

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

**DESEMPENHO DE FILTROS LENTOS, COM DIFERENTES
PERÍODOS DE AMADURECIMENTO, PRECEDIDOS DE PRÉ-
FILTRAÇÃO EM PEDREGULHO NO TRATAMENTO DE
ÁGUA CONTENDO CÉLULAS TÓXICAS DE *Microcystis*
*aeruginosa***

NARA JULLIANA VIEIRA DE FARIAS

ORIENTADORA: CRISTINA CELIA SILVEIRA BRANDÃO

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

BRASÍLIA/DF: DEZEMBRO/2011

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL

**DESEMPENHO DE FILTROS LENTOS, COM DIFERENTES
PERÍODOS DE AMADURECIMENTO, PRECEDIDOS DE PRÉ-
FILTRAÇÃO EM PEDREGULHO NO TRATAMENTO DE ÁGUA
CONTENDO CÉLULAS TÓXICAS DE *Microcystis aeruginosa***

NARA JULLIANA VIEIRA DE FARIAS

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

APROVADA POR:

PROF^a. CRISTINA CELIA SILVEIRA BRANDÃO, PhD (ENC-UnB)
(ORIENTADORA)

PROF. ARIUSKA KARLA BARBOSA AMORIM - DSc (ENC-UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)

PROF. VALTER LÚCIO DE PÁDUA, DSc (DESA/UFMG)
(EXAMINADOR EXTERNO)

BRASÍLIA/DF, DEZEMBRO DE 2011.

FICHA CATALOGRÁFICA

FARIAS, NARA JULLIANA VIEIRA

Desempenho de filtros lentos, com diferentes períodos de amadurecimento, precedidos de pré-filtração em pedregulho no tratamento de águas contendo células tóxicas de *Microcystis aeruginosa* [Distrito Federal] 2011.

xx, 123p., 210x297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2011). Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Filtro lento

3. Amadurecimento

I. ENC/FT/UnB

2. Pré-filtração em pedregulho

4. *Microcystis aeruginosa*

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

FARIAS, N.J.V. (2011). Desempenho de filtros lentos, com diferentes períodos de amadurecimento, precedidos de pré-filtração em pedregulho no tratamento de águas contendo células tóxicas de *Microcystis aeruginosa*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM 137/11, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 123p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Nara Julliana Vieira de Farias

TÍTULO: Desempenho de filtros lentos, com diferentes períodos de amadurecimento, precedidos de pré-filtração em pedregulho no tratamento de águas contendo células tóxicas de *Microcystis aeruginosa*

GRAU: Mestre ANO: 2011

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

Nara Julliana Vieira de Farias
narajulliana@gmail.com

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por sempre estar presente na minha vida.

A todos da minha família. Aos meus pais, em especial a minha mãe, Ivone Vieira, por sua preocupação com meus estudos... minhas conquistas não teriam sentido sem o amor dela. Obrigada, mainha! Ao meu irmão, Alexandre, que sempre foi carinhoso comigo durante o tempo que estive em Brasília, nossa união só cresceu enquanto estive longe. A tia Lucineide, que é exemplo de pessoa e profissional, que me deu conselhos e me ajudou em todos os momentos de dificuldade, e a seus filhos, Ingrid e Gabriel.

A Huan Carlos Trindade e a sua mãe, Maria do Socorro Trindade, que me ofereceram grande ajuda ao saberem que havia ingressado no mestrado em Brasília.

À Dona Ocidália, Sr. Ceará, Marcelo, Taty e Lorena, família do meu amigo paraibano Cicinho, por todo o apóio para que eu pudesse me estabelecer nessa cidade.

À professora Cristina que, mais que uma orientadora, foi amiga, sempre disposta a ouvir e a buscar a melhor alternativa para os problemas enfrentados. Obrigada por contribuir de forma tão importante na minha formação. Obrigada por estar comigo em todos os momentos!

Aos professores do PTARH, por todos os ensinamentos e pelos dias de convivência nas dependências do SG 12. Ao professor Sérgio Koide, por sempre manifestar preocupação com os alunos do programa e a professora Ariuska, por sua delicadeza e atenção.

Às amigas conquistadas durante o mestrado: Jana, Aliny, Bruna, Lucas e Larissa. Elvira e Liane, obrigada pelos momentos de descontração nos intervalos das análises. Glenda, obrigada pela convivência nesses anos em Brasília e pelo companheirismo. A Izabela, amiga de todas as horas, inclusive nas visitas à noite ao laboratório.

Aos amigos do mestrado em Estruturas da UnB, João Paulo, Giselle, Elaine (Cabeça) e Galileu, pelos vários momentos de brincadeiras e conquistas compartilhadas. Em especial, a Hileana, amiga de graduação, colega de quarto, companheira para toda a vida!

