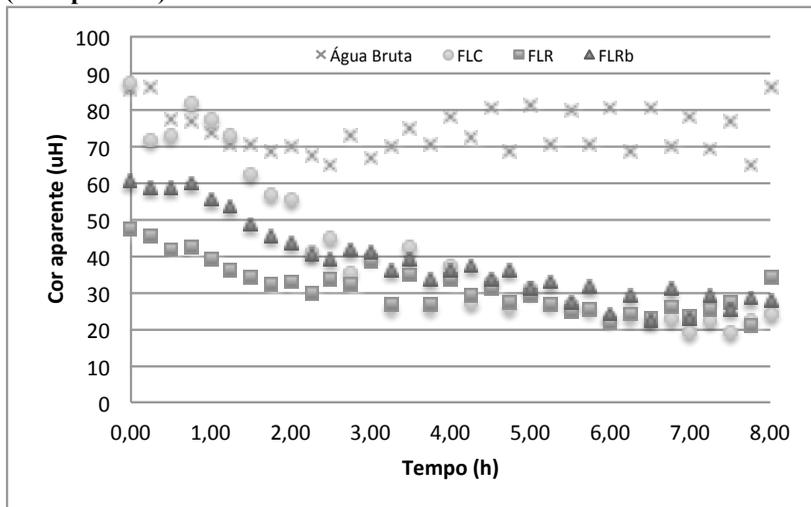
**Figura 27 - Recuperação da qualidade da água filtrada após a limpeza (turbidez)**



Todos os filtros apresentaram turbidez da água filtrada menor que 5 uT, valor máximo permitido para a distribuição de água potável. No entanto, após a filtração lenta, o limite máximo permitido é de 1,0 uT em 95% das amostras (podendo em 5% das amostras ter turbidez < 2,0 uT), em nenhum momento, nas primeiras 8 horas de filtração, isso ocorreu. Mas contabilizando o tempo total da carreira de filtração, os valores médios diários foram de 1,01, 1,17 e 1,18 uT para FLC, FLR e FLRb respectivamente, como pode ser observado na Tabela 11.

Com relação à cor aparente (Figura 28), os três filtros apresentaram o parâmetro acima do máximo permitido 15 uH. Após 8 horas de filtração, os filtros evoluíram e apresentaram cor aparente ao redor de 30 uH e ao final das primeiras 24 horas de filtração, os valores de cor aparente já estavam ao redor de 20 uH.

**Figura 28 - Recuperação da qualidade da água filtrada após a limpeza (cor aparente)**



#### 6.1.4 Qualidade da água filtrada

Nesta seção é abordada a qualidade da água filtrada, sendo comparada, quando possível, com os parâmetros da Portaria 2914, de 2011, do Ministério da Saúde que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. A Tabela 11 apresenta os resultados obtidos durante as de filtração válidas, assim como indica os filtros que são estatisticamente semelhantes. Vale ressaltar que os dados aqui apresentados são após 24 horas de início da carreira de filtração, e uma vez que foi observada constância dos dados após esse período, considerou-se o filtro já havia alcançado a máxima eficiência, o que indica a maturação do mesmo.

##### 6.1.4.1 Cor aparente e verdadeira

A cor aparente (Figura 29) é um parâmetro regulado pela Portaria 2914, de 2011, e limitado em 15 uH. Durante o tempo de monitoramento, a cor aparente da água bruta variou de 54 a 135 uH, e, após a filtração, o FLC

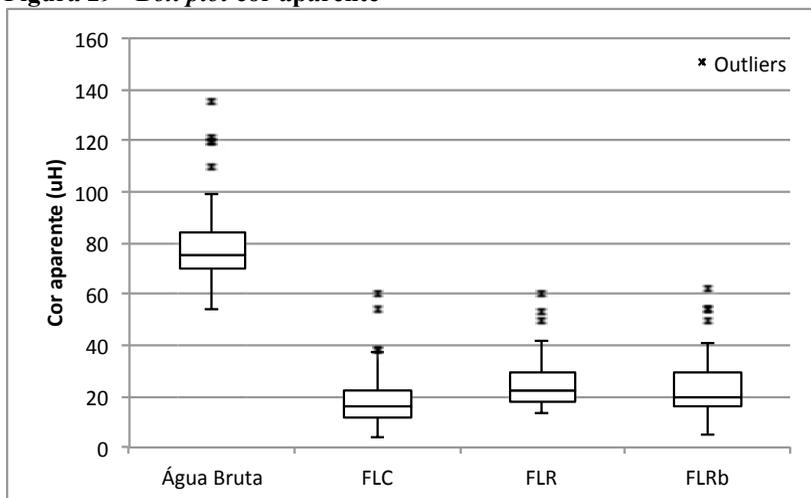
produziu água com valores abaixo do valor máximo permitido na legislação em 48% das amostras coletadas. O FLR apresentou o pior desempenho com relação a esse parâmetro, alcançando o valor preconizado em 8% das amostras de água filtrada, seguido do filtro FLRb que produziu água de acordo com a legislação em 22% das amostras (Tabela 12).

**Tabela 11 - Resultado do monitoramento dos filtros**

Parâmetro	Água Bruta	FLC	FLR	FLRb	Padrão de potabilidade
Cor Aparente (uH)	78 <sup>a</sup> ±14 <sup>b</sup> (54 – 135) <sup>c</sup>	19±10 (4 – 60)	24±9 * (13 – 60)	23±10 * (5 – 62)	15 *
Cor verdadeira (uH)	9±3 (1 – 14)	7±2 * (1 – 11)	9±2 * (6 – 13)	8±4 *♦ (2 – 24)	-
Carbono orgânico dissolvido (mg/L)	5,741±0,867 (4,010 – 7,981)	3,853±1,299 * (1,863 – 7,103)	4,267±1,216 * (2,277 – 6,681)	3,750±1,366 * (2,032 – 7,186)	-
Densidade de fitoplâncton (ind/mL)	4,6×10 <sup>3</sup> ±2,8×10 <sup>3</sup> (4,0×10 <sup>2</sup> – 1,1×10 <sup>4</sup> )	1,6×10 <sup>3</sup> ±1,5×10 <sup>3</sup> * (3,4×10 <sup>2</sup> – 6,4×10 <sup>4</sup> )	1,1×10 <sup>3</sup> ±8,6×10 <sup>2</sup> *♦ (3,8×10 <sup>1</sup> – 3,2×10 <sup>3</sup> )	6,7×10 <sup>2</sup> ±4,5×10 <sup>2</sup> *♦ (1,0×10 <sup>1</sup> – 1,7×10 <sup>3</sup> )	-
Densidade de fitoplâncton (células/mL)	4,0×10 <sup>4</sup> ±2,5×10 <sup>4</sup> (3,4×10 <sup>3</sup> – 8,7×10 <sup>4</sup> )	4,8×10 <sup>3</sup> ±4,5×10 <sup>3</sup> * (1,0×10 <sup>3</sup> – 1,9×10 <sup>4</sup> )	5,0×10 <sup>3</sup> ±3,9×10 <sup>3</sup> * (1,7×10 <sup>2</sup> – 1,4×10 <sup>4</sup> )	1,8×10 <sup>3</sup> ±1,3×10 <sup>3</sup> (2,7×10 <sup>2</sup> – 4,7×10 <sup>3</sup> )	-
Oxigênio dissolvido (mg/L)	8,96±0,79 (7,11 – 9,95)	4,07±1,89 * (0,34 – 8,52)	3,35±1,76 *♦ (0,80 – 7,77)	2,87±1,40 *♦ (0,23 – 7,01)	-
Temperatura (°C)	22,1±3,1 (14,9 – 29,7)	22,9±3,2 (14,3 – 29,6)	22,6±3,4 (14,3 – 29,4)	21,8±3,3 (13,0 – 29,3)	-
Turbidez (uT)	6,12±1,85 (3,55 – 13,50)	1,01±0,61 * (0,36 – 3,26)	1,17±0,43 * (0,50 – 2,92)	1,18±0,60 * (0,58 – 4,53)	1,0 após filtração lenta

a média; b desvio padrão; c intervalo de dados; ♦♦semelhança estatística; \* após desinfecção

**Figura 29 - Box plot cor aparente**



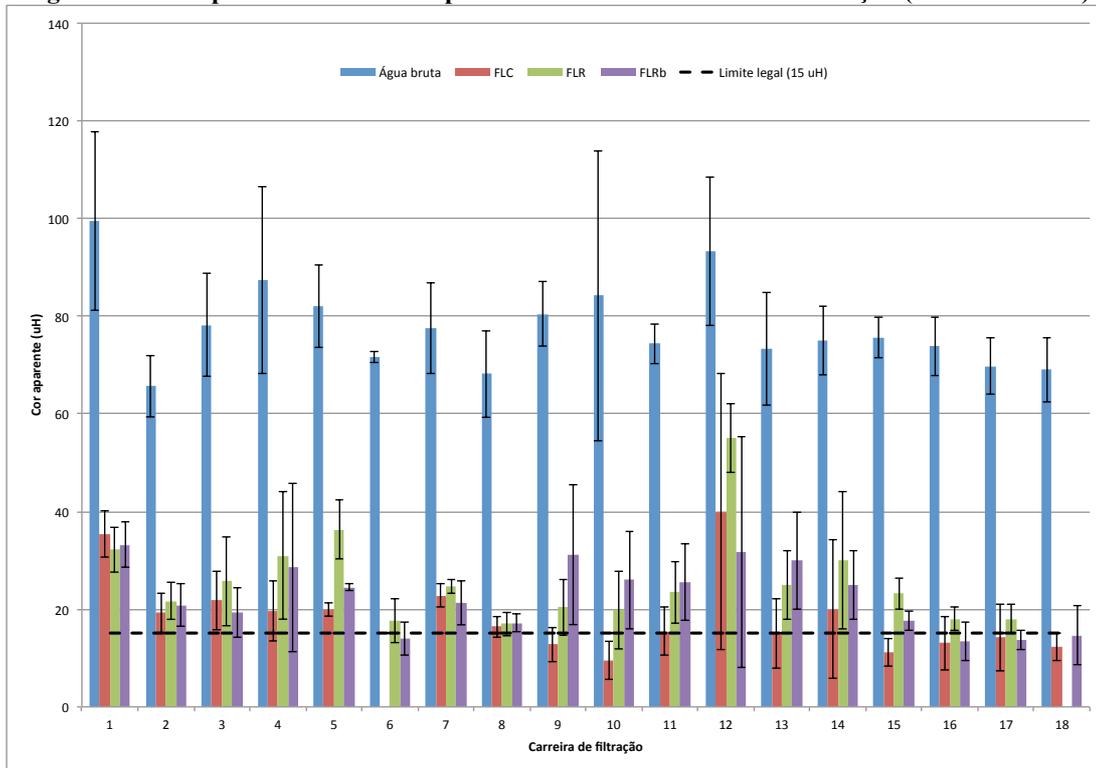
Mesmo em desacordo com a legislação, os filtros lentos apresentaram eficiência alta com relação a cor aparente, alcançado valores de 76, 68 e 70% de remoção nos filtros FLC, FLR e FLRb respectivamente (Tabela 12). Collins *et al.* (1992) reportaram eficiência, de 42 a 80%, valores dentro do observado nesse trabalho, já Visscher (1990) relata uma faixa mais ampla com valores entre 30 e 100%; e Murtha e Heller (2003) observaram eficiência de remoção de cor aparente variando de 28 a 41%, todos em filtros lentos convencionais.

A elevada eficiência é alcançada visto que a cor no manancial em grande parte é proveniente de material suspenso, mensurado através da turbidez, e a filtração lenta tem alta capacidade de retenção de partículas. A Figura 30 apresenta o desempenho dos filtros durante as de filtração válidas.

**Tabela 12 - Eficiência e enquadramento com a Portaria 2914, de 2011, do Ministério da Saúde (cor aparente)**

	FLC	FLR	FLRb
Eficiência (%)	76	68	70
% cor $\leq$ 15 uH	48	8	22

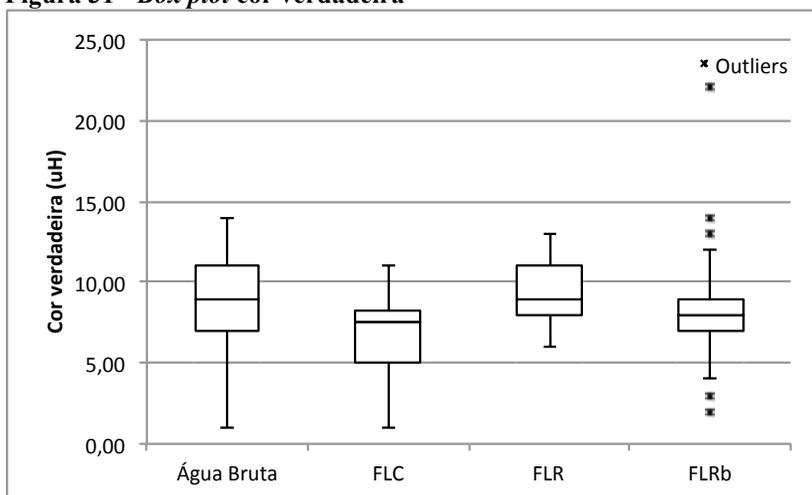
**Figura 30 - Comportamento da cor aparente durante as carreias de filtração (valores médios)**



Por meio de análise estatística (Apêndice O) para o parâmetro cor aparente, pode-se inferir que o filtro FLC tem melhor desempenho em relação aos demais filtros. Quanto aos filtros retrolaváveis (FLR e FLRb), esses apresentaram estatisticamente o mesmo desempenho, ambos inferiores ao FLC.

Por sua vez, a cor verdadeira (Figura 31) ficou entre 97 (FLRb) e 100% (água bruta, FLC e FLR) das amostras, inferior a 14 uH, esse parâmetro é de extrema importância pois a cor verdadeira está associada à presença de ácidos húmicos e fúlvicos (fração hidrofóbica), sendo um problema em potencial na etapa de cloração, pois podem gerar subprodutos, como os trihalometanos, que são compostos potencialmente cancerígenos. Já a parte hidrofílica tem maior relação a produção de ácidos haloacéticos após a cloração (KIM; YU, 2005).

**Figura 31 - Box plot cor verdadeira**



Cleasby (1991) ressalta que devido à filtração lenta não ser o tratamento ideal para a cor verdadeira, o limite no manancial deve ser em torno de 5 a 10 uH. No manancial de estudo do presente trabalho, a cor verdadeira atingiu valor máximo de 14 uH e em 69% das amostras o valor ficou igual ou abaixo de 10 uH.

Segundo Huisman (2004), a eficiência de remoção de cor verdadeira com a utilização da filtração lenta, especificamente quando relacionada

a ácidos húmicos, é baixa. Cleasby (1991) afirma que a eficiência pode ser de até 25%. Nos filtros estudados, a remoção média de cor verdadeira ficou em média 23, zero e 8% para o FLC, FLR e FLRb respectivamente. Para a remoção efetiva deste parâmetro seria necessária por exemplo a coagulação química (DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999) ou ozonização.

Estudos realizados por Romero (2012) no mesmo manancial indicam a grande influência da vegetação ao redor da Lagoa do Peri, que agrega ao manancial material húmico alóctone, ou seja, proveniente da vegetação ao redor da lagoa. No verão, com o aumento da temperatura, ocorre o incremento do material húmico autóctone, proveniente da própria proliferação de algas, observado no trabalho de Romero (2012) por meio do incremento da clorofila no manancial. A água bruta de estudo mostrou um alto conteúdo de substâncias húmicas (39,5%) e compostos formadores de substâncias húmicas (15,5%), o que justificaria a baixa eficiência de remoção de cor verdadeira.

Assim como para a cor aparente o filtro FLC tem desempenho estatisticamente diferente, para o parâmetro cor verdadeira (Apêndice P), sendo o filtro FLR igual ao filtro FLRb, desta forma, é possível afirmar que o filtro com limpeza por retrolavagem com água filtrada tem desempenho inferior ao filtro em que a limpeza ocorre por raspagem, considerando o parâmetro analisado. Relativamente ao filtro FLRb, esse é estatisticamente igual aos filtros FLC e FLR.

#### **6.1.4.2 Carbono orgânico dissolvido (COD)**

Como comentado na seção anterior, a Lagoa do Peri é fortemente influenciada pela vegetação ao seu redor e pela densidade de fitoplâncton, o que tem relação direta com o tipo de matéria orgânica encontrada na água bruta do estudo.

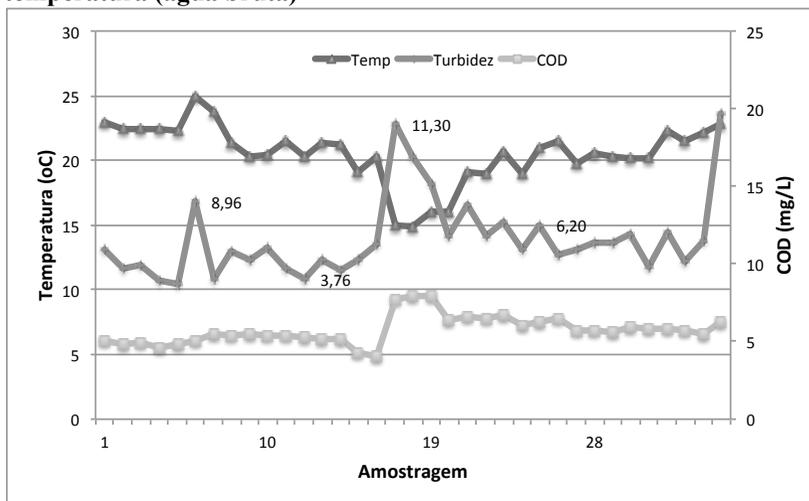
A Figura 32 mostra a variação do COD (4,01 a 7,98 mg/L) em função da temperatura (14,9 a 24,9 °C). Como o manancial de estudo se trata de uma lagoa com grande concentração de fitoplâncton, é de se esperar que, com o aumento da temperatura, ocorra a proliferação das microalgas, resultando no aumento da concentração de matéria orgânica dissolvida. Tal comportamento pode ser observado em alguns pontos do gráfico. No

entanto, na Figura 32, observa-se o aumento significativo da matéria orgânica e a redução da temperatura na região do gráfico correspondente a um período chuvoso na região, indicando que a matéria orgânica presente na água de estudo é proveniente do escoamento superficial. Nesse mesmo período, observou-se turbidez da ordem de 11 uT na água bruta.

A matéria orgânica dissolvida presente na água pode estar dividida em quatro frações: coloidal, hidrofílica, hidrofóbica e transfílica (RODRIGUES; SILVA, 2008). A fração da matéria hidrofóbica da matéria orgânica (por exemplo, ácidos húmicos) é preferencialmente degradada durante a filtração lenta, podendo chegar em caso extremo a 86% de degradação (no outono na estação de tratamento de West Hartford), mas geralmente fica ao redor de 40% (COLLINS *et al.*, 1992).

Collins *et al.* (1992) ressaltam que a parte hidrofílica é mais dificilmente degradada na filtração lenta, alcançando percentagens de remoção de 5 a 25%. Em águas naturais, a fração hidrofóbica pode representar até metade da matéria orgânica dissolvida, sendo que essa fração tem grande influência na formação de trihalometanos, já a fração hidrofílica que é dificilmente degradada é responsável pela formação de ácidos haloacéticos (KIM; YU, 2005).

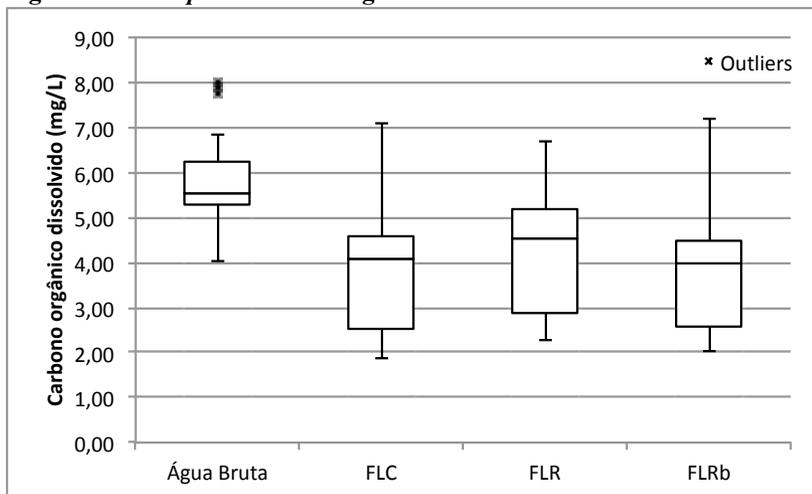
**Figura 32 - Variação da concentração de COD e turbidez em função da temperatura (água bruta)**



As remoções de matéria orgânica alcançadas nos filtros estudados variaram de 33% FLC, 26% FLR e 34% FLRb e estão de acordo com a característica da matéria orgânica presente no manancial de estudo (fração hidrofóbica), conforme reportado por Romero (2012). Apesar de não ter sido avaliado o caráter da matéria orgânica após a filtração lenta, acredita-se que a parte removida diminui o potencial de formação de trialometanos após a cloração.

A distribuição dos dados obtidos do monitoramento de COD (Figura 33) indica pouca variabilidade em relação ao tipo de limpeza empregado, que é confirmada por meio de análise estatística (Apêndice Q) a qual indica que os filtros não apontam diferença significativa, sendo, portanto, similares quanto à eficiência de remoção de carbono orgânico dissolvido.

**Figura 33 - Box plot carbono orgânico dissolvido**



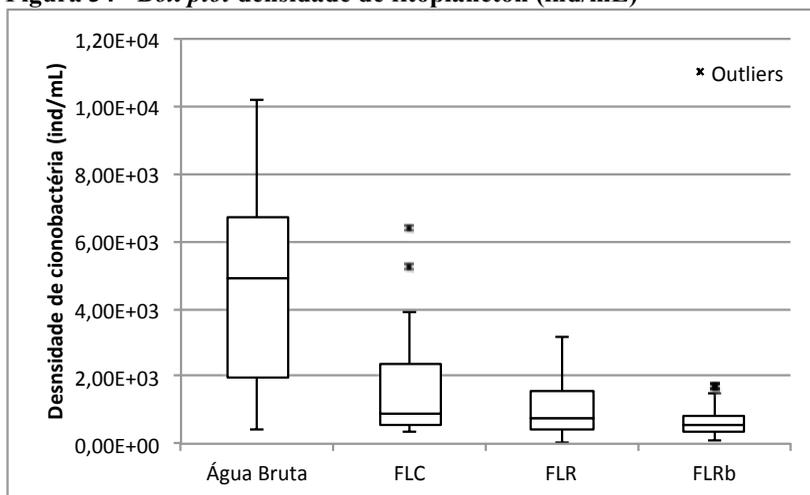
#### 6.1.4.3 Densidade de fitoplâncton

Como comentado anteriormente, parte da matéria orgânica encontrada no manancial de estudo é proveniente da população algal. A Lagoa do Peri tem predominância da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii*, sua presença é um problema em potencial ao tratamento porque pode liberar toxinas e, por apresentar forma filamentosa, contribui para a rápida colmatção do meio filtrante. A duração das de filtração discutidas na seção 6.1.1 foi reduzida em função da concentração dessa microalga, como relatado também por diversos autores (CLEASBY; HILMOE; DIMITRACOPOULOS, 1982; DI BERNARDO, 1995; DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999; BRANDÃO et al., 1999; CEZAR; CARVALHO; BRANDÃO, 2002).

Os resultados da contagem de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Figura 34), com valores médios de  $4,6 \times 10^3$  ind/mL na água bruta, demonstram que o manancial é rico em microalgas. Os filamentos de *Cylindrospermopsis raciborskii*, na água bruta, tiveram em média 120  $\mu\text{m}$  (comprimento), já ao passar nos filtros se observou a quebra dos filamentos visto que o comprimento médio dos filamentos observados foi de 42, 63 e 38  $\mu\text{m}$  para os filtros FLC, FLR e FLRb respectivamente.

O rompimento dos filamentos pode liberar toxinas na água filtrada, parâmetro que não foi avaliado no estudo.

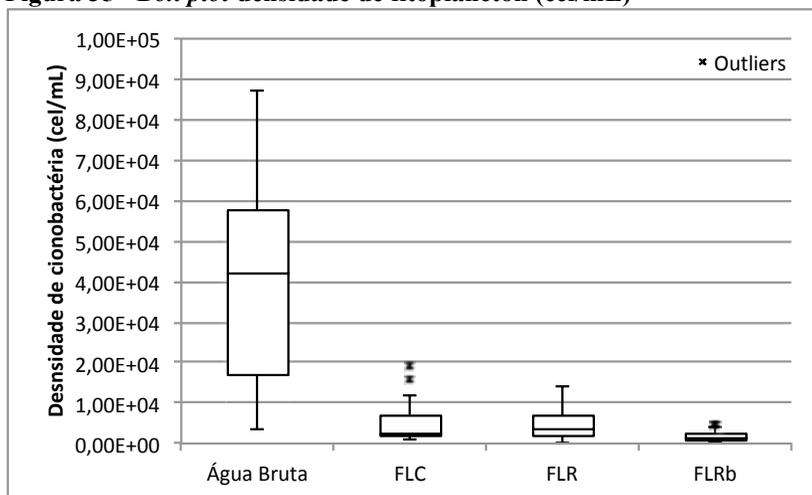
**Figura 34 - Box plot densidade de fitoplâncton (ind/mL)**



Nos filtros avaliados, foram quantificadas eficiências de remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii* de 66, 76 e 85% para os filtros FLC, FLR e FLRb respectivamente. Observou-se, através de análise estatística (Apêndice R), diferença entre as médias dos filtros FLC e FLRb, sendo o FLRb mais eficiente que o FLC. Já o FLR e FLRb têm eficiência estatisticamente semelhante considerando o intervalo de 95% de confiança.

Quando a densidade das cianobactérias é avaliada em células por mililitro (Figura 35), a eficiência computada aos filtros são mais elevadas atingindo valores de 88, 87 e 95% para os filtros FLC, FLR e FLRb respectivamente. A eficiência de remoção é próxima àquela obtida por Pereira *et al.* (2012), que alcançaram valores de até 97% utilizando a filtração lenta como tratamento para água com concentração de cianobactéria da ordem de  $10^5$  células/mL.

**Figura 35 - Box plot densidade de fitoplâncton (cel/mL)**



A comparação estatística das médias (Apêndice S) indicam que os filtros FLC e FLR são estatisticamente semelhantes e diferentes do filtro FLRb, sendo este o filtro mais eficiente entre os analisados.

O melhor desempenho do filtro submetido à retrolavagem com água bruta, na remoção de células de cianobactérias, pode ser atribuído, em parte, à estratificação do meio filtrante, diminuindo o tamanho dos poros na primeira camada de filtração mas principalmente pelas partículas que permanecem na água sobrenadante depois de executada a retrolavagem.

#### **6.1.4.4 Oxigênio dissolvido**

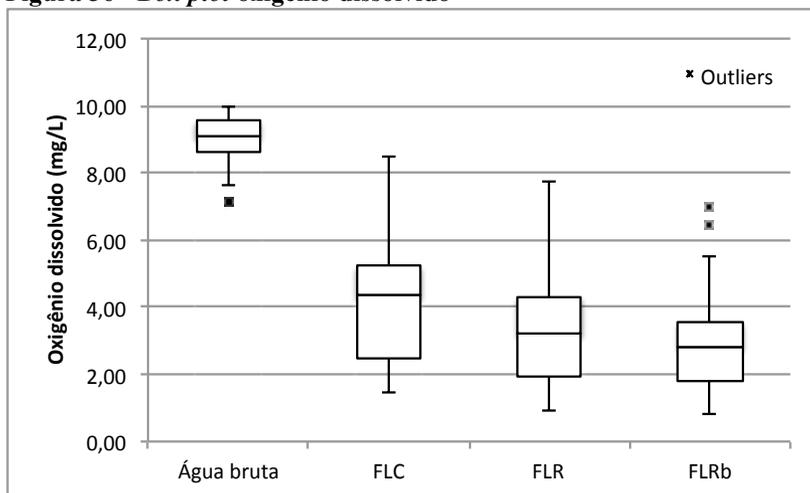
Durante a filtração ocorre o consumo de oxigênio como já mostrado na Figura 26, onde observa-se um rápido consumo de oxigênio dissolvido durante as primeiras horas de filtração. O consumo se dá principalmente nos centímetros iniciais, onde a camada biológica é formada (FOX; MILTNER; LOGSDON, 1984; BRITO et al., 2005; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014).

Fox, Miltner e Logsdon (1984) observaram que, com o decorrer da filtração, a concentração de oxigênio dissolvido aumentava. Os mesmos autores também detectaram que, com o decorrer das operações de

limpeza, cada vez menos oxigênio era consumido pelo biofilme e camada biológica, e, após nove operações de limpeza (700 dias de filtração), o consumo de oxigênio dissolvido era da ordem de 1 mg/L, em contraste com o início de operação dos filtros, quando era consumido até 6 mg/L e o material filtrante era novo.

Nos filtros estudados, o consumo de oxigênio dissolvido nas primeiras horas de filtração era de até 7 mg/L (Figura 26), contudo, com o decorrer da filtração, ocorreu a diminuição do consumo, sendo em média o consumo de 55, 63 e 68% para os filtros FLC, FLR e FLRb respectivamente. A análise estatística confirma que a diferença de consumo de 55 para 68% (FLC e FLRb respectivamente) é significativa (Apêndice T). A Figura 36 apresenta a distribuição das determinações de oxigênio dissolvido durante as de filtração.

**Figura 36 - Box plot oxigênio dissolvido**



#### 6.1.4.5 Turbidez

A variação de turbidez da água bruta durante o monitoramento foi de 3,55 a 13,50 uT, sendo observado 100% das amostras com turbidez menor que 15 uT e 95% menor que 10 uT, valores ainda aceitáveis para a utilização da filtração lenta, conforme Di Bernardo e Dantas (2005). No entanto apenas 31% das amostras apresentaram valor abaixo de 5 uT

(Tabela 13), quando segundo Cleasby (1991) o recomendável seria esse valor em 90% das amostras.

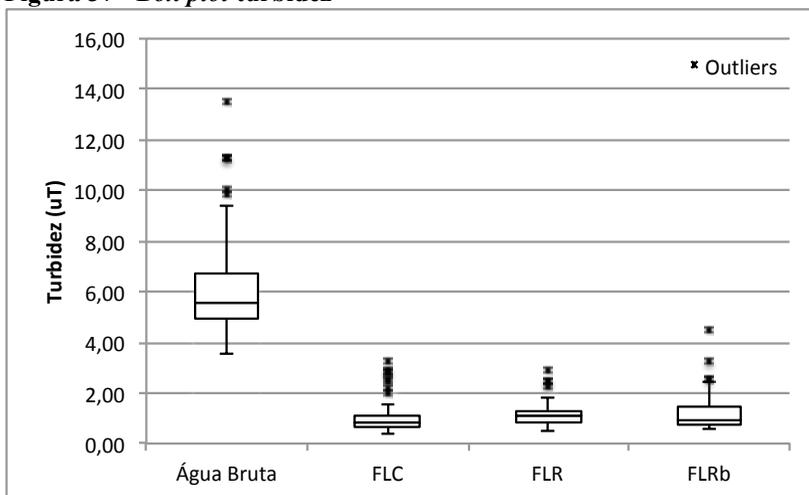
**Tabela 13 - Turbidez recomendada vs turbidez do estudo**

Turbidez da água bruta recomendada por Di Bernardo e Dantas (2005)	Turbidez da água Bruta (%)
< 15,0 (100 %)	100
< 10,0 (95 %)	95
< 5,0 (90 %)	31

Como abordado anteriormente, após o tempo de maturação dos filtros (24 horas), os filtros já alcançavam valores inferiores a uma unidade de turbidez. Também foi observado que com 3,5 horas de filtração todos os filtros produziam água com turbidez menor que 2 uT. O valor para se atender a Portaria 2914, de 2011, do Ministério da Saúde, quando utilizada a filtração lenta, é de que, após a filtração lenta, os filtros produzam água em 95% das amostras com turbidez de menor ou igual a uma unidade. Os filtros avaliados ficaram dentro do parâmetro em 70, 38 e 55% das amostras, para os filtros FLC, FLR e FLRb respectivamente.

Na Figura 37, observa-se a variabilidade do parâmetro turbidez durante o período analisado e na Figura 38, o desempenho dos filtros em relação à remoção de turbidez durante as de filtração. Em média, os filtros apresentaram turbidez próximas a uma unidade durante o tempo de monitoramento. Na Tabela 14, elencam-se as percentagens das determinações de turbidez em função do valor máximo permitido compreendendo a Portaria 2914 de 2011 do Ministério da Saúde.

**Figura 37 - Box plot turbidez**



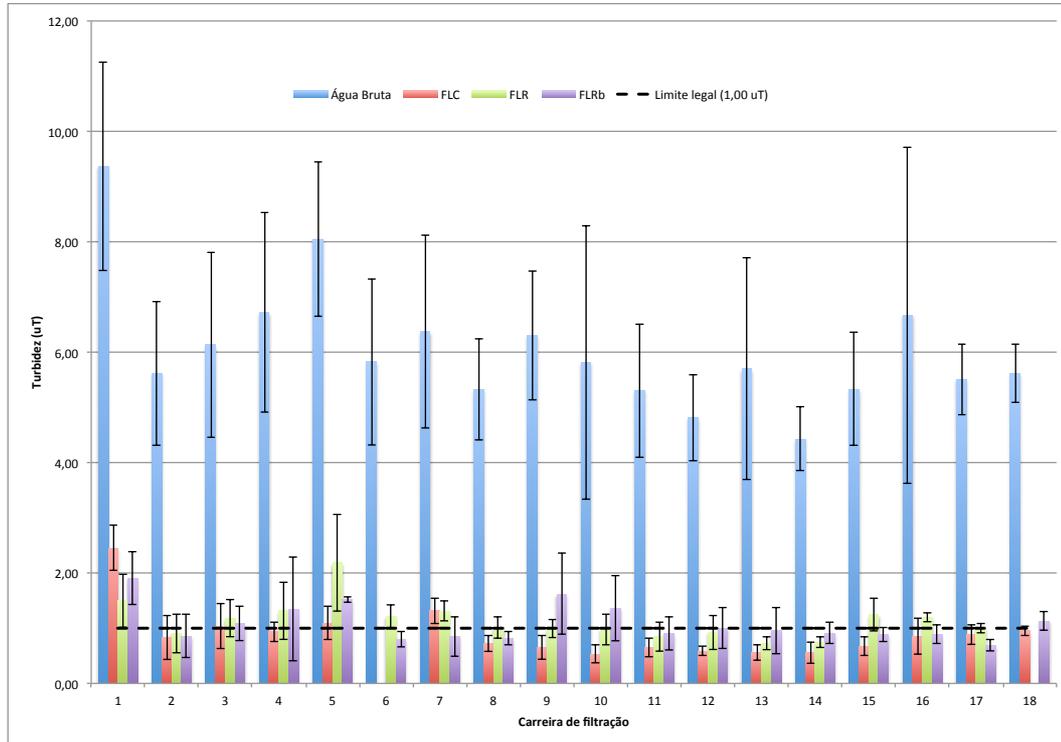
**Tabela 14 - Valores máximos permitidos de turbidez (pós FL e rede)**

Valores máximos permitidos	FLC (%)	FLR (%)	FLRb (%)
Turbidez < 1,0 <sup>a</sup> uT	70	38	55
Turbidez < 2,0 <sup>b</sup> uT	90	94	91
Turbidez < 5,0 <sup>c</sup> uT	99	99	100

a Portaria 2914/2011; b valor permitido em 5% das amostras; c Portaria 2914/2011 para rede de abastecimento

Com relação à comparação entre os filtros, não foi identificada diferença estatística entre eles, infere-se que os mesmos obtiveram o mesmo desempenho, referente ao parâmetro turbidez, durante o período analisado (Apêndice U).

**Figura 38 - Comportamento da turbidez durante as de filtração (valores médios)**



## 6.2 Filtros em escala piloto

Nesta seção, são apresentados os resultados referentes aos contaminantes específicos (carbamatos e microesferas fluorescentes) estudados, como também monitorado em termos de cor, turbidez, perda de carga e turbidez da retrolavagem, dps filtros em escala piloto. Para alcançar os objetivos propostos foram construídos seis sistemas de filtração sendo: três filtros onde foi realizada a limpeza por raspagem; e três filtros onde a limpeza ocorreu por contrafluxo. Foram utilizados três diâmetros efetivos, sendo que cada grupo, filtro lento convencional e retrolavável, foi concebido com a mesma granulometria.

Esse sistema operou durante aproximadamente um ano, e foi operado como parte do trabalho de conclusão de curso de Souza (2012), sob a orientação do autor. Neste período, o sistema foi monitorado em termos de cor, turbidez, perda de carga e turbidez da retrolavagem.

Após esse período, iniciaram-se os estudos com os contaminantes específicos, além do monitoramento supracitado. Como os filtros diferem pelo tipo de limpeza e diâmetro efetivo de material filtrante, as comparações nesta seção foram baseadas nessas diferenças.

Os filtros são denominados FLC1, FLC2 e FLC3; e FLR1, FLR2 e FLR3, onde o número (1, 2 ou 3) é referente ao diâmetro efetivo do material filtrante utilizado, onde:  $d_{10} = 0,17$  mm (1);  $d_{10} = 0,30$  mm (2); e  $d_{10} = 0,53$  mm (3).

### 6.2.1 Influência do diâmetro efetivo na duração das carreiras de filtração

O diâmetro efetivo e o coeficiente de uniformidade têm influência direta no tempo de duração das de filtração. Neste trabalho foi avaliada a influência do diâmetro efetivo no desempenho da filtração lenta, uma vez que o coeficiente de uniformidade dos materiais filtrantes utilizados eram próximos uns dos outros.

Com o aumento do diâmetro efetivo, ocorreu maior penetração das partículas presentes na água bruta, o que acarretou em maior número de

coletores aproveitados na filtração. Com a maior penetração de partículas também se formou uma camada biológica mais espessa, e, ao considerar a limpeza por raspagem, deu-se a necessidade da retirada de maior quantidade de areia para se efetuar uma limpeza efetiva (BELLEMY; HENDRICKS; LOGSDON, 1985).

Durante o tempo de monitoramento (quando dosado agrotóxico), foi possível a realização de sete de filtração completas, na Tabela 15, apresentam-se os dados de duração de de filtração.

**Tabela 15 - Duração da carreira de filtração (filtros em escala piloto)**

Carreira número	Duração das de filtração (dias)					
	FLC1	FLC2	FLC3	FLR1	FLR2	FLR3
1	3	4	5	4	4	7
2	3	3	6	4	5	7
3	4	3	6	3	4	6
4	3	3	7	2	6	5
5	3	5	6	4	4	7
6	3	5	5	4	6	8
7	4	5	7	3	6	8
Resumo	3,3 <sup>a</sup> ±0,5 <sup>b</sup> (3 – 4) <sup>c</sup>	4,0±1,0 (3 – 5)	6,0±0,8 (5 – 7)	3,4±0,8 (2 – 4)	5,0±1,0 (4 – 6)	6,9±1,0 (5 – 8)

a média; b desvio padrão; c intervalo de dados;

Os filtros com meio filtrante de 0,17 mm (FLC1 e FLR1) apresentaram praticamente a mesma duração média da carreira de filtração, e os demais apresentaram até um dia de diferença (FLC2 – FLR2).

Conforme esperado, a duração da carreira aumentou em função do aumento do diâmetro efetivo utilizado, indicando que quanto maior o

diâmetro efetivo, eleva-se a capacidade de retenção dos filtros, que pode ser justificado pela maior penetração de impurezas no meio filtrante.

Como observado no Apêndice V, não houve diferença significativa entre os filtros que apresentavam a mesma granulometria, demonstrando novamente (seção 6.1.1) que o método de limpeza por retrolavagem é tão eficiente quanto o método convencional por raspagem, quando comparado com filtros de mesma granulometria. Ao analisar os outros filtros, observa-se que o filtro FLR3 é estatisticamente igual apenas ao seu par FLC3, sendo diferente dos demais.

Deste modo se confirma que existe diferença estatística da duração da carreira de filtração em função da granulometria empregada, e quando maior for esta, considerando a variação de  $d_{10}$  0,17 a 0,53 mm, maior será a duração da carreira de filtração, considerando a água de estudo.

### **6.2.2 Eficiência da retrolavagem e recuperação de qualidade**

Durante a operação do sistema por Souza (2012), os filtros foram avaliados em função da eficiência da retrolavagem e recuperação de qualidade da água filtrada após a limpeza.

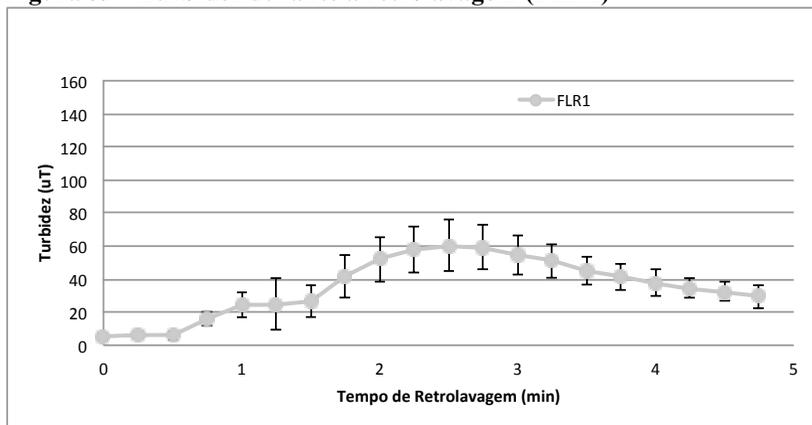
As Figuras 39, 40 e 41 apresentam os dados da evolução da turbidez, durante a retrolavagem, em função da granulometria empregada como material filtrante.