Aos meus amigos paraibanos. Em especial a Annie, Natália, Radime e Jaci, obrigada pela fiel amizade, pelas conversas confortantes.

Às pessoas que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento desta dissertação. Carol, Marceley e Day, obrigada pela ajuda nos primeiros dias de vivência no laboratório. Aos técnicos, Boy e Júnior, obrigada pelos momentos de alegria, pelo esforço de vocês para que tudo saísse da melhor forma possível e pelas muitas viagens ao lago Paranoá. À Marci, pelo trabalho durante todas as etapas experimentais que envolviam repique de cianobactérias. À Jackeline Benassuly, “Bichinha”, e a Maria Martins, “Colega”, exemplos de vida e de determinação. À Orlandina, pessoa de grande importância na conclusão deste trabalho, com uma presença espiritual incomum. Obrigada a todos!

A todos os meus companheiros do trabalho pela compreensão nas últimas etapas de fechamento da dissertação. A Elton, meu chefe, obrigada por entender minha dispersão no trabalho nos últimos dias de fechamento da dissertação.

Ao CNPQ, pela concessão da bolsa de mestrado.

Dedicado aos meus pais, Ivone Vieira de
Farias e Valdecílio Xavier de Farias, e ao meu
Tio, João Vieira da Silva.

RESUMO

DESEMPENHO DE FILTROS LENTOS, COM DIFERENTES PERÍODOS DE AMADURECIMENTO, PRECEDIDOS DE PRÉ-FILTRAÇÃO EM PEDREGULHO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS CONTENDO CÉLULAS TÓXICAS DE *Microcystis aeruginosa*

Autor (a): Nara Julliana Vieira de Farias

Orientador (a): Cristina Celia Silveira Brandão

Palavras-chave: filtro lento, pré-filtração em pedregulho, amadurecimento, *Microcystis aeruginosa*.

Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Brasília, Dezembro de 2011.

Número de páginas: 123

A ocorrência de florações de algas dominadas por cianobactérias tem se tornado cada vez mais frequente nos reservatórios que armazenam água para abastecimento público. A *Microcystis aeruginosa* é uma espécie de cianobactéria capaz de produzir toxinas (microcistinas) e a sua presença já foi observada em diversos reservatórios do Brasil. Desde o ano 2000, a legislação brasileira que regula a qualidade da água destinada ao consumo humano limita o valor máximo permitido de microcistinas em 1 µg/L. Assim, a remoção de desses organismos, e suas toxinas, deve ser objeto de atenção nos sistemas de tratamento de água e, nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a influência do período de amadurecimento no desempenho de filtros lentos precedidos de pré-filtração em pedregulho sobre a eficiência na remoção de células e toxinas de *M. aeruginosa* no processo de tratamento da água. Para tanto, foram realizados experimentos com um sistema composto por pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA), operado com taxa de filtração de 10 m³/m².d, seguido de dois filtros pilotos similares, operados em paralelo, com taxa de 3 m³/m².d. O desempenho do sistema foi avaliado com os filtros lentos sendo submetidos a diferentes formas de amadurecimento e a simulações periódicas de floração de *M. aeruginosa*, em densidades que variaram de 10⁵ a 10⁶ céls./mL, sendo também inseridas, esporadicamente, concentrações de microcistinas dissolvidas, com valores estimados entre 5 e 50 µg/L. Observou-se que a adoção de período mais longo de amadurecimento influenciou positivamente o desempenho do pré-filtro e que essa unidade foi capaz de condicionar água para filtração lenta areia. Quanto aos filtros lentos, os resultados indicam que o amadurecimento dos filtros com água bruta por 15 dias se mostrou mais efetivo para obtenção de maior remoção de clorofila-a (células de *M. aeruginosa*) e turbidez, do que o amadurecimento com água efluente do pré-filtro de pedregulho. Além disso, a presença de microcistinas na água bruta parece influenciar negativamente a retenção de células de *M. aeruginosa* no PFA e aumentar a possibilidade de traspasse de células no sistema de tratamento, mesmo sete dias depois de cessada a alimentação com água bruta contendo células de *M. aeruginosa*.

ABSTRACT

PERFORMANCE OF SLOW SAND FILTERS, WITH DIFFERENT RIPENING PERIODS, PRECEDED BY ROUGHING FILTRATION IN THE TREATMENT OF WATER CONTAINING TOXIC CELL OF *Microcystis aeruginosa*

Author: Nara Julliana Vieira de Farias

Supervisor: Cristina Celia Silveira Brandão

Key-words: slow sand filter, roughing filtration, ripening, *Microcystis aeruginosa*.

Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Brasília, December 2011

Number of pages: 123

The occurrence of algal blooms dominated by cyanobacteria has become increasingly common in the reservoirs that store water for public supply. The *Microcystis aeruginosa* is a toxin-producing cyanobacteria specie and its presence has been observed in many Brazilian reservoirs. Since the year 2000, Brazilian drinking water legislation has limited the maximum concentration of microcystins to a value of 1 µg/L. Considering the importance of the removal of these organisms, and their toxins, in water treatment systems, this study aimed to evaluate the influence of ripening period on the performance of slow sand filters preceded by roughing filtration on the removal efficiency of cells and toxins from *M. aeruginosa* in the water treatment process. For this purpose, experiments were carried out using a pilot plant comprised by an up-flow rough pre-filter, operated at a flow rate of 10 m³/m².d, followed by two similar slow sand filters columns operated in parallel, at a flow rate of 3 m³/m².d. The performance of the system was evaluated with the slow sand filters being subjected to different ways of carrying the ripening stage and fed with raw water that were periodically spiked with cells of *M. aeruginosa* in the range of 10⁵ cells/mL to 10⁶ cells/mL. The raw water, sporadically, was also spiked with dissolved microcystins, with estimated concentration between 5 and 50 µg/L. It was observed that a longer ripening period had positive influence on the improvement of the performance of the rough pre-filter and that this unit was able to conditioning water for slow sand filtration. Regarding the slow sand filters, the results suggest that when the ripening was proceeded with raw water during 15 days, rather than with pre-filtered water, removal of turbidity and chlorophyll-a (cells of *M. aeruginosa*) was more effective. Besides, the presence of dissolved microcystins in the raw water seems to negatively influence the retention of *M. aeruginosa* cells in the rough pre-filter, as well as increase the possibility of cells breakthrough the system, even seven days after the feeding with raw water spiked with *M. aeruginosa* cells has been stopped.

SUMÁRIO

1 – INTRODUÇÃO	1
2 – OBJETIVOS.....	3
3- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 - CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS.....	4
3.2 - TRATAMENTO DE ÁGUA	11
3.2.1 – Aspectos gerais	11
3.2.2 – Filtração lenta	15
3.2.3 – Pré-filtração em pedregulho	22
3.3 - REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS POR FILTRAÇÃO LENTA.....	27
4 - METODOLOGIA	38
4.1 - ASPECTOS GERAIS.....	38
4.2 - DESCRIÇÃO DO SISTEMA.....	39
4.3 - CULTIVO DE CIANOBACTÉRIAS E EXTRAÇÃO DAS TOXINAS.....	44
4.4 – DETALHAMENTO DAS ETAPAS EXPERIMENTAIS.....	46
4.4.1- Etapa 1: Avaliação do desempenho do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente com e sem amadurecimento quando exposto a células de <i>Microcystis aeruginosa</i>	46
4.4.2 - Etapa 2: Avaliação do desempenho do sistema PFA + FLA (filtros lentos precedidos de pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente) quando submetidos a elevadas densidades de células de <i>Microcystis aeruginosa</i> – amadurecimento dos filtros lentos com efluente do pré-filtro de pedregulho	49

4.4.3 - Etapa 3: Avaliação do sistema PFA + FLA quando submetidos a células de <i>Microcystis aeruginosa</i> e a microcistinas – Amadurecimento dos filtros lentos com água do lago Paranoá	50
4.4.4 - Etapa 4: Avaliação do sistema PFA + FLA quando submetido a elevada densidade de <i>Microcystis aeruginosa</i> e a presença de microcistinas – amadurecimento e aclimação	52
4.5 - PARÂMETROS MONITORADOS DURANTE AS ETAPAS EXPERIMENTAIS.....	54
4.5.1– Análises de qualidade da água.....	54
4.5.2 - Perda de carga	55
4.5.3 - Oxidação das águas descartadas e filtradas.....	56
4.6 - FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM E ANÁLISES	56
4.7 - CARACTERIZAÇÃO QUALITATIVA DE ORGANISMOS ENCONTRADOS NO PRÉ-FILTRO ASCENDENTE DE PEDREGULHO E NOS FILTROS LENTOS DE AREIA	57
5- APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	59
5.1 - PRÉ-FILTRO DE PEDREGULHO COM ESCOAMENTO ASCENDENTE COM E SEM AMADURECIMENTO QUANDO EXPOSTO A CÉLULAS DE <i>Microcystis aeruginosa</i>	60
5.1.1 – PFA submetido a elevada densidade de células após período de amadurecimento – Etapa 1 – Experimento 1.....	61
5.1.2 – PFA submetido a elevada densidade de células de <i>M. aeruginosa</i> sem período de amadurecimento – Etapa 1 – Experimento 2.....	67
5.2 – EXPERIMENTOS COM FILTROS LENTOS DE AREIA PRECEDIDO DE PRÉ-FILTRO DE PEDREGULHO COM ESCOAMENTO ASCENDENTE	71