Quanto maior o diâmetro efetivo utilizado, maior a velocidade de aproximação necessária para alcançar uma mesma expansão. Os filtros foram lavados com expansão média de 25%, sendo necessárias as velocidades de aproximação de 0,19, 0,26 e 0,92 m/min, para o FLR1, FLR2 e FLR3 respectivamente, para alcançar a expansão preestabelecida.

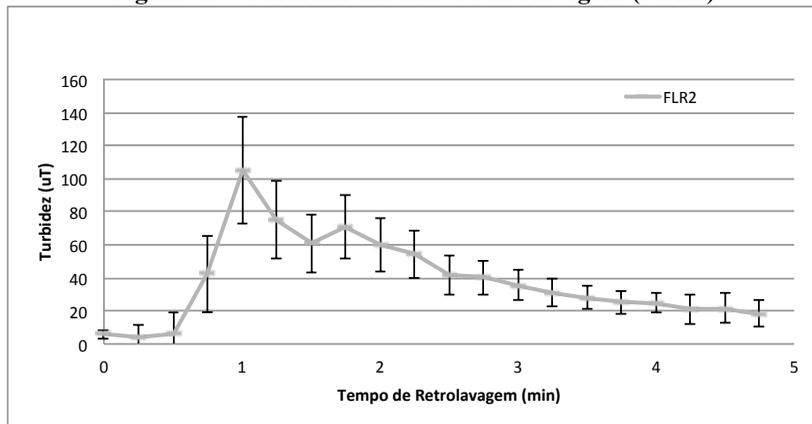
Observa-se que quanto maior a velocidade empregada, mais rápido ocorreu o pico de turbidez e também a turbidez constante, o que indica que a limpeza poderia ser finalizada. O filtro FLR3 caracterizou melhor essa condição indicando que a limpeza poderia ser realizada em menos de 2 min (todos os filtros foram retrolavados por aproximadamente 5 min). No entanto, como já discutido na seção 6.1.3, os sólidos presentes

no início da filtração podem ter diminuído o tempo de maturação necessário para o início da produção de água com qualidade.

**Figura 39 - Turbidez durante a retrolavagem (FLR1)**



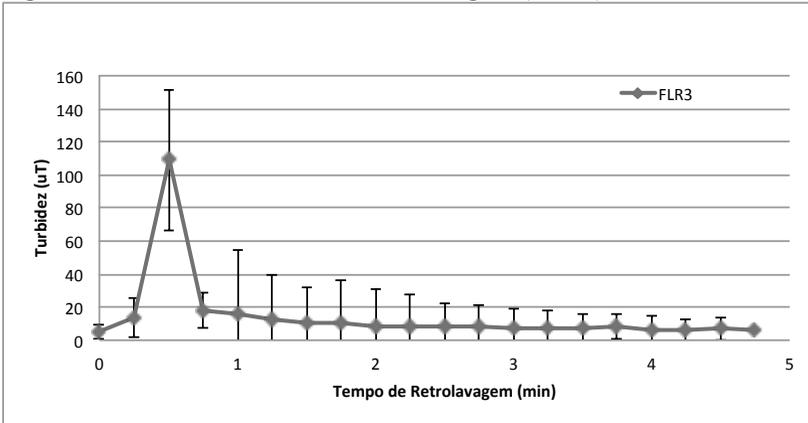
**Figura 40 - Turbidez durante a retrolavagem (FLR2)**



Quanto maior a velocidade de aproximação, considerando o mesmo tempo de retrolavagem (5 min), cada filtro tem renovada a água que passa pelo meio filtrante expandido (50 cm) em: 4,52, 5,78 e 18,40 vezes para os FLR1, FLR2 e FLR3, respectivamente. Esse número de renovações do leito faz com que FLR3 alcance um grau de limpeza maior que os demais filtros, como foi observado na perda de carga

inicial média desse filtro, que foi de 3 cm, contra 12 e 10 cm para o FLR1 e FLR2 respectivamente.

**Figura 41 - Turbidez durante a retrolavagem (FLR3)**



A pequena variação encontrada na perda de carga inicial e na duração da carreira de filtração (Tabela 15) são indicativos de que os filtros estavam sempre alcançando um nível de limpeza adequado.

Depois da operação de limpeza (raspagem e retrolavagem), os filtros eram colocados novamente em operação. As Figuras 42 e 43 apresentam o monitoramento dos filtros durante 7,5 horas do início da carreira de filtração.

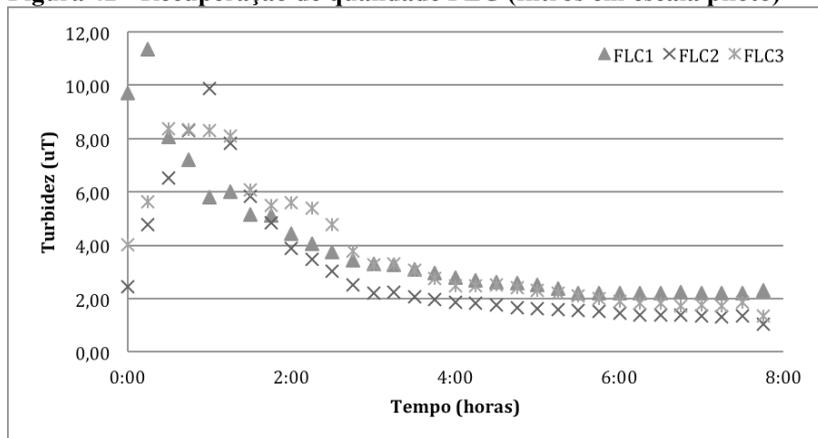
Ambos os métodos de limpeza, para todas as granulometrias analisadas, produziram água com turbidez próxima de 2 uT, antes de 8 horas de filtração, mesmo comportamento observado nos filtros em escala real.

Nota-se mais uma vez que os filtros com limpeza convencional, apesar de terem movimentado apenas os centímetros iniciais da camada filtrante, geraram efluente inicial com turbidez mais elevada que os filtros com limpeza por retrolavagem, que tem todo o leito filtrante movimentado.

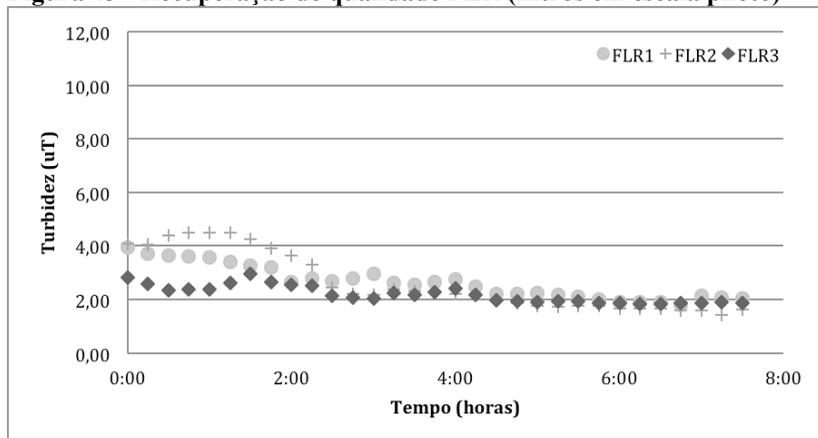
Tal situação pode ser explicada tendo em vista que a água parada no meio filtrante era a água bruta, e para dar início à nova carreira de filtração, como os filtros tinham camadas filtrantes reduzidas, fez-se

necessário recolocar a areia lavada, o que causou movimentação do meio filtrante. Nos filtros retrolavados, ocorreu a movimentação de toda a camada filtrante, entretanto deu-se a renovação da água do meio filtrante em função da velocidade de aproximação utilizada e o tempo de retrolavagem, o que acarretou um efluente com pouca variabilidade de turbidez (Figura 43).

**Figura 42 - Recuperação de qualidade FLC (filtros em escala piloto)**



**Figura 43 - Recuperação de qualidade FLR (filtros em escala piloto)**



Para o efluente atingir turbidez próxima a duas unidades foram necessárias algumas renovações da água no material filtrante. O tempo de contato com o material filtrante durante a filtração é de

aproximadamente 39, 44 e 55 min para os filtros com diâmetro efetivo de 0,17, 0,30 e 0,53 mm respectivamente. Vale ressaltar que se deve atribuir 15 min referente ao tempo de permanência na camada suporte mais 15 min em função das tubulações que transportam a água filtrada até o ponto de coleta. Considerando o acréscimo o tempo de detenção hidráulicas dos filtros foram de 69, 74 e 85 min

Já nos filtros onde a limpeza foi realizada por retrolavagem, a água utilizada apresentou turbidez menor que uma unidade e também ocorre a remoção da água de retrolavagem que apresenta alta turbidez. A coluna de água que não atingiu a saída para água de retrolavagem teve a turbidez alta, mas apresentava visualmente sólidos de maior diâmetro, o que se sedimenta sobre o material filtrante e fazia diminuir a porosidade da camada superior, assim, produzindo água com menor turbidez desde o início da carreira de filtração.

### **6.2.3 Influência do diâmetro efetivo na qualidade de água (cor e turbidez)**

Nos filtros com diferentes granulometrias é de se esperar eficiências distintas na remoção dos parâmetros físicos, como cor e turbidez (LOGSDON *et al.*, 2002). O método de limpeza também pode ter alguma influência na eficiência da tecnologia de tratamento de água. A Tabela 16 apresenta os dados dos parâmetros físicos cor e turbidez no decorrer de sete de filtração.

Com relação à cor aparente, observou-se diferença entre os filtros no tocante ao método de limpeza, com percentagem de remoção desse parâmetro mais elevada para os filtros em que a limpeza foi por raspagem, alcançando remoção de até 82%, contra 76% dos filtros retrolaváveis. No período monitorado, os filtros com limpeza por raspagem ficaram em no mínimo 90% das amostras analisadas com cor igual ou inferior a 15 uH, já os filtros retrolaváveis variaram de 72 a 76%, apesar da diferença, nenhum dos filtros atende a Portaria 2914, de 2011, na qual preconiza que a cor deve ser em 95% das amostras menor ou igual a 15 uH.

A diferença entre os métodos de limpeza é confirmada analisando o Apêndice W, que apresenta a comparação das médias de cor aparente

entre os FLCs e FLRs. O que indica que os filtros lentos convencionais têm maior eficiência de remoção de cor aparente. Mesmo comportamento foi observado nos filtros em escala real. Também pôde ser constatado que não existe diferença significativa com relação à variação do diâmetro do material filtrante, somente existe a diferença quando se considera o método de limpeza, como já comentado.

**Tabela 16 - Resultados do monitoramento de parâmetros físicos (filtros em escala piloto)**

Filtro	Cor aparente (uH)	Cor verdadeira (uH)	Turbidez (uT)
Água bruta	56 <sup>a</sup> ±13 <sup>b</sup> (31 – 115) <sup>c</sup>	9±3 (3 – 15)	3,81±0,98 (1,26 – 6,75)
FLC1	10±5 (5 – 28)	6±3 (1 – 16)	0,60±0,27 (0,27 – 1,77)
FLC2	10±6 (3 – 29)	7±3 (1 – 16)	0,48±0,14 (0,33 – 1,04)
FLC3	10±3 (5 – 20)	7±3 (3 – 14)	0,51±0,15 (0,28 – 0,84)
FLR1	14±5 (4 – 25)	8±3 (2 – 13)	0,80±0,26 (0,45 – 1,71)
FLR2	13±5 (5 – 31)	8±3 (1 – 13)	0,76±0,37 (0,39 – 2,12)
FLR3	14±8 (2 – 23)	8±3 (2 – 13)	0,85±0,27 (0,44 – 2,11)

a média; b desvio padrão; c intervalo de dados

A cor verdadeira na água bruta sempre esteve abaixo de 15 uH, nos filtros FLC3, FLR1 e FLR2. Os demais filtros em uma ocasião apresentaram cor verdadeira acima desse valor, apresentando valores de 16 uH (filtros FLC1, FLC2 e FLR3). Estatisticamente, não se detectou diferença significativa entre as médias obtidas durante o monitoramento (Apêndice X).

A turbidez da água bruta ficou de acordo com recomendação de Di Bernardo e Dantas (2005), onde foi observado 100% das amostras com turbidez menor que 15 uT, 95% menor que 10 uT e 90% das vezes menor ou igual a 5 uT. Com essa característica de água bruta, os filtros com limpeza por raspagem apresentaram em 94, 97 e 100% (FLC1, FLC2 e FLC3) das amostras menor que uma unidade de turbidez, atendendo a Portaria 2914, de 2011, do Ministério da Saúde. Já para os filtros com limpeza com retrolavagem apresentaram turbidez igual ou inferior a uma unidade em 88, 84 e 80% (FLR1, FLR2 e FLR3) das amostras.

Como observado com a cor aparente, os filtros apresentaram diferença de eficiência da remoção de turbidez em função do método de limpeza empregado (Apêndice Y), onde novamente os filtros com o método de limpeza por raspagem indicaram diferença significativa no confronto aos filtros em que a limpeza foi realizada por retrolavagem, já a diferença de eficiência em função da variação do diâmetro efetivo não foi observada.

A diferença entre os filtros que foram retrolavados e aqueles em que a limpeza deu-se por raspagem pode ser associada à não existência de material fino, que foi perdido no decorrer das operações de limpeza (retrolavagens). Esse material mais fino por toda a extensão dos FLCs pode ter contribuído para melhorar o tratamento, desse modo, servindo de coletores adicionais para retenção de partículas nesse tipo de filtro.

#### **6.2.4 Eficiência na remoção de carbamatos**

Os carbamatos utilizados no estudo foram o Metomil, Carbofurano e Carbaril. Como foi utilizado o produto comercial, e desse foi produzida a solução utilizada no estudo, observou-se uma variação relativamente grande da concentração de entrada nos filtros. Os agrotóxicos eram

diluídos em aceto nitrila e dosados diariamente no recipiente de alimentação de contaminante. Os resultados médio dos sete ensaios de filtração monitorados diariamente são apresentados na Tabela 17.

**Tabela 17 - Resultados do monitoramento dos carbamatos**

Filtro	Metomil (µg/L)	Carbofurano (µg/L)	Carbaril (µg/L)
Água bruta	24,07 <sup>a</sup> ±3,31 <sup>b</sup> (19,01 – 31,99) <sup>c</sup>	22,97±4,19 (16,69 – 35,32)	30,88±3,78 (22,56 – 35,12)
FLC1	20,40±6,28 (12,56 – 35,71)	17,48±7,35 (5,11 – 34,82)	15,52±7,58 (1,92 – 27,44)
FLC2	19,67±7,07 (11,70 – 37,27)	15,61±10,48 (2,02 – 35,67)	16,36±10,83 (2,77 – 33,77)
FLC3	19,71±5,14 (11,67 – 36,56)	14,91±8,70 (2,03 – 32,82)	16,59±11,76 (2,79 – 37,27)
FLR1	19,42±7,55 (8,90 – 35,67)	14,08±10,31 (3,43 – 32,24)	15,71±11,15 (2,74 – 33,40)
FLR2	19,45±5,87 (11,43 – 36,56)	15,71±8,68 (2,21 – 26,53)	17,87±11,75 (2,65 – 36,47)
FLR3	21,50±7,10 (7,66 – 36,47)	18,38±7,59 (3,60 – 19,56)	18,57±9,64 (5,60 – 37,65)

a média; b desvio padrão; c intervalo de dados; LD limite de detecção; LQ limite de quantificação

Segundo Chung (2000), a hidrólise é a reação mais comum de degradação de pesticidas. Alguns carbamatos quando expostos a condições favoráveis são degradados em questão de horas, principalmente quando em contato com água de pH elevado (STEPHENSON, 1991).

Os carbamatos estudados também podem ser metabolizados por microrganismos, vegetais e animais e mineralizados na água e no solo (WHO, 1986). Conforme Stenersen (2004), os fatores ambientais que favorecem a degradação dos compostos no ambiente estão relacionados com a temperatura, matéria orgânica e pH.

Cada tipo de carbamato possui diferentes propriedades, fato que se faz necessária a avaliação de cada um em separado, uma vez que um carbamato pode ser facilmente decomposto, enquanto outros podem ser fortemente adsorvidos no solo ou permanecer dissolvido na água por certo período (MASON, Y. Z. *et al.*, 1990; WHO, 1986).

A Tabela 18 apresenta os valores de pH e temperatura durante os ensaios de filtração com adição de carbamatos.

Os três carbamatos utilizados são estáveis a pH 4 e 20°C em meio aquoso conforme observado na Tabela 5. Já em pH 7 e 20°C o metomil permanece estável e o carbofurano tem tempo de meia vida de 37 dias e o carbaril de 12 dias. Apesar dos valores de pH determinados na água filtrada variarem de 5,38 e 6,95 (valores onde já ocorre a degradação), o reduzido tempo de contato nos filtros sugere que os compostos são estáveis, ou seja, provavelmente não têm a sua concentração diminuída em função do tempo de contato nos filtros.

Outra possibilidade de transformação dos agrotóxicos é em função da atividade biológica, fotodegradação e adsorção. Todos esses processos são altamente dependentes do pH, temperatura, quantidade de matéria orgânica e concentração inicial do composto a ser degradado.

Segundo Bermúdez-Couso *et al.* (2011), a adsorção de pesticidas no solo evita a presença dos mesmos em águas superficiais e subterrâneas, todavia dificulta a volatilização e a biodegradação. Já a dessorção do contaminante do solo facilita o escoamento e lixiviação em corpos d'água, e faz com que o pesticida fique disponível para os microrganismos facilitando a biodegradação.

Conforme observado na Tabela 17, algumas vezes a concentração dos contaminantes na água filtrada era maior do que a da água bruta, indicando que pode ter ocorrido a dessorção destes na camada biológica ou no biofilme dos grãos de areia. De acordo com Bermúdez-Couso *et*

al. (2012), em solo com alto teor de matéria orgânica, a adsorção é mais estável do que em solo com baixo teor de matéria orgânica, que favorece a dessorção. Esses fenômenos (adsorção e dessorção) ocorreram simultaneamente, desta forma, não se pode concluir com exatidão qual o processo que ocorreu no tratamento.

**Tabela 18 - Variação de pH e temperatura**

Filtro	pH	Temperatura (°C)
Água bruta	6,51 <sup>a</sup> ±0,18 <sup>b</sup> (6,18 – 6,98) <sup>c</sup>	21,86±2,77 (15,20 – 28,30)
FLC1	6,14±0,18 (5,63 – 6,88)	20,19±2,32 (14,50 – 26,40)
FLC2	6,08±0,37 (5,56 – 6,83)	20,04±2,05 (14,30 – 26,40)
FLC3	6,06±0,39 (5,53 – 6,83)	19,76±2,60 (13,90 – 26,40)
FLR1	6,27±0,41 (5,38 – 6,95)	21,18±3,21 (14,20 – 27,00)
FLR2	6,22±0,26 (5,69 – 6,68)	23,03±2,74 (13,70 – 26,00)
FLR3	6,25±0,31 (5,65 – 6,85)	20,20±3,06 (13,20 – 26,70)

a média; b desvio padrão; c intervalo de dados

Em função das características dos carbamatos, pode-se sugerir que ocorre adsorção na camada biológica e biofilme ao avaliarem-se os valores de Log  $K_{ow}$  (Tabela 5), onde valores mais elevados tendem a

acumular-se na fração orgânica do solo, dessa forma, apresentando baixa mobilidade no solo. Já pesticidas hidrofílicos, são mais solúveis em água, o que não favorece a adsorção no solo.

A Tabela 19 apresenta os resultados em percentual médio de remoção dos carbamatos para os filtros estudados.

**Tabela 19 - Eficiência de remoção dos carbamatos pelo sistema de filtração**

Filtro	Metomil (%)	Carbofurano (%)	Carbaril (%)
FLC1	15,27	22,79	63,80
FLC2	18,28	30,57	60,30
FLC3	18,10	33,49	59,36
FLR1	19,30	36,94	63,02
FLR2	19,19	30,17	54,02
FLR3	10,68	19,06	51,13

O metomil se mostrou, como esperado, o carbamato mais estável entre os estudados, onde se verifica degradação variando de 10,68 a 19,30% nos filtros avaliados. Segundo WHO (1996), esse composto é degradado por microrganismos presentes no solo mais rapidamente em condições aeróbicas.

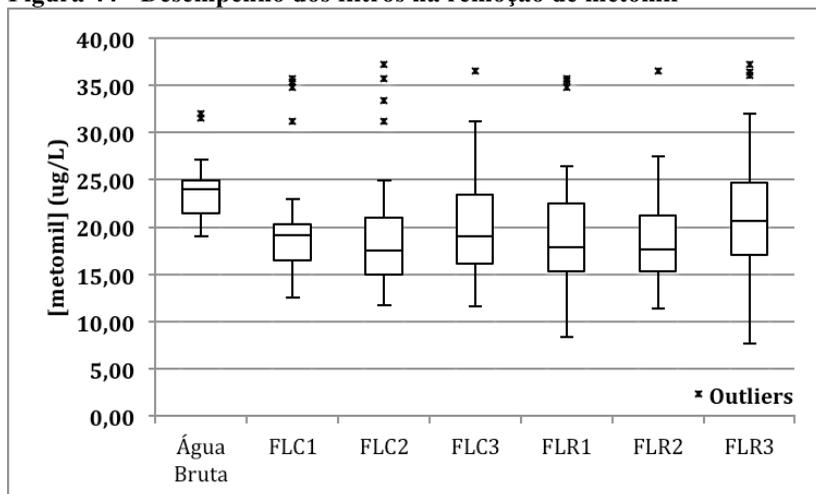
A maneira mais rápida de se degradar esse pesticida é por meio da exposição à luz ultravioleta, como os filtros avaliados ficavam fora do alcance direto da luz do sol, esse meio de degradação parece não ter ocorrido. Entre os três carbamatos estudados, o metomil é o que tem o menor coeficiente de partição octanol/água indicando um caráter hidrofílico, possuindo menor afinidade de se aderir à matéria orgânica presente no filtro. O que pode explicar em parte a pouca eficiência de remoção desse contaminante.

O carbofurano é degradado no solo principalmente por hidrólise, degradação biológica e fotodegradação. Sua persistência no ambiente depende principalmente do pH, temperatura, tipo de microrganismos e umidade (WHO, 2004). Mateen *et al.* (1994) relatam que a degradação por microrganismos é mais rápida a 35°C que a 20°C e, em condições anaeróbias, não ocorre. Em alguns períodos de monitoramento a temperatura alcançou valores de até 28 °C, o que pode ter contribuído para a degradação do carbofurano.

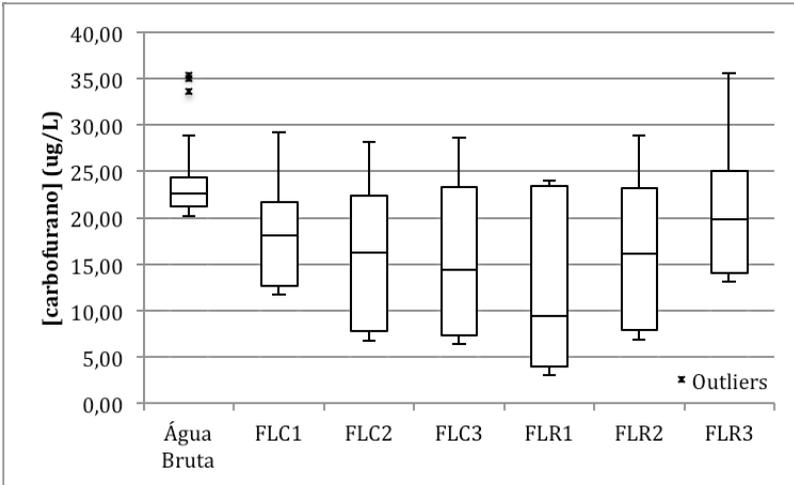
Os resultados obtidos para o carbaril, composto com coeficiente de octanol/água mais elevado dos carbamatos estudados, sugerem que parte do contaminante ficou adsorvido na camada biológica. Segundo (WHO, 2008), o tempo de meia-vida depende da concentração inicial, pH, temperatura e pode variar de minutos a semanas. Em climas quentes, ele tende a se degradar rapidamente.

As Figuras 44, 45 e 46 apresentam a distribuição dos resultados referentes aos carbamatos utilizados e aos filtros analisados.

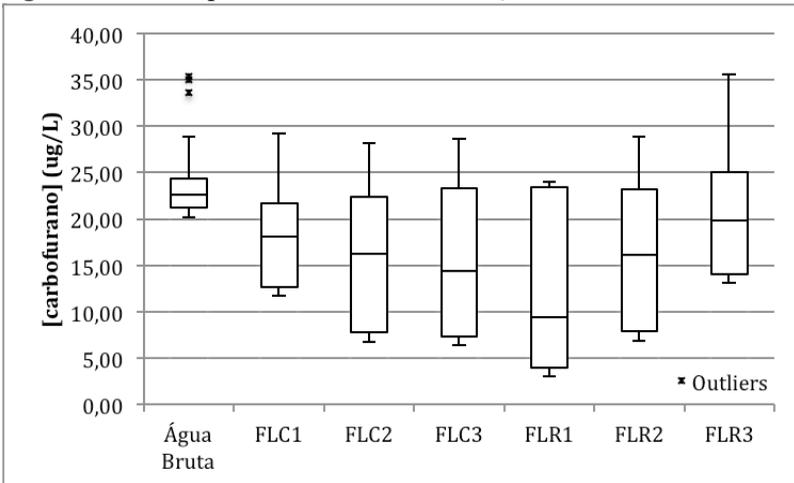
**Figura 44 - Desempenho dos filtros na remoção de metomil**



**Figura 45 - Desempenho dos filtros na remoção de carbofurano**



**Figura 46 - Desempenho dos filtros na remoção de carbaril**



Tien *et al.* (2013) avaliaram a biodegradação do metomil, carbofurano e carbaril em biofilme de rios em diferentes estações do ano. Os autores perceberam que, dependendo da época do ano, uma comunidade biológica diferente se estabelecia no rio e, conseqüentemente, ocorria alteração na velocidade e tipo de contaminante removido. O estudo

também comprovou que na presença de carbaril e degradação do metomil é minimizada.

No presente trabalho, foi apenas avaliada a combinação dos três carbamatos, sugerindo que os resultados podem ser diferentes se diferentes associações forem realizadas. De acordo com Tien *et al.* (2013), a coexistência dos pesticidas e a temperatura causam efeitos significativos na degradação dos mesmos.

Com relação aos diferentes filtros utilizados, não foi observada diferença significativa entre os filtros analisados, não sendo observada diferença entre o método de limpeza nem a configuração do material filtrante (Apêndices Z, AA e BB).

Considerando a água para consumo humano, os filtros não se mostraram eficazes na remoção dos carbamatos na concentração presente na água bruta. Vale ressaltar que para o consumo dessa água seria necessário, segundo a Portaria 2914 de 2011, a desinfecção da água, o que poderia melhorar a qualidade em relação ao metomil visto que o cloro também pode fazer a oxidação desse carbamato (CHAMBERLAIN *et al.*, 2011), para o carbofurano a ozonização é eficiente na sua remoção, sendo a dosagem de ozônio dependente do pH da água (HU *et al.*, 2000). O carbaril assim como o carbofurano não é reativo com o cloro, sendo o ozônio um oxidante eficiente na remoção do composto (MASON, Y. *et al.*, 1990).

### **6.2.5 Eficiência na remoção de microesferas fluorescentes**

No estudo usando as microesferas, essas foram utilizadas sempre durante o período pós-limpeza, visto que os filtros lentos têm alta capacidade de remoção de microrganismos com tamanho das microesferas utilizadas. As microesferas foram aplicadas de duas formas, por pulso e de forma contínua durante um período de 8 horas. Em uma carreira de filtração, foi utilizada a alimentação contínua, no entanto não foi observada a passagem das microesferas nos dias subsequentes da carreira de filtração, motivo pelo qual optou-se em apenas avaliar os filtros logo após a limpeza e nas 8 horas subsequentes.

### 6.2.5.1 Aplicação de pulsos de microesferas

Como abordado na metodologia do trabalho, as esferas foram administradas de duas formas (em pulsos e continuamente). Os pulsos eram de  $(2,26 \pm 0,03) \times 10^6$  microesferas em cada filtro. Foram realizados um total de três ensaios, e os filtros foram acompanhados de 30 em 30 min, durante as 8 horas iniciais de filtração.

As coletas das amostras iniciavam 15 min antes de se completarem os 30 min de intervalo. Dessa maneira, 15 min de água filtrada eram descartados sem análise. Nos três ensaios realizados, não foi observada a passagem de nenhuma microesfera em todos os filtros avaliados.

Harter, Wagner e Atwill (2000) avaliaram a velocidade de passagem pelo meio filtrante de oocistos *Cryptosporidium* comparando-a com a velocidade do traçador (cloreto) e, assim, verificaram que, em areia fina (0,18 – 0,25 mm), não existe diferença na velocidade de passagem (foi utilizada taxa de filtração elevada), já para areia média (0,42 – 0,50 mm), houve um incremento de 11% no tocante à velocidade do traçador (utilizou-se baixa taxa de filtração).

Mohanram *et al.* (2012) avaliaram a velocidade de transporte do oocisto de *Cryptosporidium*, microesferas fluorescentes e traçador (nitrato). Foi avaliada a influência de matéria orgânica dissolvida (concentração de 100 mg/L de ácido húmico) na velocidade de transporte dos contaminantes no solo. As velocidades das microesferas e dos oocistos são similares e 2,1 vezes mais rápidas do que o traçador, quando adicionada matéria orgânica dissolvida. Já Harter, Wagner e Atwill (2000) verificaram incremento de 37% na velocidade dos oocistos em material filtrante, com 1,4 a 2,4 mm de tamanho.

Quando se tem grande quantidade de matéria orgânica na água, os estudos de Mohanram *et al.* (2010) encontraram diferença na velocidade dos oocistos e das microesferas, podendo a quantidade de matéria orgânica ser um limitante para utilização das microesferas na simulação de oocistos de *Cryptosporidium*.

Diante do exposto, acredita-se que as microesferas utilizadas no estudo tiveram a velocidade de passagem durante a filtração similar àquela que teriam os oocistos de *Cryptosporidium*; e considerando as características

do sistema (material filtrante, taxa de filtração e COD), o comportamento das microesferas seria similar aos oocistos de *Cryptosporidium* durante os ensaios de filtração.

Durante as 8 horas de monitoramento, a água no meio filtrante (volume de poros) foi renovada aproximadamente 12, 11 e 9 vezes (tempo de contato de 39, 44 e 53 min) para os filtros com diâmetro efetivo de 0,17, 0,30 e 0,53 mm respectivamente. Esse número de renovações garantiu que todas as microesferas contidas no pulso de contaminação tivessem tempo suficiente para atravessar o meio filtrante.

Contudo não é possível afirmar que a eficiência dos filtros foi de 100%, pois as microesferas, por serem inoculadas nos filtros em dose única, poderiam ter passado nos 15 min em que a água filtrada era descartada. Por esse motivo, optou-se por dosar as microesferas continuamente para que o tempo de descarte não influenciasse nos resultados.

Timms, Slade e Fricker (1995) avaliaram a remoção de oocistos *Cryptosporidium* através da filtração lenta, onde obtiveram remoção de mais que 4 Logs e visualizaram que os oocistos ficavam retidos nas primeiras camadas do meio filtrante (2,5 cm iniciais) e não observaram a passagem de oocistos para as camadas mais profundas. Indicando a possibilidade das microesferas, utilizadas no estudo em questão, ficarem retidas no material filtrante.

Foram analisadas, após os ensaios com as microesferas, tanto a água de retrolavagem como a camada superficial raspada. Por essas amostras não terem uma referência ( $\text{cm}^2$  de material filtrante raspado ou litros de água descartados na retrolavagem), as microesferas foram apenas identificadas e não quantificadas. Tanto nas amostras raspadas (FLC's) como na água de retrolavagem (FLR's) foi encontrada grande quantidade de microesferas. Diante disso, é possível afirmar que todos os filtros tiveram a capacidade de reter no material filtrante as microesferas durante o pulso de contaminação, mas não se teve condições de identificar qual filtro teve melhor desempenho.

### 6.2.5.2 Aplicação contínua de microesferas

Quando as microesferas foram aplicadas de forma contínua, foram realizados quatro ensaios, onde foi monitorada a passagem das microesferas durante 8 horas, iniciando logo após a limpeza dos filtros. Esses ensaios ocorreram todos em paralelo. O intervalo de coleta das amostras foi de 60 min.

As Figuras 47 e 48 apresentam os desempenhos dos filtros durante as 8 horas iniciais de filtração em 4 carreiras de filtração. Apenas para construir os gráficos, quando não era detectada a presença de microesferas na água filtrada, se atribuía o valor de 1. A concentração média de microesferas na água bruta foi de  $(5,65 \pm 0,14) \times 10^4$  microesferas/L durante todo o ensaio de filtração.

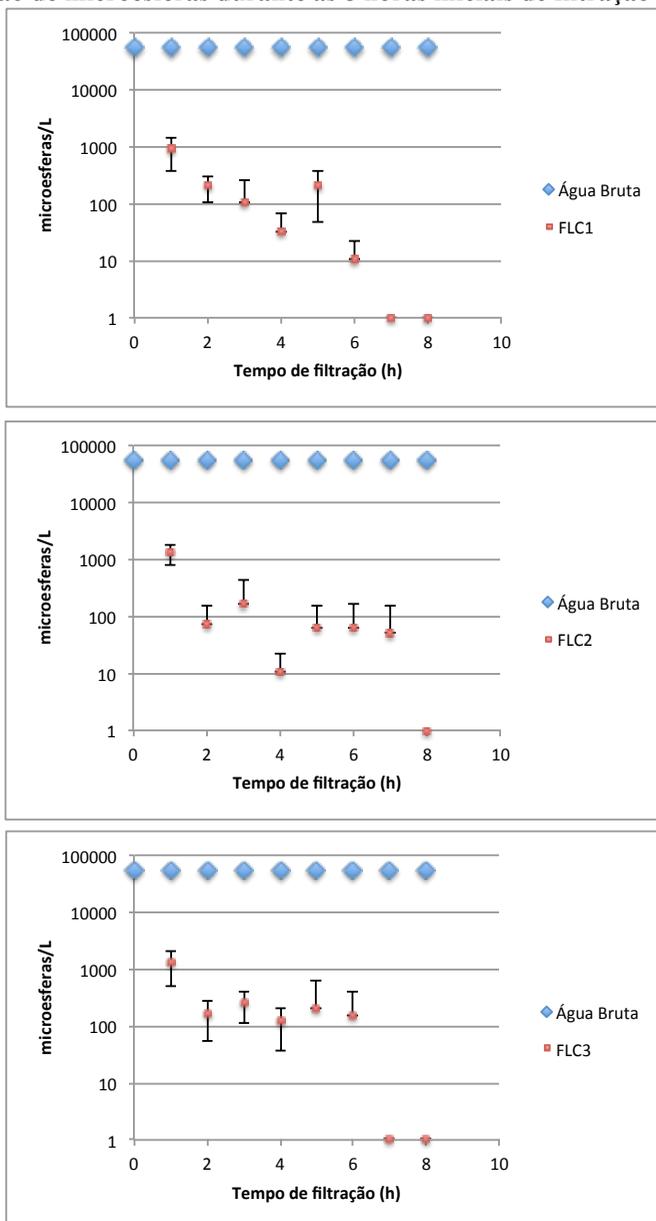
Diferentemente de quando aplicado em pulsos, observou-se o transpasse de microesferas durante as 8 horas iniciais de filtração, apresentando remoções conforme indicado na Tabela 20.

Como pode ser observado na Figura 47 e na Tabela 20, na sétima hora de filtração, todos os filtros, com exceção do FLC2, já não apresentavam microesferas na água filtrada, sendo que, após 8 horas, nunca foi observado o transpasse das microesferas, e, como comentado no início da seção 6.2.5, quando dosadas as microesferas durante toda a carreira de filtração, não foi observado o transpasse das mesmas.

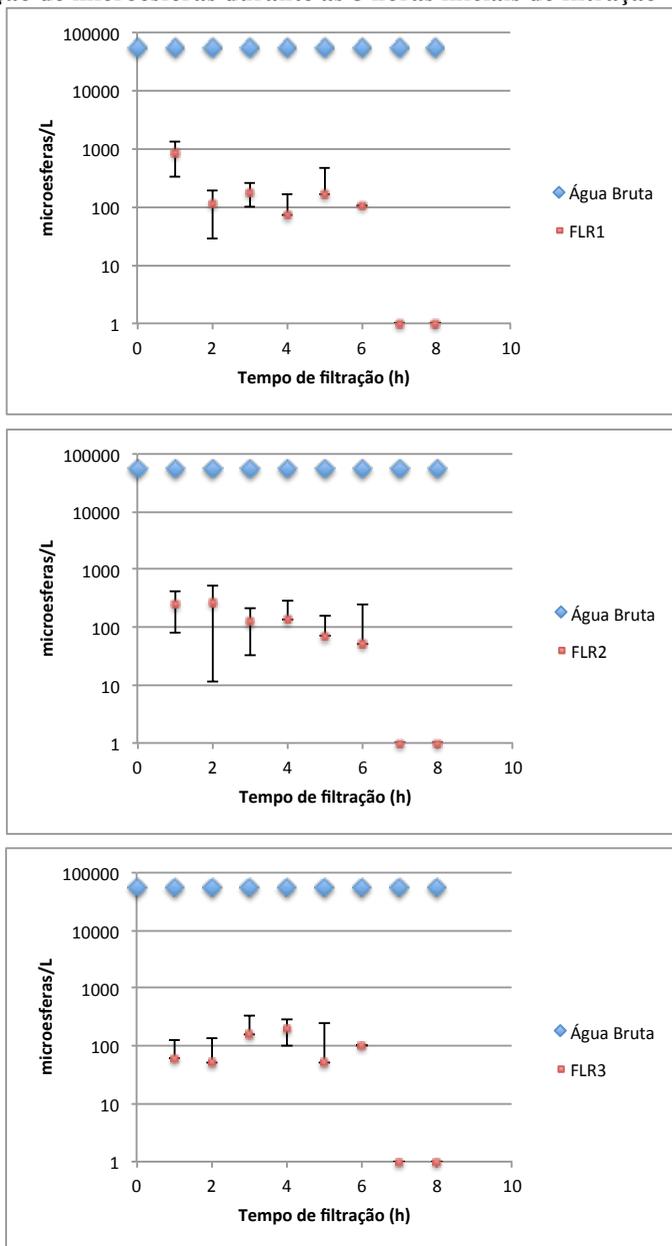
Os valores obtidos no final dos ensaios ( $> 4,75$  Log de remoção) estão de acordo com filtros que já atingiram a maturação (HIJNEN *et al.*, 2007) e também com estudos conduzidos em escala piloto (SCHULER *et al.*, 1991; TIMMS *et al.*, 1995).

Observa-se também que, com o decorrer da filtração, ocorreu o aumento da eficiência de retenção das microesferas, o que era de se esperar, pois, com o decorrer da filtração, a camada biológica começa a ser formada, desse modo, diminuindo a porosidade e, conseqüentemente, atuando também como barreira física para as microesferas. O bom desempenho dos filtros também é acentuado a escolha do material filtrante com reduzido coeficiente de uniformidade, o que favorece a retenção de partículas com o tamanho das microesferas utilizadas conforme estudos de Schuler *et al.* (1991) e Fogel *et al.* (1993).

**Figura 47 - Desempenho dos filtros com limpeza convencional na remoção de microesferas durante as 8 horas iniciais de filtração**



**Figura 48 - Desempenho dos filtros com limpeza por retrolavagem na remoção de microesferas durante as 8 horas iniciais de filtração**



Com relação à granulometria dos filtros, observou-se a diminuição da eficiência de remoção com o aumento do diâmetro efetivo dos filtros em que a limpeza foi realizada por raspagem, já nos filtros em que a limpeza foi realizada por retrolavagem, detectou-se o comportamento contrário.

Nos filtros que foram retrolavados segundo Logsdon, com a estratificação do meio filtrante, pôde-se obter uma maior remoção de partículas do tamanho dos oocistos (LOGSDON *et al.*, 1985 *apud* EMELKO; HUCK; COFFEY, 2005), o que poderia justificar o resultado obtido.

Apesar de depois de 7 a 8 horas todos os filtros apresentarem remoção, virtualmente, total, os filtros com limpeza com raspagem têm eficiência inicial maior, quanto menor a granulometria, bem como a porosidade é menor, também, se há menos espaços entre os grãos, assim, tornando-se uma barreira física para as partículas.

A mesma relação não foi observada, quanto à turbidez, para os filtros com retrolavagem, visto que a turbidez tem influência em grande parte das cianobactérias presente no manancial, que têm tamanho médio de 120  $\mu\text{m}$  e essas já estariam retidas no início da filtração.

Além do monitoramento das microesferas, para cada amostra, também, foi mensurada a turbidez da água filtrada com o objetivo de verificar alguma relação entre a eficiência de remoção e a turbidez.

O teste estatístico não paramétrico, correlação de Pearson, foi utilizado para verificar se existe correlação linear entre a turbidez e o Log de remoção de microesferas (Tabela 21).

Para o estudo com as microesferas, como pode ser observado na Tabela 21, o teste estatístico indicou correlação inversa, ou seja, quanto maior o Log de remoção, menor a turbidez associada. Contudo a turbidez não se mostrou um bom indicador de eficiência de remoção das mesmas.