5.2.1 - Avaliação do desempenho do sistema PFA + FLA quando submetidos a elevadas densidades de células de <i>Microcystis aeruginosa</i> - Amadurecimento dos filtros lentos com efluente do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente.....	72
ALP: Água do Lago Paranoá.....	72
5.2.2 Avaliação do sistema PFA + FLA quando submetidos a células de <i>Microcystis aeruginosa</i> e a microcistinas – Amadurecimento dos filtros lentos com água do lago Paranoá	80
5.2.3 Etapa 4: Avaliação do sistema PFA + FLA quando submetido a elevada densidade de <i>Microcystis aeruginosa</i> e a presença de microcistinas – amadurecimento e aclimação	88
5.3 - CARACTERIZAÇÃO DOS ORGANISMOS ENCONTRADOS NAS DESCARGAS DE FUNDO DO PRÉ-FILTRO PEDREGULHO COM ESCOAMENTO ASCENDENTE E NA CAMADA BIOLÓGICA DOS FILTROS LENTOS DE AREIA.....	98
6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	103
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	105
APÊNDICES	112

LISTA DE TABELAS

Tabela 3. 1: Características de alguns grupos de algas e de cianobactérias (Saron <i>et al.</i> , 2000 - adaptado).	5
Tabela 3. 2 - Ocorrência de gêneros de cianobactérias potencialmente tóxicas em mananciais brasileiros até abril de 2001 (baseado em Azevedo e Brandão, 2003).....	6
Tabela 3. 3: Toxinas produzidas por cianobactérias e respectiva parte afetada no corpo de mamíferos (baseado em Chorus e Bartram, 1999).	9
Tabela 3. 4: Remoção de micro-organismos em estudos realizados com filtros lentos em escala piloto (Baseado em Di Bernardo <i>et al.</i> 1999).	20
Tabela 3. 5: Valores recomendáveis de qualidade da água para tratamento em filtros lentos (Di Bernardo <i>et al.</i> , 1999).	21
Tabela 3. 6: Algumas variações de filtros de pedregulho e suas características (baseado em Wegelin, 1996).	23
Tabela 4. 1: Características dos filtros lentos de areia.	41
Tabela 4. 2: Espessura e material granular utilizados nas camadas do filtro de pedregulho com escoamento ascendente para o experimento.	42
Tabela 4. 3: Parâmetros avaliados e seus respectivos métodos e equipamentos.....	54
Tabela 4. 4: Análises realizadas no decorrer das fases de cada etapa experimental.....	57
Tabela 5. 1: Período de realização das etapas experimentais e unidades de filtração avaliadas.	59
Tabela 5. 2: Características da água do lago Paranoá, desconsiderando a fase de inoculação, durante o período de realização dos experimentos 1 (N=33) e 2 (N=10) com pré-filtro de pedregulho.	61
Tabela 5. 3: Remoção de clorofila-a no pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) baseada no balanço de massa em µg para as diferentes fases do experimento 1, com amadurecimento.	63

Tabela 5. 4: Remoção de clorofila-a no pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente PFA sem amadurecido, baseada no balanço de massa em µg para as diferentes fases do experimento 2.....	69
Tabela 5. 5: Principais características das fases da segunda etapa experimental.	72
Tabela 5. 6: Características da água do lago Paranoá, água bruta, nas fases de amadurecimento e monitoramento, durante a etapa 2 (N=22)	73
Tabela 5. 7: Remoção de clorofila-a nos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) baseada no balanço de massa em µg para as diferentes fases da etapa 2.....	75
Tabela 5. 8: Principais características das fases da terceira etapa experimental.	80
Tabela 5. 9: Características da água do lago Paranoá, água bruta, nas fases de amadurecimento e monitoramento, durante a etapa 3 (N=22).	81
Tabela 5. 10: Remoção de clorofila-a (µg) nos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) baseada na massa de clorofila-a afluente e efluente às unidades nas diferentes fases da etapa 3.....	83
Tabela 5. 11: Média móvel de remoção de coliformes totais (NMP/100 mL) nos filtros lentos a partir da inoculação III.	88
Tabela 5. 12: Principais características das fases componentes da quarta etapa experimental.	89
Tabela 5. 13: Características da água do lago Paranoá, água bruta, nas fases de amadurecimento e monitoramento, durante a etapa 4 (N=28)	90
Tabela 5. 14: Amostras de água efluente ao pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) e aos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) em que se constatou a presença de células <i>M. aeruginosa</i> , excetuando-se os efluentes das inoculações I e IV.	93
Tabela 5. 15: Remoção de clorofila-a (µg) no pré-filtro de pedregulho (PFA) e nos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) baseada no balanço de massa das diversas fases da etapa 4.....	94
Tabela 5. 16: Gêneros/Espécies de algas retidos/presentes no pré-filtro de pedregulho e nos filtros lentos de areia.	99

Tabela 5. 17: Gêneros/Espécies de organismos retidos/presentes no pré-filtro de pedregulho e nos filtros lentos de areia. 101

LISTA DE FIGURAS

Figura 3. 1: Principais tecnologias de tratamento de água para abastecimento humano (Di Bernardo e Dantas, 2005, modificado).	13
Figura 3. 2: Elementos básicos de um filtro lento e valores recomendados para critérios gerais de dimensionamento (Logsdon 2008, modificado).	15
Figura 3. 3: Esquema da aplicação do conceito de múltiplas etapas (baseado em Galvis <i>et al.</i> , 1999).	22
Figura 3. 4: Mecanismos de separação de sólidos em filtros de pedregulho (baseado em Wegelin, 1996).	25
Figura 4. 1: Localização do ponto de coleta de água utilizada nos experimentos no lago Paranoá - Brasília,DF (Fonte: Google Earth).	38
Figura 4. 2: Instalação piloto utilizada no experimento, conforme disposição no LAA.	40
Figura 4. 3: Curva granulométrica da areia utilizada nos filtros lentos.	41
Figura 4. 4: Filtros lentos de areia utilizados nos experimento e esquema das tomadas de medição de perda de carga.	43
Figura 4. 5: Pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente usado nos experimentos e esquema das tomadas para medição de perda de carga.....	44
Figura 4. 6: Cultivo de <i>Microcystis aeruginosa</i> na sala de cultivo de cianobactérias do LAA da UnB.	45
Figura 4. 7: Instalação utilizada na primeira etapa experimental com destaque para as granulometrias do meio filtrante do pré-filtro.	47
Figura 4. 8: Fases dos experimentos 1 e 2 da primeira etapa experimental.	48
Figura 4. 9: Fases da segunda etapa experimental.....	50
Figura 4. 10: Configuração da instalação piloto utilizada na terceira e quarta etapa experimental com destaque para os novos componentes inseridos.	51
Figura 4. 11: Fases da terceira etapa experimental.	52

Figura 4. 12: Fases da quarta etapa experimental.....	53
Figura 5. 1: Valores de turbidez da água afluyente (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) durante o experimento 1, com amadurecimento.....	62
Figura 5. 2: Valores de clorofila-a da água afluyente (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) durante o experimento 1, com amadurecimento.....	62
Figura 5. 3: Valores de microcistinas totais (t) e extracelulares (e) afluyente (AB) e efluente do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) durante o experimento 1, com amadurecimento.	65
Figura 5. 4: Valores de clorofila-a relacionados com as descargas de fundo efetuadas no pré-filtro após finalização do experimento 1.....	66
Figura 5. 5: Turbidez da água afluyente (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) durante o experimento 2 da Etapa 1, PFA sem amadurecimento.	67
Figura 5. 6: Clorofila-a da água afluyente (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) durante o experimento 2 da Etapa 1, PFA sem amadurecimento.	68
Figura 5. 7: Valores de microcistinas totais (t) e extracelulares (e) afluyente (AB) e efluente do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) durante o experimento 2, com amadurecimento.	70
Figura 5. 8: Turbidez da água afluyente (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) e dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante a etapa experimental 2.....	73
Figura 5. 9: Clorofila-a da água afluyente (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) e dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante a etapa experimental 2.....	74
Figura 5. 10: Carga de clorofila-a afluyente (AB) e efluente do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) e dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) nos 3 dias de inoculação e 3 dias seguintes do monitoramento.....	74
Figura 5. 11: Valores de microcistinas extracelulares (e) afluyente (AB) e efluente do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) e filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante a etapa experimental 2.	78