**Tabela 20 - Eficiência de remoção de microesferas**

Horas de filtração	Log de remoção de microesferas					
	FLC1	FLC2	FLC3	FLR1	FLR2	FLR3
0	-	-	-	-	-	-
1	1,80	1,64	1,64	1,82	2,34	2,96
2	2,44	2,90	2,54	2,70	2,33	3,04
3	2,74	2,54	2,35	2,49	2,66	2,57
4	3,26	3,72	2,66	2,90	2,63	2,46
5	2,42	2,96	2,44	2,54	2,90	3,04
6	3,72	2,96	2,57	2,74	3,04	2,74
7	4,75	3,04	4,75	4,75	4,75	4,75
8	4,75	4,75	4,75	4,75	4,75	4,75
Média	3,24	3,06	2,96	3,09	3,18	3,29

**Tabela 21 - Resultado da correlação de Pearson entre Turbidez e Log de remoção de microesferas**

	Correlação de Pearson ( <i>r</i> ) Turbidez x Log de remoção de microesferas					
	FLC1	FLC2	FLC3	FLR1	FLR2	FLR3
<i>r</i>	- 0,671	- 0,705	- 0,588	- 0,467	- 0,808	- 0,274
<i>r</i> <sup>2</sup>	0,45	0,50	0,35	0,22	0,65	0,08
<i>Valor-p</i>	0,069	0,051	0,125	0,244	0,015	0,511

Os trabalhos na literatura indicam elevada remoção de oocistos *Cryptosporidium* pela filtração lenta, como apresentada no estudo em questão. No entanto vale ressaltar que esses resultados podem ser influenciados pela concentração utilizada no estudo, volume analisado, recuperação obtida e limite de detecção do método. Quanto menor a concentração utilizada, maior a chance de não se encontrar oocistos após o tratamento, entretanto não significa que o método de tratamento é eficiente.

Assim como nos ensaios em que a contaminação era por pulsos foi observada grande retenção de microesferas na camada superior dos filtros, onde a limpeza era realizada por raspagem, e também grande quantidade na água de retrolavagem nos demais filtros, o que demonstra a capacidade dos filtros analisados de reter as microesferas.

A passagem das microesferas no ensaio de alimentação contínua indica que, no ensaio por pulsos, ocorreu erro na amostragem, e provavelmente as microesferas que não ficaram retidas no meio filtrante passaram no tempo em que as amostras eram descartadas.



## 7 Conclusões

Ao final dos estudos, conclui-se:

Para os filtros em escala real:

O método de limpeza (raspagem ou retrolavagem) não influenciou a duração da carreira de filtração, que duraram 4,5, 4,2 e 4,7 dias para os filtros FLC, FLR e FLRb respectivamente;

As duas configurações de limpeza por retrolavagem se mostraram eficientes, pois, além de se observar pouca variação na duração da carreira de filtração, foi detectado que a perda de carga inicial no meio filtrante não varia significativamente entre as operações de limpeza;

Em relação à qualidade de água filtrada, não foi detectada diferença significativa nos parâmetros de qualidade turbidez e carbono orgânico dissolvido entre os filtros analisados;

Os filtros com retrolavagem são mais eficientes na remoção de cianobactérias em comparação com o filtro em que a raspagem é utilizada como método de limpeza;

Já quanto à cor aparente e verdadeira, o filtro FLC tem desempenho superior aos filtros FLR e FLRb.

Para os filtros em escala piloto:

Não foi observada diferença significativa no tocante, tempo de carreira de filtração, entre os filtros preenchidos com o mesmo material filtrante, assim, conclui-se novamente que a operação de limpeza não afeta o tempo de duração da carreira de filtração;

Os filtros onde a limpeza é por contra fluxo o tempo de carreira de filtração foi significativamente diferente, sendo o filtro de maior granulometria o que apresentou o tempo entre as lavagens mais elevado;

Nos filtros com limpeza por raspagem, o FLC1 tem tempo de carraira de filtração estatisticamente igual ao FLC2 e diferente do FLC3;

A limpeza por retrolavagem nos filtros em escala piloto teve o mesmo comportamento que nos filtros em escala real, indicando que a retrolavagem aplicada a filtros lentos não tem o desempenho alterado em função do diâmetro efetivo do material filtrante, quando aplicada a mesma expansão;

Com relação à qualidade de água, os filtros com limpeza por raspagem tiveram maior eficiência que os filtros retrolaváveis, não sendo detectada diferença significativa em função do tamanho efetivo dos grãos em termos de cor e turbidez;

Os carbamatos avaliados foram parcialmente removidos pela filtração lenta, no entanto não se alcançou nível apropriado para o consumo. Também, não se observou diferença significativa entre os filtros, sugerindo que a retrolavagem não afeta o desempenho do filtro quanto à eficiência de remoção dos carbamatos avaliados;

Quando as microesferas foram adicionadas em pulsos ou de forma contínua foi detectado, tanto na camada raspada quanto na água de retrolavagem, microesferas, o que confirma que existe retenção das mesmas nos filtros;

No estudo das microesferas aplicadas continuamente, nas horas iniciais de filtração, nos filtros lentos convencionais, foi detectada maior remoção, quanto menor era o diâmetro efetivo do material filtrante; nos filtros retrolaváveis, observou-se o comportamento contrário;

Todos os filtros estudados apresentaram remoção virtual de 100% de microesferas depois de 8 horas de filtração, quando aplicado o contaminante de forma contínua;

Em termos dos parâmetros avaliados, tanto nos filtros em escala real como nos filtros em escala piloto a retrolavagem se mostra eficaz para realizar a manutenção periódica dos filtros, sem causar prejuízo na qualidade da água filtrada, em relação a filtração lenta com limpeza por raspagem. Desta forma se mostra uma alternativa para o abastecimento de água em regiões desprovidas de rede pública de abastecimento e com manancial passível de tratamento.

## 8 Recomendações

Recomenda-se para futuras pesquisas:

- Avaliar o potencial de formação de subprodutos da desinfecção da água tratado por filtros lentos retrolaváveis;
- Verificar a atividade biológica nos filtros estudados;
- Avaliar a liberação de toxinas após a filtração lenta (convencional e retrolavável) de água com elevada concentração de microalgas e cianobactérias;
- Identificar os metabólitos dos carbamatos utilizados após o tratamento;
- Avaliar os carbamatos de forma isolada e as possíveis combinações carbaril + carbofurano, carbofurano + metomil e metomil + carbaril;
- Utilizar pré filtros em conjunto com os filtros retrolaváveis;
- Utilizar água com turbidez mineral.



## 9 Referências bibliográficas

ABNT. **NBR 12216 NB 592 - Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público.** . Rio de Janeiro: [s.n.], 1992

AERU. **Carbaryl ( Ref - UC 7744 )** . Hertfordshire: [s.n.]. Disponível em: <<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm>> . , 2011a

AERU. **Carbofuran ( Ref - OMS 864 )** . Hertfordshire: [s.n.]. Disponível em: <<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm>> . , 2011b

AERU. **Methomyl ( Ref - OMS 1196 )** . Hertfordshire: [s.n.]. Disponível em: <<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm>> . , 2011c

AMIRTHARAJAH, A. Some theoretical and conceptual views of filtration. **Journal of American Water Works Association**, v. 60, n. 12, p. 36 – 46, 1988.

ANVISA. **PORTARIA Nº 10/SNVS DE 08 DE MARÇO DE 1.985.** . Brasília: [s.n.], 1985a

ANVISA. **Anexo regulamento técnico M17 - Metomil.** . Brasília: [s.n.], 1985b

ANVISA. **Anexo regulamento técnico C06 - Carbofurano.** . Brasília: [s.n.], 2003

ANVISA. **Anexo regulamento técnico C03 - Carbaril.** . Brasília: [s.n.], 2006

ANVISA. **Agrotóxicos: Agência discute o controle de resíduos no Senado.** . Brasília: [s.n.], 2009

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 21. ed. Washington: [s.n.], 2005. p. 1600

BACK, J. Robotic cleaning of slow sand filters improves filter quality. In: GIMBEL, R.; GRAHAM, N. J.; COLLINS, M. R. (Eds.). **Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes**. 1. ed. Londres: IWA Publishing, 2007. p. 240 – 246.

BALDURSSON, S.; KARANIS, P. Waterborne transmission of protozoan parasites: Review of worldwide outbreaks - An update 2004-2010. **Water research**, v. 45, n. 20, p. 6603–14, 15 dez 2011.

BELLAMY, W. D.; HENDRICKS, D. W.; LOGSDON, G. S. Slow Sand Filtration□: Influences of Selected Process Variables. **Journal of American Water Works Association**, v. 20, n. 12, p. 62–66, 1985.

BELLAMY, W. D.; SILVERMAN, G. P.; HENDRICKS, D. W.; LOGSDON, G. S. Removing Giardia Cysts with slow sand filtration. **Journal of American Water Works Association**, v. 77, n. 2, p. 52 – 60, 1985.

BERMÚDEZ-COUSO, A.; FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D.; PATEIRO-MOURE, M.; *et al.* Adsorption and desorption kinetics of carbofuran in acid soils. **Journal of hazardous materials**, v. 190, n. 1-3, p. 159–67, 15 jun 2011.

BERMÚDEZ-COUSO, A.; FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D.; RODRÍGUEZ-SALGADO, I.; NÓVOA-MUÑOZ, J. C.; ARIAS-ESTÉVEZ, M. Comparison of batch, stirred flow chamber, and column experiments to study adsorption, desorption and transport of carbofuran within two acidic soils. **Chemosphere**, v. 88, n. 1, p. 106–12, jun 2012.

BEVILACQUA, P. D.; AZEVEDO, S. M. F. O.; CERQUEIRA, D. A. Microrganismos Emergentes: protozoários e Cianobactérias. In: PÁDUA, V. L. (Ed.). **Remoc□ão de microrganismos emergentes e microcontaminantes org□nicos no tratamento de água para consumo humano**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental / PROSAB, 2009. p. 74–108.

BICHAU, F.; BARBEAU, B.; DULLEMONT, Y.; HIJNEN, W. A. M. Role of predation by zooplankton in transport and fate of protozoan (oo)cysts in granular activated carbon filtration. **Water research**, v. 44, n. 4, p. 1072–81, fev 2010.

BRANDÃO, C. C. S.; MELLO, O. M. T.; WIECHETECK, G. K.; *et al.*  
**Pré-filtração em pedregulho aplicada ao tratamento de águas com elevados teores de algas - influência da granulometria e da taxa de filtração.** Anais do 20º Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental. Anais... Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. , 1999

BRASIL. **Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989 - Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos . .** Brasil: [s.n.] . , 1989

BRASIL. **Lei No 9.974, de 6 de junho de 2000 - Altera a Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989. .** Brasil: [s.n.] . , 2000

BRASIL. **Decreto nº 5.549, de 22 de setembro de 2005 - Dá nova redação e revoga dispositivos do Decreto no 4.074, de 4 de janeiro de 2002, que regulamenta a Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989. .** Brasil: [s.n.] . , 2005

BRASIL. **Decreto nº 5.981 de 6 de dezembro de 2006 - Dá nova redação e inclui dispositivos ao Decreto no 4.074, de 4 de janeiro de 2002, que regulamenta a Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989. .** Brasil: [s.n.] . , 2006

BRASIL. **Decreto nº 6.913, de 23 de julho de 2009 - Acresce dispositivos ao Decreto no 4.074, de 4 de janeiro de 2002, que regulamenta a Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989. .** Brasil: [s.n.] . , 2009

BRASIL. **Doenças infecciosas e parasitárias: guia de bolso.** 8. ed. Brasília: Secretaria de Vigilância em Saúde, Departamento de Vigilância Epidemiológica, 2010. p. 444

BRASIL. **Portaria número 2.914 de 12 de dezembro de 2011 - Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. .** Brasil: [s.n.] . , 2011

BRITO, L. L. A.; CARDOSO, A. B.; SALVADOR, D. P.; HELLER, L. Amadurecimento de filtros lentos de areia e remoção de microrganismos indicadores de qualidade da água ao longo da profundidade do leito: uma

avaliação em instalação piloto. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. out-dez, p. 307–317, 2005.

CAREY, C. M.; LEE, H.; TREVORS, J. T. Biology, persistence and detection of *Cryptosporidium parvum* and *Cryptosporidium hominis* oocyst. **Water research**, v. 38, n. 4, p. 818–62, fev 2004.

CARNEIRO, C.; PEGORINI, E. S.; ANDREOLI, C. V. Mananciais de abastecimento público. In: ANDREOLI, C. V; CARNEIRO, C. (Eds.). **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. 1. ed. Curitiba: FINEP, 2005. p. 500.

CEZAR, M. C. M.; CARVALHO, R. P. M.; BRANDÃO, C. C. S. **Aplicabilidade da filtração ascendente em pedregulho, precedida ou não de coagulação química, como pré tratamento para filtração rápida descendente e filtração lenta de águas com presença de algas**. Anais do 28º Congresso interamericano de ingeniería sanitaria y ambiental. **Anais...** Cancun: AIDIS. , 2002

CHAMBERLAIN, E.; SHI, H.; WANG, T. Comprehensive Screening Study of Pesticide Degradation via oxidation and hydrolysis. **Journal of agricultural and Food Chemistry**, v. 60, p. 354 – 363, 2011.

CHUNG, K. Y. Enhanced degradation of pesticides. **Environmental Enginering Research**, v. 5, n. 1, p. 47–61, 2000.

CISAM/AMVAP. **Manual de Saneamento Rural**. . Uberlândia: [s.n.]. , 2006

CLEASBY, J. L. Source water quality and pretreatment options for slow sand filters. In: LOGSDON, G. S. (Ed.). **Slow sand filtration**. Nova York: American Society of Civil Engineers, 1991. p. 69 – 100.

CLEASBY, J. L.; HILMOE, D. J.; DIMITRACOPOULOS, C. J. Slow sand filtration and direct in-line filtration of a surface water. **Journal of American Water Works Association**, 1982.

COLLINS, M. R.; EIGHMY, T. T.; FENSTERMACHER JR, J. M.; SPANOS, S. K. Removing natural organic matter by conventional slow sand filtration. **Journal-American Water Works Association**, v. 84, n. 5, p. 80–90, 1992.

COLLINS, M. R.; EIGHMY, T. T.; MALLEY JR, P. J. Evaluating modifications to slow sand filters. **Journal of American Water Works Association**, v. 83, n. 9, p. 62 – 70, 1991.

COSTA, R. H. R. **Estudos comparativos da eficiência de filtros lentos de areia convencionais e de fluxo ascendente**. [S.l.]: Universidade de São Paulo, 1980.

CRITTENDEN, J. C.; TRUSSELL, R. R.; HAND, D. W.; HOWE, K. J.; TCHOBANOGLOUS, G. **Water Treatment: Principles and Design**. 1. ed. Nova Jersey: Wiley, 2005. p. 1968

CULLEN, T. R.; LETTERMAN, D. The Effect of Slow Sand Filter Maintenance on Water Quality. **Journal of American Water Works Association**, v. 77, n. 12, p. 48 – 55, 1985.

DALSASSO, R. L. **Pré-ozonização de águas contendo agrotóxico, seguida de filtração direta**. [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 1999.

DALSASSO, R. L. **Estudo de diferentes materiais para floculação em meio granular, precedendo a filtração rápida descendente no tratamento de água para abastecimento**. [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.

DAVISON, R.; BAUER, M. J. **Slow sand filters**. . Reino Unido: 4911831. Disponível em: <<http://www.freepatentsonline.com/4911831.pdf>>. , 1990

DELGADO, M. J. S.; BARROSO, S. R.; FERNÁNDEZ-TOSTADO, G. T.; POLO-DÍEZ, L. M. Stability studies of carbamate pesticides and analysis by gas chromatography with flame ionization and nitrogen-phosphorus detection. **Journal of chromatography. A**, v. 921, n. 2, p. 287–96, 6 jul 2001.

DESAEGER, J. A.; RIVERA, M.; LEIGHTY, R.; PORTILLO, H. Effect of methomyl and oxamyl soil applications on early control of nematodes and insects. **Pest management science**, v. 67, n. 5, p. 507–13, maio 2011.

DI BERNARDO, L. Teoria da filtração. **Revista DAE**, v. XL, n. 123, p. 49 – 68, 1980.

DI BERNARDO, L. **Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento**. Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1995. p. 140

DI BERNARDO, L.; ALCÓCER, C. N. E. Variable versus constant supernatant water layer in slow sand filtration. In: GRAHAM, N. J. D.; COLLINS, R. (Eds.). **Advances in slow sand and alternative biological filtration**. 1. ed. Chichester: Wiley, 1996. p. 245 – 253.

DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L. **Filtração em múltiplas etapas**. PROSAB 1 - ed. Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999. p. 121

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2a. ed. São Carlos: RiMa, 2005. p. 1565

DI BERNARDO, L.; RIVERA, A. E. Influence of sand uniformity coefficient on slow sand filtration performance. In: GRAHAM, N. J. D.; COLLINS, M. R. (Eds.). **Advances in slow sand and alternative biological filtration**. 1. ed. Chichester: Wiley, 1996. p. 179 – 188.

DI BERNARDO, L.; SABOGAL PAZ, L. P. **Seleção de tecnologias de tratamento de água**. vol 1 ed. São Carlos: LBiBe, 2008. p. 878

DULLEMONT, Y. J.; SCHIJVEN, J. F.; HIJNEN, W. A. M.; *et al.* Removal of microorganisms by slow sand filtration. In: GIMBEL, R.; GRAHAM, N. J. D.; COLLINS, M. R. (Eds.). **Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes**. 1. ed. London: IWA Publishing, 2006. p. 12 – 20.

DUPONT, H. L.; CHAPPELL, C. L.; STERLING, C. R.; *et al.* The infectivity of cryptosporidium parvum in healthy volunteers. **The New England journal of medicine**, v. 332, n. 13, p. 855–9, 30 mar 1995.

EDZWALD, J. K. **Water quality & treatment: a handbook on drinking water**. 6. ed. Denver: American Waterworks Association, 2011. p. 1696

EMELKO, M. B.; HUCK, M. P.; DOUGLAS, I. P. Cryptosporidium and microsphere removal during late in-cycle filtration. **Journal of American Water Works Association**, v. 95, n. May, p. 173–182, 2003.

EMELKO, M. B.; HUCK, P. M. Microspheres as surrogates for cryptosporidium filtration. **Journal of American Water Works Association**, v. 93, n. March, p. 94–105, 2004.

EMELKO, M.; HUCK, P.; COFFEY, B. A review of Cryptosporidium removal by granular media filtration. **Journal-American Water Works ...**, v. 95, n. December, p. 101–115, 2005.

EMMENDOERFER, M. L. **Filtração lenta com retrolavagem para propriedades rurais de uso familiar**. [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.

EVANS, P. NATURE WORKS Biological Treatment methods YIELD high-Quality Water. **Journal of American Water Works Association**, v. 36, n. 7, p. 12 – 15, 2010.

FAUST, S. D.; ALY, O. M. **Chemistry of water treatment**. 2. ed. Floriada: CRC Press, 1998. p. 600

FAYER, R.; TROUT, J. M.; WALSH, E.; COLE, R. Rotifers ingest oocysts of *Cryptosporidium parvum*. **The Journal of eukaryotic microbiology**, v. 47, n. 2, p. 161–3, 2000.

FAYER, R.; UNGAR, B. L. P. *Cryptosporidium* spp. and cryptosporidiosis. **Microbiological reviews**, v. 50, n. 4, p. 458–483, 1996.

FERRAZ, C. F.; PATERNIANI. **Eficiência da filtração lenta em areia e manta não tecida no tratamento de águas de abastecimento para pequenas comunidades**. Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Porto Alegre: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. , 2000

FOX, K.; MILTNER, R.; LOGSDON, G. Pilot-plant studies of slow-rate filtration. **Journal-American Water Works Association**, v. 76, n. 12, p. 62 – 68, 1984.

GERARDI, M. H.; ZIMMERMAN, M. C. **Wastewater pathogens**. 1. ed. Nova Jersey: Wiley, 2005. p. 190

GOTO, T.; ITO, Y.; YAMADA, S.; *et al.* The high throughput analysis of N-methyl carbamate pesticides in fruits and vegetables by liquid chromatography electrospray ionization tandem mass spectrometry using a short column. **Analytica Chimica Acta**, v. 555, n. 2, p. 225–232, 12 jan 2006.

GOTTINGER, A. M.; BHAT, S. V.; MCMARTIN, D. W.; DAHMS, T. E. S. Fluorescent microspheres as surrogates to assess oocyst removal efficacy from a modified slow sand biofiltration water treatment system. **Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA**, v. 62, n. 3, p. 129 – 137, maio 2013.

GOTTINGER, A. M.; MCMARTIN, D. W.; PRICE, D.; HANSON, B. The effectiveness of slow sand filters to treat Canadian rural prairie water. **Canadian Journal of Civil Engineering**, v. 38, n. August, p. 455–463, 2011.

HAARHOFF, J.; CLEASBY, J. L. Biological and physical mechanisms in slow sand filtration. In: LOGSDON, G. S. (Ed.). **Slow sand filtration**. 1. ed. Nova York: American Society of Civil Engineers, 1991. p. 19 – 68.

HENDRICKS, D. W. **Fundamental of water treatment unit process: physical, chemical, and biological**. 1. ed. Nova York: CRC Press, 2011. p. 927

HENDRICKS, D. W.; BELLAMY, W. D. Microorganism removals by slow sand filtration. In: LOGSDON, G. S. (Ed.). **Slow sand filtration**. 1. ed. Nova York: American Society of Civil Engineers, 1991. p. 101 –121.

HIJNEN, W. A. M.; DULLEMONT, Y. J.; SCHIJVEN, J. F.; *et al.* Removal and fate of *Cryptosporidium parvum*, *Clostridium perfringens* and small-sized centric diatoms (*Stephanodiscus hantzschii*) in slow sand filters. **Water research**, v. 41, n. 10, p. 2151–2162, maio 2007.