Figura 5. 12: Valores da perda de carga no pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente e nos filtros lentos de areia durante a realização da etapa experimental 2.	79
Figura 5. 13: Turbidez da água afluyente (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) e dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante a etapa experimental 3.....	82
Figura 5. 14: Clorofila-a da água afluyente (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) e dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante a etapa experimental 3.....	82
Figura 5. 15: Valores diários da massa de clorofila-a afluyente (AB) e efluente ao pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) e dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) em 1 dia de inoculação e 7 dias sequentes do monitoramento.....	85
Figura 5. 16: Perda de carga no pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente e nos filtros lentos de areia durante a realização da etapa experimental 3.....	86
Figura 5. 17: Coliformes totais afluyente (AB) e efluente do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) durante a realização da etapa experimental 3.....	87
Figura 5. 18: Turbidez da água afluyente (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) e dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante a etapa experimental 4.....	91
Figura 5. 19: Clorofila-a da água afluyente (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) e dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante a etapa experimental 4.....	91
Figura 5. 20: Perda de carga no pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente e nos filtros lentos de areia durante a realização da etapa experimental 4.....	95
Figura 5. 21: Valores de microcistinas extracelulares (e) afluyente (AB) e efluente do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) e filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) – inoculação I e amadurecimento/monitoramento da etapa experimental 4.	96
Figura 5. 22: Valores de microcistinas extracelulares (e) afluyente (AB) e efluente do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) e filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) - inoculação IV e monitoramento da etapa experimental 4.	97
Figura 5. 23: Imagens adquiridas por microscopia dos organismos fitoplanctônicos presentes tanto no meio filtrante do pré-filtro de pedregulho, como também, no topo do	

meio filtrante dos filtros lentos: (a) *Amoeba sp.*, (b) *Ankistrodesmus sp.*, (c) *Arcella sp.*, (d) *Cyclotella sp.*,(e) Nematodo. 100

Figura 5. 24: Imagens adquiridas por microscopia dos organismos fitoplanctônicos presentes na água afluenta aos filtros lentos: (a) células de cultivo, (b) filamento bacteriano, (c) hifas de fungo, (e) ovo de *Lacane inermis*, (d) *Treubaria triapendiculata*. 102

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMECLATURAS E ABREVIACÕES

AB	Água Bruta
AF	Água Filtrada
ALP	Água do Lago Paranoá
céls.	Células
cm.	Centímetro
DF	DF
ELISA	Enzyme Linked Immuno Sorbent Assay
ETA	Estação de Tratamento de Água
FiME	Filtração em Múltiplas Etapas
FLA 1	Filtro Lento de Areia 1
FLA 2	Filtro Lento de Areia 2
GO	Goiás
L	Litro
LAA	Laboratório de Análise de Águas
LPS	Lipopolissacarídeos
m	Metro
m ²	Metro Quadrado
m ³	Metro Cúbico
MG	Minas Gerais
mg	Miligramas
mL	Mililitros
mm	Milímetros
MS	Ministério da Saúde
neoSTX	Neosaxitoxina
NMP	Número Mais Provável
NY	Nova Iorque
OMS	Organização Mundial de Saúde
PE	Pernambuco
PFA	Pré-filtro de Pedregulho com Escoamento Ascendente
pH	Potencial Hidrognônico
PR	Paraná
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
PSP	<i>Paralytic Shellfish Poison</i>
PTARH	Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos
RJ	Rio de Janeiro
RS	Rio Grande do Sul
SC	Santa Catarina
SP	São Paulo
STX	Saxitoxinas
TF	Taxa de Filtração

UC.....	Unidade de Cor
UFC.....	Unidades Formadoras de Colônia
UnB.....	Universidade de Brasília
UPA.....	Unidade Padrão de Área
UT.....	Unidade de Turbidez
°C.....	Graus Celsius
µg.....	micrograma
µm.....	micrômetro

1 – INTRODUÇÃO

O aumento crescente do aporte de nutrientes nos corpos de água, originados principalmente da ação antrópica, e o conseqüente desenvolvimento excessivo de algas e cianobactérias nos mananciais usados para captação de água para abastecimento público, é objeto de preocupação de sanitaristas e das companhias de abastecimento.

Nas águas utilizadas para abastecimento, a presença de algas e cianobactérias causa problemas operacionais (colmatação rápida dos filtros, aumento na produção de lodo, dificuldade para eficientes coagulação e floculação, entre outros), o que implica em aumento nos custos nas estações de tratamento de água. No caso específico das cianobactérias, já foi comprovado que além de causar problemas relacionados ao tratamento, elas também são capazes de produzir toxinas danosas à saúde de seres humanos e animais.

A utilização do tratamento convencional é considerada eficiente na remoção de células de cianobactérias, mas não é eficaz na remoção de cianotoxinas. Por isso, buscando o desenvolvimento ou adequação de tecnologias de tratamento de água que contemplem tanto a remoção de cianobactérias quanto de toxinas, alguns autores têm citado a filtração lenta como uma opção de tratamento com grande potencial.

A eficiência da filtração lenta na remoção de cianobactérias e cianotoxinas tem sido associada principalmente à atividade dos organismos que se desenvolvem nos filtros lentos, visto que o grande tempo de detenção da água nos filtros, devido à utilização de baixa taxa de filtração, permite o desenvolvimento da atividade biológica nessas unidades.