HO, L.; HOEFEL, D.; SAINT, C.; NEWCOMBE, G. Degradation of microcystin-LR through biological sand filters. **Practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive waste management**, n. July, p. 191–196, 2007.

HSIEH, S. T.; LIN, T. F.; WANG, G. S. Biodegradation of MIB and geosmin with slow sand filters. **Journal of environmental science and health**, v. 45, n. 8, p. 951–957, out 2010.

HU, J.; MORITA, T.; MAGARA, Y.; AIZAWA, T. Evaluation of reactivity of pesticides with ozone in water using the energies of frontier molecular orbitals. **Water Research**, v. 34, n. 8, 2000.

HUISMAN, L. **Slow sand filtration**. 2. ed. Delft: Delft University of technology, 2004. p. 105

HUISMAN, L.; WOOD, W. E. **Slow sand filtration**. Geneva: World Health Organization, 1974. p. 120

IBGE. **Acesso ao sistema de abastecimento de água - área urbana e rural**.

IBGE. **Atlas de saneamento**. . Rio de Janeiro: [s.n.] , 2011

ISHII, M. M. **Filtração lenta com retrolavagem para tratamento de água de abastecimento**. [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2013.

JENKINS, M. B.; EAGLESHAM, B. S.; ANTHONY, L. C.; et al. Significance of wall structure, macromolecular composition, and surface polymers to the survival and transport of *Cryptosporidium parvum* oocysts. **Applied and environmental microbiology**, v. 76, n. 6, p. 1926–34. doi: 10.1128/AEM.02295-09, 2010.

JUN, H. B.; LEE, Y. J.; SHIN, S. S. Removal of particulates, natural organic matters, and microorganisms in a surface amended slow sand filter. **Water science and technology: water supply**, n. 1991, p. 387–394, 2002.

KESHAVARZI, A. R.; SHARIFZADEH, M.; KAMGAR HAGHIGHI, A. A.; et al. Rural domestic water consumption behavior: A case study in Ramjerd area, Fars province, I.R. Iran. **Water research**, v. 40, n. 6, p. 1173–1178, mar 2006.

KHOOBDEL, M.; SHAYEGHI, M.; GOLSORKHI, S.; et al. Effectiveness of Ultrasound and Ultraviolet Irradiation on Degradation of Carbaryl from

Aqueous Solutions. **Iranian J Arthropod-Borne Dis**, v. 4, n. 1, p. 47–53, 2010.

KIM, H.-C.; YU, M.-J. Characterization of natural organic matter in conventional water treatment processes for selection of treatment processes focused on DBPs control. **Water research**, v. 39, n. 19, p. 4779–89, nov 2005.

KIMURA, K.; TOSHIMA, S.; AMY, G.; WATANABE, Y. Rejection of neutral endocrine disrupting compounds (EDCs) and pharmaceutical active compounds (PhACs) by RO membranes. **Journal of Membrane Science**, v. 245, n. 1-2, p. 71–78, 1 dez 2004.

KISO, Y.; SUGIURA, Y.; KITAO, T.; NISHIMURA, K. Effects of hydrophobicity and molecular size on rejection of aromatic pesticides with nanofiltration membranes. **Journal of Membrane Science**, v. 192, p. 1–10, 2001.

LI, S.; CUI, C.; LIANG, Y.; ZHANG, Y. Efficacy of methomyl degradation by O3. **Harbin Gongye Daxue Xuebao/Journal of Harbin Institute of Technology**, v. 40, n. 12, p. 1981–1985, 2008.

LI, S.; GOODRICH, J.; OWENS, J.; *et al.* Reliability of surrogates for determining *Cryptosporidium* removal. **Journal of American Water Works Association**, v. 89, n. 5, p. 90–99, 1997.

LOGSDON, G. S. **Water filtration practices: including slow sand filters and precoat filtration**. 1. ed. Denver: American Water Works Association, 2008. p. 300

LOGSDON, G. S.; KOHNE, R.; ABEL, S.; LABONDE, S. Slow sand filtration for small water systems. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 1, n. 5, p. 339–348, 2002.

MANZ, D. H. **New Horizons for Slow Sand Filtration**. Proceedings of Eleventh Canadian National Conference And Second Policy Forum On Drinking Water And The Biennial Conference Of The Federal-Provincial-Territorial Committee On Drinking Water. **Anais...** Canada: Public Health Through Safe Drinking Water. , 2004

MARNOTO, J. M.; DALSSASSO, R. L.; DUAERTE, E. A.; SENS, M. L. **A influência da expansão da areia durante a retrolavagem na qualidade de água para abastecimento produzida por filtros lentos.** (AIDIS, Ed.) Anais do XXXI CONGRESSO INTERAMERICANO AIDIS. **Anais...** Santiago: AIDIS. , 2008

MARONI, M.; COLOSIO, C.; FERIOLI, A.; FAIT, A. Carbamate pesticides. **Toxicology.** Milan: Elsevier, 2000. v. 143p. 39–46.

MARRÓN, C. **Slow sand filtration water treatment plants - design, operation and maintenance.** 1. ed. Warwickshire: [s.n.], 1999. v. 44p. 35

MASON, Y.; CHOSHEN, E.; RAV-ACHA, C. Carbamate insecticides: removal from water by chlorination and ozonation. **Water research**, v. 24, n. 1, 1990.

MASON, Y. Z.; CHOSHEN, E.; RAV-ACHA, C. Carbamate insecticides: removal from water by chlorination and ozonation. **Water research**, v. 24, n. 1, p. 11–21, 1990.

MATEEN, A.; CHAPALAMADUGU, S.; KASKAR, B.; BHATTI, A. R.; CHAUDHRY, G. R. Microbial metabolism of carbamate and organophosphate pesticide. In: CHAUDHRY, G. R. (Ed.). **Biological degradation and bioremediation of toxic chemicals.** 1. ed. Portland: Dioscorides Press, 1994. p. 198–233.

MATOLCSY, G.; NÁDASY, M.; ANDRISKA, V. **Pesticide chemistry.** 1 volume 3 ed. Budapest: Elsevier Science Publishers, 1988. p. 809

MEDINA, R. L.; DUARTE, N. S. P. Uso de filtros lentos para el tratamiento de agua a nivel domiciliario. **Ingeniería hidráulica y ambiental**, v. XXIII, n. 1, p. 44–49, 2002.

MICHELAN, D. C. G. S. **Filtração em margem de rio precedendo a filtração lenta, para remoção de carbofurano, em tratamento de água para consumo humano.** [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2010.

MICHIELIN, A. K. **Filtro lento com retrolavagem.** [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2002.

MOHANRAM, A.; RAY, C.; HARVEY, R. W.; *et al.* Comparison of transport and attachment behaviors of *Cryptosporidium parvum* oocysts and oocyst-sized microspheres being advected through three mineralogically different granular porous media. **Water research**, v. 44, n. 18, p. 5334–44, out 2010.

MOHANRAM, A.; RAY, C.; METGE, D. W.; *et al.* Effect of dissolved organic carbon on the transport and attachment behaviors of *Cryptosporidium parvum* oocysts and carboxylate-modified microspheres advected through temperate humic and tropical volcanic agricultural soil. **Environmental science & technology**, v. 46, n. 4, p. 2088–94, 21 fev 2012.

MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista Saúde Pública**, v. 36, n. 3, p. 370–374, 2002.

MURTHA, N. A.; HELLER, L. Avaliação da influência de parâmetros de projeto e das características da água bruta no comportamento de filtros lentos de areia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 8, n. out-dez, p. 257 – 267, 2003.

MURTHA, N. A.; HELLER, L.; LIBÂNIO, M. **A filtração lenta em areia como alternativa tecnológica para o tratamento de águas de abastecimento no Brasil.** (ABES, Ed.) Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Foz do Iguaçu: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. , 1997

NIEMINSKI, E. C. **Removal of *Cryptosporidium* and *Giardia* through Conventional Water Treatment and Direct Filtration.** **Water.** Cincinnati: [s.n.], 1997

NIX, D. K.; TAYLOR, J. S. **Filter evaluation procedures for granular media.** 1. ed. Denver: American Water Works Association, 2003. p. 185

NOLLET, L. M. L.; RATHORE, H. S. **Handbook of pesticides: methods of pesticide residues analysis.** 1. ed. Flórida: CRC Press, 2010. p. 630

NRMCC. **Australian Drinking Water Guidelines Paper 6 National Water Quality Management Strategy.** . Austrália: [s.n.], 2011

O'DONOGHUE, P. J. Cryptosporidium and cryptosporidiosis in man and animals. **International journal for parasitology**, v. 25, n. 2, p. 139–95, fev 1995.

OLSON, M. E.; GOH, J.; PHILLIPS, M.; GUSELLE, N.; MCALLISTER, T. A. Giardia cyst and Cryptosporidium oocyst survival in water, soil, and cattle feces. **Journal of Environmental Quality**, v. 28, n. 6, p. 1991–1996, 1999.

OPAS/OMS. **Manual de vigilância da saúde de populações expostas a agrotóxicos**. 1. ed. Brasília: [s.n.], 1996. p. 72

PEREIRA, S. P.; MARTINS, F. C.; GOMES, L. N. L.; SALES, M. V.; PÁDUA, V. L. DE. Removal of cyanobacteria by slow sand filtration for drinking water. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, v. 2, n. 3, p. 133, set 2012.

PIZZOLATTI, B. S. **Estudos de limpeza de filtro lento por raspagem e retrolavagem**. [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2010.

PIZZOLATTI, B. S.; SOARES, M. B. D.; MICHELAN, D. C. G. S.; ROMERO, L. G.; SENS, M. L. **Water treatment for rural areas by slow sand filtration**. (American Society of Agricultural and Biological Engineers, Ed.) 21st Century Watershed Technology Improving Water Quality. **Anais...** San José: ASABE. , 2010

POERSCH, F. C. A. **Sistema de filtros lentos descendentes com retrolavagem sem reservatório elevado**. [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2012.

PYPER, G. R.; LOGSDON, G. S. Slow sand filter design. In: LOGSDON, G. S. (Ed.). **Slow sand filtration**. 1. ed. Nova York: American Society of Civil Engineers, 1991. p. 122 – 148.

QUEENSLAND HEALTH. **Carbamate Insecticides**. **World Health**. Queensland: [s.n.]. , 2002

RACHWAL, A. J.; BAUER, M. J.; WEST, J. T. Advanced techniques for upgrading large scale slow sand filters. In: GRAHAM, N. J. D. (Ed.). **Slow sand filtration: recent developments in water treatment technology**. 1. ed. Chichester: Ellis Horwood Limited, 1988. p. 331 – 347.

RODRIGUES, P.; SILVA, J. Fraccionamento da matéria orgânica dissolvida na água da albufeira do caldeirão. **Revista Egitania Scientia**, v. 2, p. 135 – 140, 2008.

ROMERO, L. G. **Remoção de materia orgânica natural e precursores de trialometanos por filtração em margemna Lagora do Peri, Santa Catarina, Brasil.** [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2012.

ROMERO, L. G.; PIZZOLATTI, B. S.; SOARES, M. B. D.; MICHELAN, D. C. G. S.; SENS, M. L. **Bank filtration: Application in rural areas. Case studies in Santa Catarina, Brazil.** (American Society of Agricultural and Biological Engineers, Ed.) 21st Century Watershed Technology Improving Water Quality. **Anais...** San José: ASABE. , 2010

SALMAN, J. M.; HAMEED, B. H. Removal of insecticide carbofuran from aqueous solutions by banana stalks activated carbon. **Journal of hazardous materials**, v. 176, n. 1-3, p. 814–9, 15 abr 2010a.

SALMAN, J. M.; HAMEED, B. H. Adsorption of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid and carbofuran pesticides onto granular activated carbon. **Desalination**, v. 256, n. 1-3, p. 129–135, jun 2010b.

SCHELLART, J. A. Benefits of covered slow sand filtration. In: GRAHAM, N. J. D. (Ed.). **Slow sand filtraion: recent developments in water treatment technology**. 1. ed. Chichester: Ellis Horwood Limited, 1988. p. 253 – 264.

SCHULER, P. F.; GHOSH, M. M.; GOPALAN, P. Slow sand and diatomaceous earth filtration of cysts and other particulates. **Water research**, v. 25, n. 8, p. 995–1005, 1991.

SENS, M. L.; DALSSASSO, R. M.; MONDARDO, R. I.; MELO FILHO, L. C. Filtração em Margem. In: PÁDUA, V. L. (Ed.). **Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos por Meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano**. 1. ed. Belo Horizonte/MG: Programa de Pesquisas em Saneamento Básico PROSAB, 2006. p. 173–236.

SIMONASSI, J. C. **Caracterização da Lagoa do Peri, através da análise de parâmetros físico-químicos e biológicos, como subsídio ao**

**gerenciamento dos recursos hídricos da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil.** [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2001.

SOARES, M. B. D. **Desenvolvimento de um sistema mecânico automático de lavagem de um filtro lento de água pde abastecimento em meio rural.** [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2007.

SOARES, M. B. D.; PIZZOLATTI, B. S.; MICHELAN, D. C. G. S.; ROMERO, L. G.; SENS, M. L. **Backwashed Slow Sand Filtration for Water Supply during Droughts Periods in Animal Production.** (American Society of Agricultural and Biological Engineers, Ed.)21st Century Watershed Technology Improving Water Quality. **Anais...** San José: ASABE. , 2010

SOUZA, F. H. **Influência do diâmetro efetivo do meio filtrante em filtros lentos retrolaváveis.** [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2012.

STENERSEN, J. **Chemical pesticides: mode of action and toxicology.** Florida: CRC Press, 2004. p. 274

STEPHENSON, G. Pesticides and the Environment. **Insects and Dieases,** p. 1–6, 1991.

STOTT, R.; MAY, E.; RAMIREZ, E.; WARREN, A. Predation of *Cryptosporidium* oocysts by protozoa and rotifers: implications for water quality and public health. **Water Science and Technology,** v. 47, n. 3, p. 77–83, 2003.

SWERTFEGER, J.; METZ, D.; DEMARCO, J.; BRAGHETTA, A.; JACANGELO, J. Effect of filter media on cyst and oocyst removal. **Journal of American Water Works Association,** v. 91, n. 9, p. 90–100, 1999.

TAMIMI, M.; QOURZAL, S.; BARKA, N.; ASSABBANE, A.; AITICHOU, Y. Methomyl degradation in aqueous solutions by Fenton's reagent and the photo-Fenton system. **Separation and Purification Technology,** v. 61, n. 1, p. 103–108, 6 jun 2008.

TIEN, C.; LIN, M.; CHIU, W.; CHEN, C. S. Biodegradation of carbamate pesticides by natural river biofilms in different seasons and their effects on

biofilm community structure. **Environmental pollution (Barking, Essex): 1987**, v. 179, p. 95–104, ago 2013.

TIMMS, S.; SLADE, J. S.; FRICKER, C. R. Removal of cryptosporidium by slow sand filtration. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 5, p. 81–84, 1995.

TROUT, J. M.; WALSH, E. J.; FAYER, R. Rotifers ingest Giardia cysts. **The Journal of parasitology**, v. 88, n. 5, p. 1038–40, out 2002.

TZIPORI, S.; WARD, H. Cryptosporidiosis: biology, pathogenesis and disease. **Microbes and infection / Institut Pasteur**, v. 4, n. 10, p. 1047–58, ago 2002.

UPTON, S. J. **Basic biology of cryptosporidium**. Disponível em: <<http://www.k-state.edu/parasitology/basicbio>>. Acesso em: 27 out. 2011.

USEPA. **The History of Drinking Water Treatment**. . United States Environmental Protection: [s.n.], , 2000

USEPA. **Method 531.2. Measurement of N-Methylcarbamoyloximes and N-Methylcarbamates in Water by Direct Aqueous Injection HPLC With Postcolumn Derivatization**. . Cincinnati: [s.n.], , 2001

USEPA. **Method 1623: Cryptosporidium and Giardia in Water by Filtration/IMS/FA**. . Cincinnati: [s.n.], , 2005

VARGAS, L. C. **Filtración lenta como proceso de desinfección**. (CEPIS/OPS, Ed.) Simposio regional sobre calidad del agua: desinfección efectiva. **Anais...** Lima: CEPIS. , 1998

VERSTRAETEN, I.; HEBERER, T.; SCHEYTT, T. Occurrence, Characteristics, Transport, and Fate of Pesticides, Pharmaceuticals, Industrial Products, and Personal Care Products at Riverbank Filtration Sites. In: RAY, C.; MELIN, G.; LINSKY, R. B. (Eds.). **Riverbank Filtration**. Water Science and Technology Library. Dordrecht: Springer Netherlands, 2003. v. 43p. 175 – 227.

VISSCHER, J. T. Slow sand filtration: Design, operation, and maintenance. **Journal of American Water Works Association**, v. 82, n. 6, p. 67–71, 1990.

WEBER-SHIRK, M. L.; DICK, R. I. Physical-chemical mechanisms in slow sand filters. **Journal of American Water Works Association**, v. 89, n. 1, p. 87–100, 1997a.

WEBER-SHIRK, M. L.; DICK, R. I. Biological mechanisms in slow sand filters. **Journal of American Water Works Association**, v. 89, n. 2, 1997b.

WHO. **Carbamate pesticides: a general introduction. Environmental Health Criteria**. Genova: [s.n.], 1986

WHO. **Carbaryl health and safety guide. Production**. World Health Organization: [s.n.], 1993

WHO. **Environmental health criteria Methomyl**. . Genebra: [s.n.], 1996

WHO. **Carbofuran in Drinking**. . Genabra: [s.n.], 2004

WHO. **Carbaryl in Drinking-water**. . Genebra: [s.n.], 2008

WHO. **Guidelines for drinking-water quality**. 4<sup>a</sup>. ed. Genebra: WHO Library Cataloguing-in-Publication Data, 2011. v. 38p. 564

WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME. **The United Nations World Water Development Report 3: Water in a Changing World**. . Paris e Londres: [s.n.], 2009

XIAO, L.; SULAIMAN, I.; FAYER, R.; LAL, A. A. Species and strain-specific typing of *Cryptosporidium* parasites in clinical and environmental samples. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 93, n. 5, p. 687–91, 1998.

YOUNG-ROJANSCHI, C.; MADRAMOOTOO, C. Intermittent versus continuous operation of biosand filters. **Water research**, v. 49, n. 1, p. 1–10, 1 fev 2014.

**ZUCKER, E. Hazard Evaluation Division - Standard Evaluation Procedure - Acute toxicity test for freshwater fish. [S.l: s.n.], 1985.**

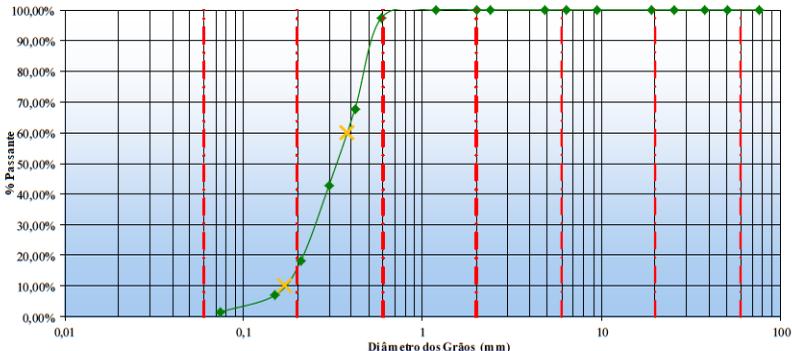
## **10 Apêndices**



## Apêndice A - Ensaio granulométrico I

 <b>UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA</b> CENTRO TECNOLÓGICO Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental LABORATÓRIO DE POTABILIZAÇÃO DAS ÁGUAS												
ANÁLISE GRANULOMÉTRICA ( PENERAMENTO SIMPLES )												
Amostra: Areia I - Lavada						Execução: Bruno Segalla Pizolatti Fernando Hymnó de Souza Data: 07/10/2011						
Dados de Ensaio												
PENERAMENTO	FRAÇÃO	Peneira		Peso da Peneira ( g )	Peneira + Material ( g )	Material Retido ( g )	RETIDA			PASSANTE		
		Nº	# ( mm )				Fração Fina	Fração Grossa	Acumulada	Fração Fina	Fração Grossa	
FRAÇÃO GROSSA	3"	76,2				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
	2"	50,8				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
	1,5	38,1				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
	1"	25,4				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
	3/4"	19,1				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
	3/8"	9,5				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
	1/4"	6,4				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
	4	4,8				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
	8	2,4				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
	10	2				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
FRAÇÃO FINA	16	1,19	385,66	385,66	0,00	0,00%		0,00%	100,00%	100,00%	100,00%	
	30	0,59	349,10	366,33	17,23	2,61%		2,61%	97,39%	97,39%	97,39%	
	40	0,42	281,52	477,17	195,65	29,66%		32,27%	67,73%	67,73%	67,73%	
	50	0,3	360,72	526,29	165,57	25,10%		57,37%	42,63%	42,63%	42,63%	
	70	0,21	347,81	507,58	159,77	24,22%		81,58%	18,42%	18,42%	18,42%	
	100	0,15	329,95	405,08	75,13	11,39%		92,97%	7,03%	7,03%	7,03%	
200	0,074	320,50	356,72	36,22	5,49%		98,46%	1,54%	1,54%	1,54%		
Fundo			317,73	328,42	10,69	1,62%		100,08%	-0,08%	-0,08%	-0,08%	

Curva Granulométrica		
	Argila + Silte = 1,54% Areia Fina = 16,9%	Areia Média = 78,97% Areia Grossa = 2,61% Pedregulho Fino = 0,00%
		Pedregulho Médio = 0,00% Pedregulho Grosso = 0,00% Pedra Mão = 0,00%

Diametro efetivo (D10)	0,17 mm
D60	0,38 mm
Coefficiente de uniformidade (Cu)	1,5



## Apêndice B - Ensaio granulométrico II

 <b>UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA</b> CENTRO TECNOLÓGICO Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental LABORATÓRIO DE POTABILIZAÇÃO DAS ÁGUAS											
ANÁLISE GRANULOMÉTRICA ( PENEIRAMENTO SIMPLES )											
Amostra: Areia II - Lavada						Execução: Bruno Segalla Pizzolatti Fernando Hymnó de Souza Data: 07/10/2011					
Dados de Ensaio											
PENEIRAMENTO	FRAÇÃO	Peneira			Peso da Peneira ( g )	Peneira + Material ( g )	Material Retido ( g )	PORCENTAGEM			
		Nº	# ( mm )	FRAÇÃO FINA				RETIDA		PASSANTE	
								FRAÇÃO GROSSA	Acumulada	FRAÇÃO FINA	FRAÇÃO GROSSA
FRAÇÃO GROSSA	3"	76,2				0,00		0,00%	0,00%		100,00%
	2"	50,8				0,00		0,00%	0,00%		100,00%
	1,5	38,1				0,00		0,00%	0,00%		100,00%
	1"	25,4				0,00		0,00%	0,00%		100,00%
	3/4"	19,1				0,00		0,00%	0,00%		100,00%
	3/8"	9,5				0,00		0,00%	0,00%		100,00%
	1/4"	6,4				0,00		0,00%	0,00%		100,00%
	4	4,8				0,00		0,00%	0,00%		100,00%
	8	2,4				0,00		0,00%	0,00%		100,00%
	10	2				0,00		0,00%	0,00%		100,00%
	FRAÇÃO FINA	16	1,19	385,66	385,66	0,00	0,00%	0,00%	100,00%	100,00%	
30		0,59	348,91	429,09	80,18	14,06%	14,06%	85,94%	85,94%		85,94%
40		0,42	281,49	523,56	242,07	42,46%	56,52%	43,48%	43,48%		43,48%
50		0,3	360,70	554,72	194,02	34,03%	90,55%	9,45%	9,45%		9,45%
70		0,21	347,86	391,34	43,48	7,63%	98,18%	1,82%	1,82%		1,82%
100		0,15	330,00	339,00	9,00	1,58%	99,76%	0,24%	0,24%		0,24%
200		0,074	320,50	321,96	1,46	0,26%	100,01%	-0,01%	-0,01%		-0,01%
Fundo			317,71	318,1	0,39	0,07%		100,08%	-0,08%		-0,08%

Curva Granulométrica		
	Argila + Silte = -0,01% Areia Fina = 1,8%	Areia Média = 84,12% Areia Grossa = 14,06% Pedregulho Fino = 0,00%
		Pedregulho Médio = 0,00% Pedregulho Grosso = 0,00% Pedra Mão = 0,00%

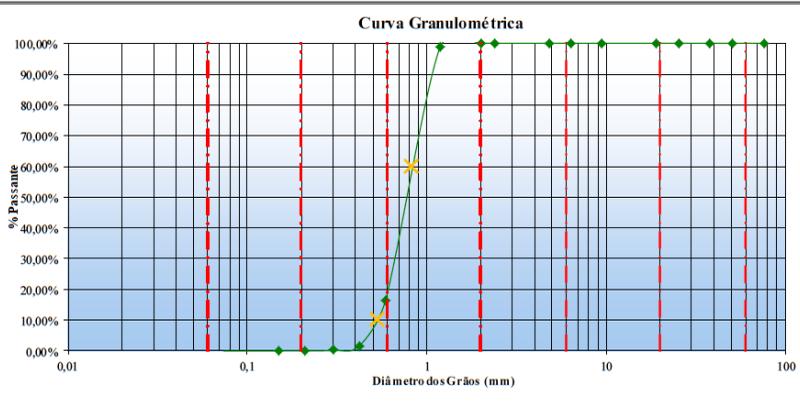
Diametro efetivo (D10)	0,30 mm
D60	0,47 mm
Coefficiente de uniformidade (C <sub>u</sub> )	1,57



## Apêndice C - Ensaio granulométrico III

 <b>UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA</b> <b>CENTRO TECNOLÓGICO</b> Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental LABORATÓRIO DE POTABILIZAÇÃO DAS ÁGUAS												
ANÁLISE GRANULOMÉTRICA ( PENETRAMENTO SIMPLES )												
Amostra: Areia III - Lavada						Execução: Bruno Segalla Pizolatti Fernando Hymnó de Souza Data: 07/10/2011						
Dados de Ensaio												
PENETRAMENTO	FRAÇÃO	Peneira		Peso da Peneira ( g )	Peneira + Material ( g )	Material Retido ( g )	PORCENTAGEM			PASSANTE		
		Nº	# ( mm )				Fração Fina	Fração Grossa	Acumulada	Fração Fina	Fração Grossa	
FRAÇÃO GROSSA	3"	76,2				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
	2"	50,8				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
	1,5	38,1				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
	1"	25,4				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
	3/4"	19,1				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
	3/8"	9,5				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
	1/4"	6,4				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
	4	4,8				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
	8	2,4				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
	10	2				0,00		0,00%	0,00%			100,00%
FRAÇÃO FINA	16	1,19	386,12	394,08	7,96	1,17%				98,83%		98,83%
	30	0,59	349,03	910,50	561,47	82,39%				83,56%	16,44%	16,44%
	40	0,42	281,59	383,15	101,56	14,90%				98,46%	1,54%	1,54%
	50	0,3	360,78	369,54	8,76	1,29%				99,75%	0,25%	0,25%
	70	0,21	347,98	349,32	1,34	0,20%				99,95%	0,05%	0,05%
	100	0,15	330,14	330,31	0,17	0,02%				99,97%	0,03%	0,03%
	200	0,074	320,68	321,03	0,35	0,05%				100,02%	-0,02%	-0,02%
<b>Fundo</b>				<b>317,89</b>	<b>318,29</b>	<b>0,40</b>	<b>0,06%</b>			<b>100,08%</b>	<b>-0,08%</b>	<b>-0,08%</b>

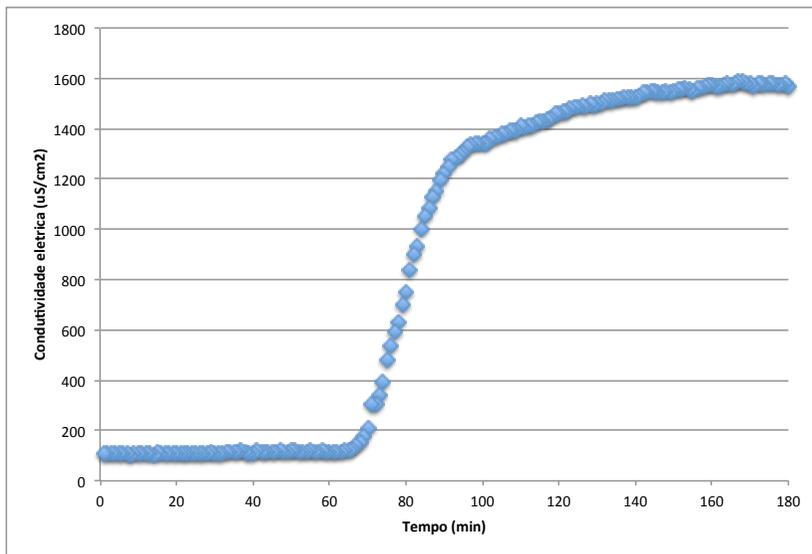
Curva Granulométrica		
	Argila + Silte = -0,02% Areia Fina = 0,1%	Areia Média = 16,39% Areia Grossa = 83,56% Pedregulho Fino = 0,00%
		Pedregulho Médio = 0,00% Pedregulho Grosso = 0,00% Pedra Mão = 0,00%

Diametro efetivo (D10)	0,53 mm
D60	0,83 mm
Coefficiente de uniformidade (Cu)	1,6

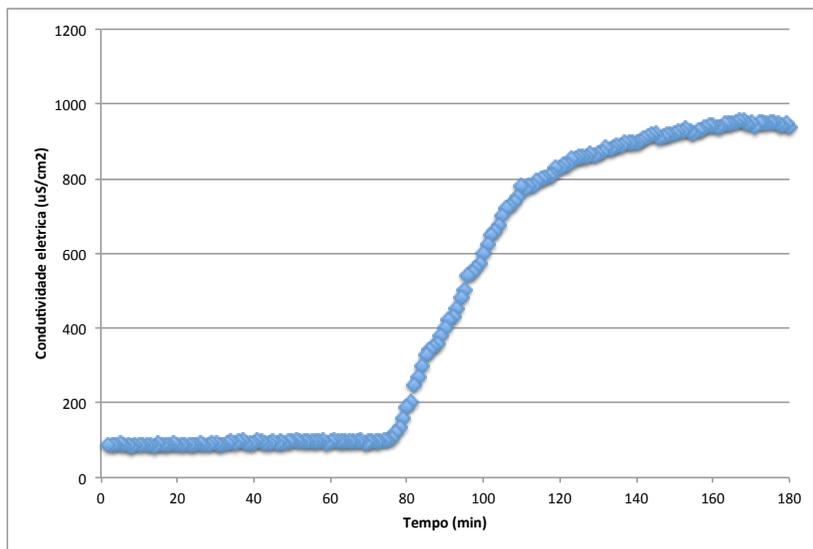


## Apêndice D - Teste de porosidade areia com diâmetro efetivo de 0,17 mm



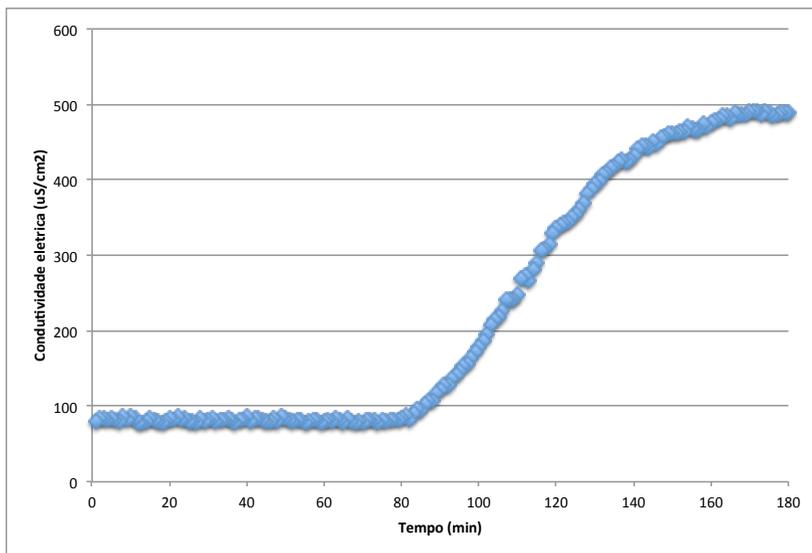


## Apêndice E - Teste de porosidade areia com diâmetro efetivo de 0,30 mm



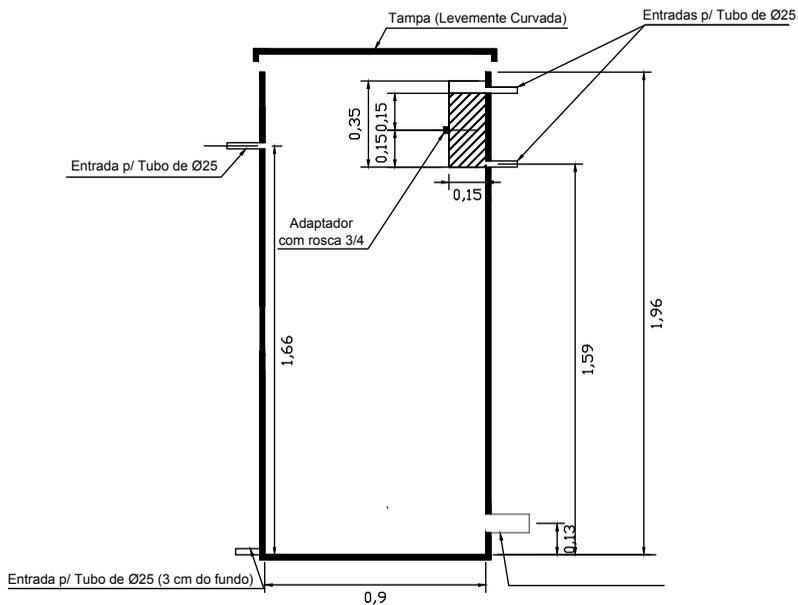


## Apêndice F - Teste de porosidade areia com diâmetro efetivo de 0,53 mm





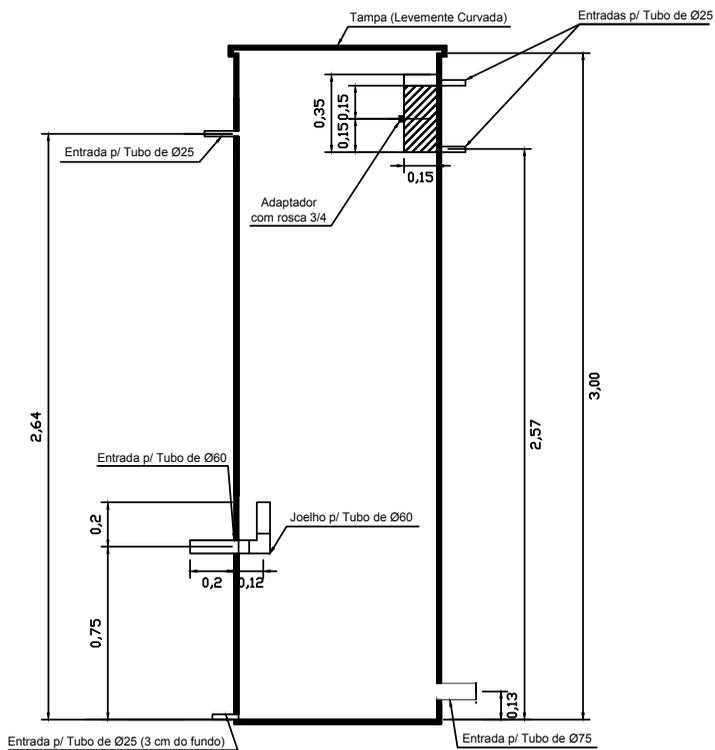
## Apêndice G - Filtro lento convencional (FLC)



Sem escala (cotas em m)



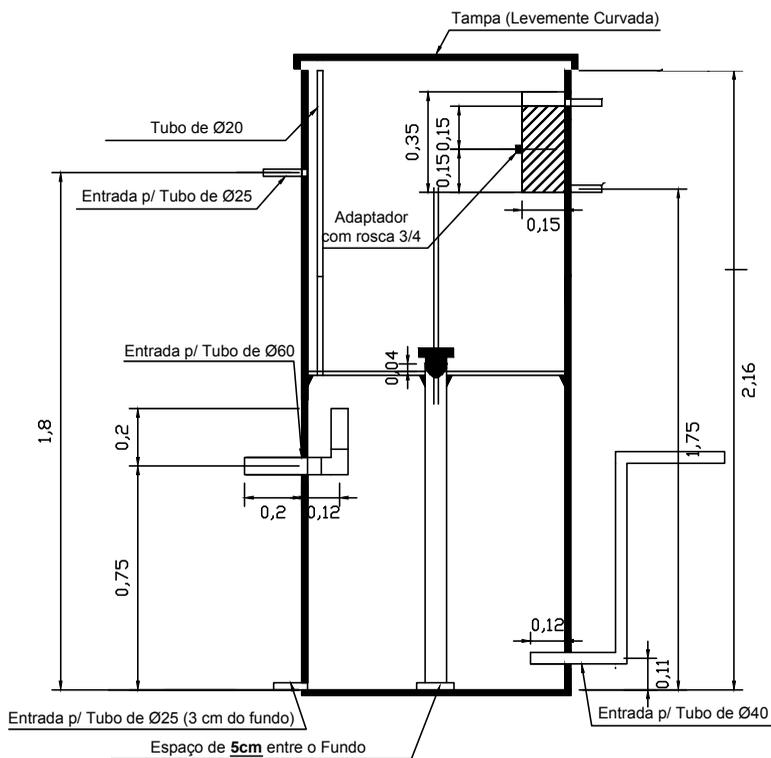
## Apêndice H - Filtro lento retrolavável com água filtrada (FLR)



Sem escala (cotas em m)



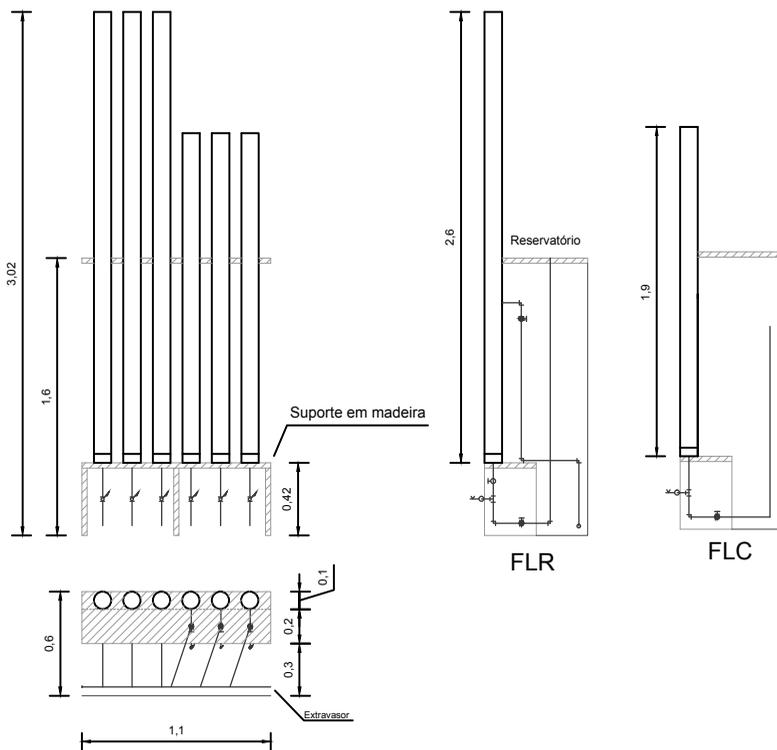
## Apêndice I - Filtro lento retrolavável com água bruta (FLRb)



Sem escala (cotas em m).



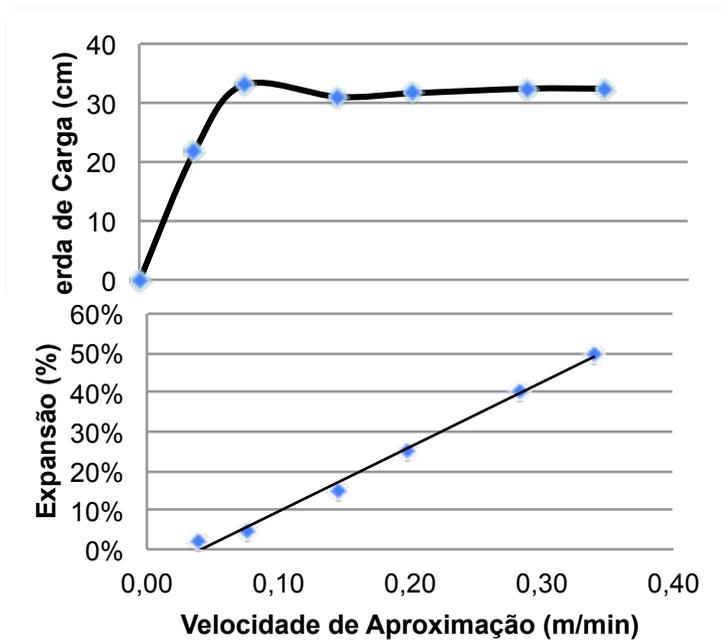
## Apêndice J - Pilotos escala de bancada



Sem escala (cotas em m).