Estudos realizados no Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos (PTARH) da Universidade de Brasília (UnB) demonstram a eficiência da filtração lenta na remoção de duas espécies de cianobactérias e suas toxinas. Sá (2002 e 2006) estudou a aplicação da filtração lenta na remoção de células de *Microcystis aeruginosa* e microcistinas, enquanto Melo (2006) avaliou a remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii* nesse processo.

Os estudos desenvolvidos por Sá (2006) e Melo (2006), e outros desenvolvidos fora do Brasil (Keijola *et al.* 1998; Grützmacher *et al.*, 2002; Ho *et al.*, 2006), indicam que a duração do período de amadurecimento, assim como o prévio contato dos organismos presentes nos filtros lentos com as cianobactérias e as cianotoxinas (aclimatação), influenciam na eficiência de remoção de cianobactérias e, particularmente, de cianotoxinas nas unidades de filtração lenta.

Embora esses estudos tenham destacado a importância do amadurecimento e a predominância dos mecanismos biológicos como responsáveis pela remoção de toxinas, Salati (2010) observou que os filtros lentos com areia limpa apresentaram melhores resultados que filtros lentos amadurecidos, associando tal comportamento à capacidade adsortiva da areia limpa, ressaltando a atuação desse mecanismo sobre os mecanismos biológicos.

Nesse sentido, o presente trabalho busca contribuir para o melhor entendimento dos fenômenos que governam a remoção de *Microcystis aeruginosa* e microcistinas na filtração lenta precedida de pré-filtração em pedregulho, abordando, de forma sistemática, aspectos relacionados ao amadurecimento dos filtros e à aclimatação dos organismos presentes nessas unidades.

2 – OBJETIVOS

Esse trabalho tem o objetivo de avaliar a influência do período de amadurecimento e da aclimatação no desempenho da filtração lenta precedida de pré-filtração em pedregulho no tratamento de águas com elevadas concentrações de células viáveis de *Microcystis aeruginosa* e presença de microcistinas na produção de água para consumo humano.

Os objetivos específicos são:

- Avaliar a aplicabilidade de uso do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente como unidade condicionante da água para filtração em filtros lentos de areia quando o sistema for alimentado com águas contendo elevadas densidades de células de *Microcystis aeruginosa*, cerca de 10^5 céls./mL e 10^6 céls./mL.
- Avaliar a influência de diferentes períodos de amadurecimento no desempenho de um sistema composto por filtros lentos de areia precedidos de pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente quando exposto a elevadas densidades de células (10^5 céls./mL e 10^6 céls./mL) de *Microcystis aeruginosa* e microcistinas, bem como a influência de diferentes maneiras de proceder o amadurecimento.

3- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 - CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS

Algas são organismos fotossintetizantes, eucariontes, unicelulares ou multicelulares, que têm grande importância nos mananciais de abastecimento, pois, em certas concentrações, podem comprometer as características físicas, químicas e biológicas dessas águas.

A taxa de crescimento de algas nos corpos de água é influenciada tanto por fatores naturais, como alta intensidade luminosa, como por fatores artificiais, como lançamentos de despejos contendo nutrientes necessários ao seu desenvolvimento.

O desenvolvimento excessivo das algas provoca desequilíbrio no ambiente aquático, fenômeno conhecido como floração. Nas águas usadas para abastecimento público, a presença de elevadas concentrações de algas compromete processos de coagulação e floculação, provoca obstrução mais rápida dos filtros e aumento do volume de lodo sedimentado nos decantadores. Além disso, as florações de algas são muitas vezes dominadas pelas cianobactérias, o que causa grande preocupação, pois certas espécies de cianobactérias podem produzir metabólitos tóxicos — cianotoxinas (Azevedo e Brandão, 2003).

A presença de cianobactérias em determinados tipos de ambientes faz com que esses organismos sejam essenciais para o desenvolvimento de outros seres, como exemplo podemos citar o caso de algumas cianobactérias responsáveis pela fixação de nitrogênio que contribuem para melhoria da fertilidade dos solos e das águas. Entretanto, cuidados devem ser tomados quando há quantidade excessiva de cianobactérias no ambiente aquático, o que representa riscos para seres humanos e animais (Falconer, 1998).

Saron *et al.* (2000) citam as principais características de alguns grupos de algas e de cianobactérias, adaptadas e organizadas na Tabela 3.1.

Tabela 3. 1: Características de alguns grupos de algas e de cianobactérias (Saron *et al.*, 2000 - adaptado).