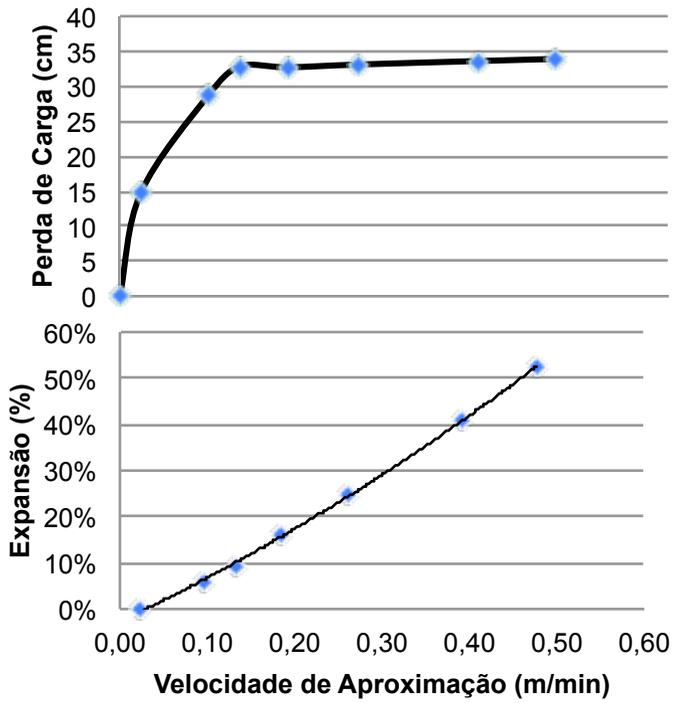


### Apêndice K - Ensaio de expansão, diâmetro efetivo 0,17 mm



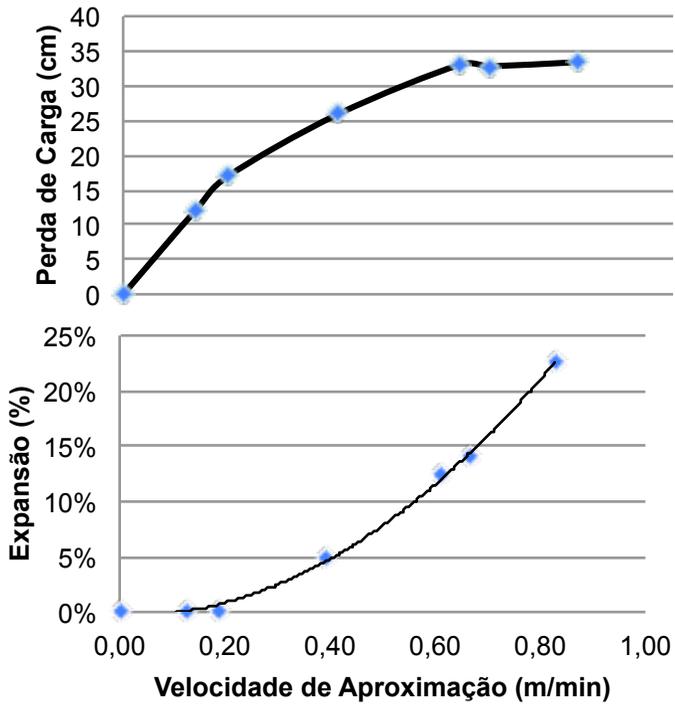


**Apêndice L - Ensaio de expansão, diâmetro efetivo 0,30 mm**





**Apêndice M - Ensaio de expansão, diâmetro efetivo 0,53 mm**





**Apêndice N - Resultado da comparação de médias da duração da carreira de filtração**

<i>Tukey test</i>	FLC	FLR	FLRb	N	Média	SD
FLC	-	-	-	17	4,471	0,874
FLR	-1,167 0,579	-	-	17	4,176	1,015
FLRb	- 0,609 – 1,113	- 0,315 – 1,407	-	18	4,722	1,227

SD desvio padrão

**Apêndice O - Resultado da comparação de médias da cor aparente**

<i>Tukey test</i>	FLC	FLR	FLRb	N	Média	DP
FLC	-	-	-	99	18,616	9,715
FLR	2,507 – 9,057	-	-	93	24,398	8,785
FLRb	1,248 – 7,616	- 4,586 – 1,887	-	104	23,048	10,408

DP desvio padrão



**Apêndice P - Resultado da comparação de médias da cor verdadeira**

<i>Tukey test</i>	FLC	FLR	FLRb	N	Média	DP
FLC	-	-	-	32	6,781	2,498
FLR	0,470 – 4,276	-	-	26	9,154	2,203
FLRb	- 0,533 – 3,100	- 3,006 – 0,827	-	31	8,065	3,966

DP desvio padrão

**Apêndice Q - Resultado da comparação de médias do carbono orgânico dissolvido**

<i>Tukey test</i>	FLC	FLR	FLRb	N	Média	DP
FLC	-	-	-	32	3,853	1,299
FLR	-0,318 – 1,146	-	-	39	4,267	1,216
FLRb	- 0,855 – 0,647	- 1,233 – 0,197	-	35	3,750	1,366

DP desvio padrão



**Apêndice R - Resultado da comparação de médias da densidade de cianobactéria (ind/mL)**

<i>Tukey test</i>	FLC	FLR	FLRb	N	Média	DP
FLC	-	-	-	31	1590	1492
FLR	-1078 – 114	-	-	34	1108	862
FLRb	- 1509 – - 326	- 1013 – 142	-	35	672	454

DP desvio padrão

**Apêndice S - Resultado da comparação de médias da densidade de cianobactéria (cel/mL)**

<i>Tukey test</i>	FLC	FLR	FLRb	N	Média	DP
FLC	-	-	-	31	4802	4507
FLR	- 1869 – 2214	-	-	34	4974	3868
FLRb	- 5014 – - 959	- 5139 – - 1180	-	35	1815	1225

DP desvio padrão



**Apêndice T - Resultado da comparação de médias do oxigênio dissolvido**

<i>Tukey test</i>	FLC	FLR	FLRb	N	Média	DP
FLC	-	-	-	58	4,072	1,887
FLR	- 1,493 – 0,052	-	-	50	3,351	1,759
FLRb	- 1,947 – - 0,466	- 1,256 – 0,284	-	59	2,865	1,403

DP desvio padrão

**Apêndice U - Resultado da comparação de médias da turbidez**

<i>Tukey test</i>	FLC	FLR	FLRb	N	Média	DP
FLC	-	-	-	104	1,005 2	0,610 4
FLR	- 0,0185 – 0,3484	-	-	98	1,170 1	0,426 3
FLRb	- 0,0033 – 0,3531	- 0,1710 – 0,1910	-	110	1,180 1	0,604 0

DP desvio padrão



**Apêndice V - Resultado da comparação de médias da duração da carreira de filtração**

<i>Tukey test</i>	FLC1	FLC2	FLC3	FLR1	FLR2	FLR3	N	Média	Desvio padrão
FLC1	-	-	-	-	-	-	7	3,2857	0,4880
FLC2	- 0,7024 – 2,1310	-	-	-	-	-	7	4,0000	1,0000
FLC3	1,2976 – 4,1310	0,5833 – 3,4167	-	-	-	-	7	6,0000	0,8165
FLR1	- 1,2738 – 1,5595	- 1,9881 – 0,8452	- 3,9881 – - 1,1548	-	-	-	7	3,4286	0,7868
FLR2	0,2976 – 3,1310	- 0,4167 – 2,4167	- 2,4167 – 0,4167	0,1548 – 2,9881	-	-	7	5,0000	1,0000
FLR3	2,1548 – 4,9881	1,4405 – 4,2738	- 0,5595 – 2,2738	2,0119 – 4,8452	0,4405 – 3,2738	-	7	6,8571	1,0690



**Apêndice W - Resultado da comparação de médias de cor aparente (filtros em escala piloto)**

<i>Tukey test</i>	FLC1	FLC2	FLC3	FLR1	FLR2	FLR3	N	Média	Desvio padrão
FLC1	-	-	-	-	-	-	34	9,853	5,171
FLC2	- 2,974 – 3,692	-	-	-	-	-	33	10,212	5,711
FLC3	- 2,584 – 3,778	- 2,969 – 3,445	-	-	-	-	40	10,450	3,434
FLR1	0,497 – 7,330	0,114 – 6,995	0,023 – 6,611	-	-	-	30	13,767	4,591
FLR2	0,286 – 6,579	- 0,099 – 6,246	- 0,177 – 5,849	- 3,741 – 2,779	-	-	42	13,286	5,302
FLR3	0,806 – 7,034	0,420 – 6,701	0,343 – 6,302	- 3,223 – 3,235	- 2,455 – 3,429	-	44	13,773	4,103



**Apêndice X - Resultado da comparação de médias de cor verdadeira (filtros em escala piloto)**

<i>Tukey test</i>	FLC1	FLC2	FLC3	FLR1	FLR2	FLR3	N	Média	Desvio padrão
FLC1	-	-	-	-	-	-	27	6,259	3,241
FLC2	- 1,665 – 2,722	-	-	-	-	-	29	6,793	3,040
FLC3	- 1,179 – 3,098	- 1,672 – 2,524	-	-	-	-	32	7,219	2,649
FLR1	- 0,831 – 3,931	- 1,328 – 3,361	- 1,707 – 2,889	-	-	-	21	7,810	2,639
FLR2	- 0,070 – 4,123	- 0,562 – 3,548	- 0,935 – 3,069	- 1,783 – 2,735	-	-	35	8,286	2,596
FLR3	- 0,120 – 4,046	- 0,613 – 3,471	- 0,985 – 2,992	- 1,834 – 2,660	- 2,006 – 1,879	-	36	8,222	2,840



**Apêndice Y - Resultado da comparação de médias de turbidez (filtros em escala piloto)**

<i>Tukey test</i>	FLC1	FLC2	FLC3	FLR1	FLR2	FLR3	N	Média	Desvio padrão
FLC1	-	-	-	-	-	-	35	0,5980	0,2741
FLC2	- 0,2915 – 0,0644	-	-	-	-	-	36	0,4844	0,1401
FLC3	- 0,2554 – 0,0825	- 0,1406 – 0,1948	-	-	-	-	45	0,5116	0,1539
FLR1	0,0250 – 0,3861	0,1398 – 0,4984	0,1216 – 0,4624	-	-	-	34	0,8035	0,2568
FLR2	- 0,0059 – 0,3321	0,1090 – 0,4443	0,0915 – 0,4076	- 0,2128 – 0,1280	-	-	45	0,7611	0,3745
FLR3	0,0898 – 0,4189	0,2047 – 0,5311	0,1874 – 0,4942	- 0,1172 – 0,2148	- 0,0621 – 0,2446	-	51	0,8524	0,2734



**Apêndice Z - Comparação das concentrações médias de metomil**

<i>Tukey test</i>	FLC1	FLC2	FLC3	FLR1	FLR2	FLR3	N	Média	Desvio padrão
FLC1	-	-	-	-	-	-	35	20,397	6,275
FLC2	- 5,221 – 3,766	-	-	-	-	-	34	19,669	7,067
FLC3	- 4,978 – 3,612	- 4,284 – 4,374	-	-	-	-	41	19,714	5,144
FLR1	- 5,575 – 3,631	- 4,880 – 4,390	- 4,732 – 4,152	-	-	-	31	19,424	7,552
FLR2	- 5,406 – 3,516	- 4,712 – 4,276	- 4,557 – 4,032	- 4,576 – 4,630	-	-	35	19,451	5,870
FLR3	- 3,192 – 5,262	- 2,499 – 6,024	- 2,333 – 5,769	- 2,369 – 6,384	- 2,247 – 6,207	-	44	21,432	6,941



**Apêndice AA - Comparação das concentrações médias de carbofurano**

<i>Tukey test</i>	FLC1	FLC2	FLC3	FLR1	FLR2	FLR3	N	Média	Desvio padrão
FLC1	-	-	-	-	-	-	35	17,481	7,346
FLC2	- 7,981 – 4,234	-	-	-	-	-	34	15,608	10,476
FLC3	- 8,414 – 3,261	- 6,586 – 5,180	-	-	-	-	41	14,905	8,698
FLR1	- 9,662 – 2,850	- 7,831 – 4,766	- 6,866 – 5,207	-	-	-	31	14,075	10,311
FLR2	- 7,838 – 4,288	- 6,009 – 6,206	- 5,036 – 6,638	- 4,625 – 7,886	-	-	35	15,706	8,682
FLR3	- 4,609 – 6,823	- 2,783 – 8,744	- 1,793 – 9,159	- 1,407 – 4,513	- 2,834 – 8,599	-	44	18,588	7,484



**Apêndice BB - Comparação das concentrações médias de carbaril**

<i>Tukey test</i>	FLC1	FLC2	FLC3	FLR1	FLR2	FLR3	N	Média	Desvio padrão
FLC1	-	-	-	-	-	-	35	15,52	7,58
FLC2	- 6,48 – 8,17	-	-	-	-	-	34	16,36	10,83
FLC3	- 5,93 – 8,07	- 6,83 – 7,29	-	-	-	-	41	16,59	11,76
FLR1	- 7,31 – 7,70	- 8,21 – 6,91	- 8,12 – 6,36	-	-	-	31	15,71	11,15
FLR2	- 4,92 – 9,63	- 5,82 – 8,84	- 5,72 – 8,29	- 5,34 – 9,67	-	-	35	17,87	11,75
FLR3	- 3,21 – 10,51	-4,11 – 9,73	-3,99 – 9,15	- 3,64 – 10,57	- 5,56 – 8,16	-	44	19,17	9,84



## 11 Anexos

### Anexo A - Bula Sevin

#### **SEVIN 480 SC**

#### **VERIFICAR AS RESTRIÇÕES CONSTANTES NA LISTA DE AGROTOXICOS DO ESTADO DO PARANA**

Registrado no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA sob nº 009186-00

#### **COMPOSIÇÃO:**

1-naphthyl methylcarbamate (CABARIL).....480 g/l (48,0% m/v)  
ingredientes inertes.....620 g/l (62,0% m/v)

**CONTEUDO:** 1, 5, 10 e 20 litros.

**CLASSE:** inseticida de contato e ingestão do grupo Metilcarbamato de naftila.

**TIPO DE FORMULAÇÃO:** suspensão concentrada.

#### **TITULAR DO REGISTRO:**

Bayer CropScience Ltda (\*)  
Av. Maria Coelho de Aguiar, 215 – Bloco B, 2º andar São Paulo/SP  
CEP: 05804-902  
Fone.: 0800 122333 ou 0800 115560  
Registrada na Secretaria de Agricultura de São Paulo sob nº 007  
(\*) Importador do Produto Técnico

#### **FABRICANTE DO PRODUTO TECNICO:**

Bayer CroScience LP  
P.O. Box 12014 – TW Alexander Drive –N.C. USA  
P.O. Box 2831, Charleston West Virginia, 25330. USA

#### **FORMULADORES:**

Bayer CropScience Ltda.  
Rua do Comércio, 715  
CEP 93180-000 - Portão/RS  
CNPJ: 89.163.430/0002-19  
Certidão expedida pela FEPAM nº 003/2003-06-11

Bayer CropScience Ltda.  
Estrada da Boa Esperança, 650  
CEP 26110-100 - Belford Roxo/RJ  
CNPJ: 89.163.430.0005-61  
Licença de Operação expedida pela FEEMA nº FE-004052

Nº do lote ou partida:	VIDE EMBALAGEM
Data de fabricação:	
Data de vencimento:	

**ANTES DE USAR O PRODUTO LEIA O RÓTULO, A BULA E A RECEITA E CONSERVE-OS EM SEU PODER.**



## Anexo B - Bula Furadan

### **FURADAN 350 FS**

#### **VERIFICAR RESTRIÇÕES DE USO CONSTANTES NA LISTA DE AGROTÓXICOS DO PARANÁ**

Registrado no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA sob nº 02198792.

#### **COMPOSIÇÃO:**

Nome químico: 2,3-dihydro-2,2-dimethylbenzofuran-7-yl methylcarbamate  
(CARBÓFURANO).....35% p/v (350 g/L)  
Ingredientes inertes.....65% p/v (650 g/L)

**CLASSE:** INSETICIDA E NEMATICIDA SISTÊMICO DO GRUPO QUÍMICO METILCARBAMATO DE BENZOFURANILA.

**TIPO DE FORMULAÇÃO:** SUSPENSÃO CONCENTRADA PARA TRATAMENTO DE SEMENTES.

#### **TITULAR DO REGISTRO:**

##### **FMC QUÍMICA DO BRASIL LTDA.**

Av. Dr. José Bonifácio Coutinho Nogueira, 150 – 1º andar - CEP 13091-611 CAMPINAS/SP

Fone: (19) 3735-4440 – CNPJ: 04.136.367/000-98

Cadastro Estadual CFICS/CDA/SAA/SP nº 423

#### **FABRICANTE DO PRODUTO TÉCNICO:**

**FMC Corporation** – 100 Niagara Street – Middleport, NY – EUA

#### **FORMULADOR:**

##### **FMC QUÍMICA DO BRASIL LTDA.**

Av. Antônio Carlos Guillaumon, 25 – Distrito Industrial III – Uberaba/MG - CEP 38044-760

Fone: (34) 3319-3019 – CNPJ: 04.136.367/0005-11

Cadastro Estadual – IMA/MG nº 701-2530/2006

Nº do lote ou partida:	VIDE EMBALAGEM
Data de fabricação:	
Data de vencimento:	

**CONTEÚDO:** Vide rótulo.

#### **Indústria Brasileira**

**FURADAN e FMC são marcas registradas da FMC Corporation.**

**ANTES DE USAR O PRODUTO LEIA O RÓTULO, A BULA E A RECEITA E CONSERVE-OS EM SEU PODER. É OBRIGATÓRIO O USO DE EQUIPAMENTOS DE PROTEÇÃO INDIVIDUAL.  
PROTEJA-SE.**

**É OBRIGATÓRIA A DEVOLUÇÃO DA EMBALAGEM VAZIA.**

**TELEFONES DE EMERGÊNCIA: 0800-343545 e (34) 3319-3019**



Anexo C - Bula Methomex

**METHOMEX 215 SL**

**VERIFICAR AS RESTRIÇÕES DE USO CONSTANTES NA LISTA DE AGROTÓXICOS DO PARANÁ**

Registrado no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA sob nº 07895

**Composição:**

S-methyl N-(methylcarbamoyloxy) thioacetimidate

(METOMIL).....215 g/L (21,5% m/v)

Ingredientes Inertes.....785 g/L (78,5% m/v)

CONTEÚDO: Vide rótulo

CLASSE: Inseticida de contato e ingestão do grupo químico metil carbamato de oxima

TIPO DE FORMULAÇÃO: Concentrado Solúvel

**TITULAR DO REGISTRO:**

Agricur Defensivos Agrícolas Ltda

Rua Pedroso Alvarenga, 1254 – 2º andar - CEP: 04531-004 – São Paulo / SP

Fone: (11) 3706-5300. Fax (11) 3079-7111. CNPJ nº 48.610.158/0001-00

Cadastrada na ADAESP sob nº 089

**FABRICANTE DO PRODUTO TÉCNICO:**

Makhteshim Chemical Works Ltd

P.O. BOX 60 – 84100 – Beer Sheva – Israel

**FORMULADORES:**

Milenia Agro Ciências S.A.



Rua Pedro Antônio de Souza, 400 - CEP: 86031-610 – Londrina / PR

Fone: (43) 3371-9000 - CNPJ nº 74.075.490/0001-21

Cadastrada na SEAB-PR sob nº 002538

Milenia Agro Ciências S.A.

Rua Júlio de Castilhos, 2085. CEP: 95860-000 – Taquari / RS

Fone: (51) 653-1277. CNPJ nº 74.075.490/0007-17. Cadastrada na FEPAM/RS sob nº 02/95- DL

Milenia Agro Ciências S.A.

Rodovia PE 41 Km 2, s/n. Distrito Industrial José Ermírio de Moraes. Igarassú / PE

CNPJ: 70.077.656/0001-98. Cadastrada na DEFIS nº 070022005

Fersol Indústria e Comércio Ltda

Rodovia Presidente Castelo Branco, Km 68,5. Fone (11) 4026-1200. CEP 18120-970 – Mairinque / SP

CNPJ nº 47.226.493/0001-46. Cadastrada na ADAESP sob nº 0224

Hokko do Brasil Indústria Química e Agro Pecuária Ltda

Rodovia Sorocaba – Pilar do Sul – Km 122. CEP: 18160-000 – Salto de Pirapora / SP

Tel.: (15) 3292-1161. Fax 15 3292-1977. CNPJ nº 62.182.092/0012-88

Cadastrada na ADAESP sob nº 476

Indústrias Químicas Lorena

Rua 01 Esquina com Rua 06 – Loteamento Industrial Nova Roseira s/n

Tel.: (0xx12) 246-1116. CEP: 12580-000 – Roseira / SP

CNPJ nº 48.284.749/0001-34. Cadastrada na ADAESP sob nº 266.



Nº do lote ou partida:	VIDE EMBALAGEM
Data de fabricação:	
Data de vencimento:	

**ANTES DE USAR O PRODUTO LEIA O RÓTULO, A BULA E A RECEITA E  
CONSERVE-OS EM SEU PODER.**

**É OBRIGATÓRIO O USO DE EQUIPAMENTOS DE PROTEÇÃO INDIVIDUAL.  
PROTEJA-SE.**

**É OBRIGATÓRIA A DEVOLUÇÃO DA EMBALAGEM VAZIA.**

Indústria Brasileira

**CLASSIFICAÇÃO TOXICOLÓGICA: CLASSE II – ALTAMENTE TÓXICO  
CLASSIFICAÇÃO DO POTENCIAL DE PERICULOSIDADE AMBIENTAL: CLASSE II –  
PRODUTO MUITO PERIGOSO AO MEIO AMBIENTE.**