Grupo	Características
	Eucariontes
Algas verdes	Presentes na água doce ou salgada (menor ocorrência em água doce) Tonalidade varia entre o verde-claro, amarelado e verde-escuro
	Eucariontes
Diatomáceas	Presentes na água doce ou salgada (muito freqüente em águas doces) Tonalidade varia entre o esverdeado, amarelo e amarelo-esverdeado Presença de carapaça de sílica.
	Eucariontes
Cloroflagelados ou flagelados pigmentados	Presentes na água doce ou salgada Possuem flagelos para a locomoção Presença de membrana de celulose muito reforçada
	Procariontes
Cianobactérias	Presentes em diversos tipos de ambientes Tonalidade variável devido à presença de diferentes pigmentos fotossintetizantes, como a clorofila α , a ficocianina e a ficoeritrina Algumas florações de cianobactérias que possuem aerótopos podem flutuar Pode haver um envelope mucilaginoso (cianobactérias cocóides) ou bainha mucilaginosa (demais cianobactérias) externamente à parede celular Algumas espécies são produtoras de toxinas

Como mostrado na Tabela 3.1, as cianobactérias constituem um grupo de organismos fotoautotróficos e procariontes, além desses, têm a capacidade de produzir toxinas que afetam humanos e animais. Esses micro-organismos podem ser encontrados nas formas unicelular, caso do gênero *Synechococcus*, colonial, como exemplo podemos citar o gênero *Microcystis*, ou filamentosa, como nos gêneros *Anabaena* e *Cylindrospermopsis*.

As cianobactérias são capazes de se desenvolverem nos mais diferentes meios, mas têm os ambientes de água doce como os mais favoráveis para seu crescimento. A maioria das espécies apresenta um melhor desenvolvimento em águas neutroalcalinas, temperatura entre 15°C e 30°C e alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo.

Um registro da ocorrência de cianobactérias em mananciais brasileiros, realizado no ano de 2000, apontou pelo menos 20 espécies potencialmente tóxicas, incluídas em 14 gêneros, nos mais diferentes ambientes aquáticos (Sant’Anna e Azevedo, 2000). Na Tabela 3.2 é apresentado um resumo desses registros sobre a ocorrência de cianobactérias tóxicas no Brasil.

Tabela 3. 2 - Ocorrência de gêneros de cianobactérias potencialmente tóxicas em mananciais brasileiros até abril de 2001 (baseado em Azevedo e Brandão, 2003).

Gênero dominante	Estado
<i>Microcystis</i>	RJ (1991, 1992, 1996), PR (1996), RS (1994, 1995, 1999), MG (1997, 1998, 1999, 2000), SP (1996 1997)
<i>Cylindrospermopsis</i>	RS (2000, 1993, 1995), SC (2000, 2001), PE (1998, 1999), MG (1998, 1999)
Outros gêneros	RJ (1991), PR (2000), RS (1995, 2000), MG (1998, 1999, 2000), SP (1996, 1997), GO (2001)

Observando a Tabela 3.2, percebe-se que os gêneros de cianobactérias predominantemente encontrados nos corpos de água brasileiro são o *Microcystis* e o *Cylindrospermopsis*, e que a ocorrência desses organismos está concentrada nos estados do sul e sudeste do Brasil. Entretanto, essa concentração é devido ao fato de que até o ano de 2000 os estudos sobre esses organismos eram desenvolvidos em maior escala nessas regiões, não significando que nas demais regiões também não haja presença desses gêneros.

Mais recentemente, outras ocorrências de cianobactérias foram registradas no Brasil, dentre elas cita-se a presença das espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktolyngbya limnetica* no rio Tocantins em 2005 (Silva *et al.* 2005). Florações de *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii* foram detectadas no Açude Belo Horizonte no município de Potengi – CE em 2003 (Carvalho *et al.*, 2006). O gênero *Anabaena* foi predominante em florações observadas na região de São Carlos – SP (Sotero Santos *et al.*, 2008). Diversos gêneros de cianobactérias, dos quais *Microcystis*, *Cylindrospermopsis*, *Radiocystis*, *Aphanocapsa*, *Geitlerinema*, *Merismopedia*, *Coelomoron* e *Planktothrix*, foram relatados na região de São Lourenço da Mata – PE por Oliveira e Albuquerque (2009).

Observada a ocorrência de diversas espécies de cianobactérias nos corpos de água brasileiros, Sant'Anna e Azevedo (2003) destacaram em seus estudos que a espécie *Microcystis aeruginosa* é a mais amplamente distribuída no território nacional. Esses autores ainda ressaltam que florações da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* tornaram-se mais comuns nos últimos anos e que o gênero *Anabaena* tem se mostrado com o maior número de espécies potencialmente tóxicas.

As toxinas das cianobactérias (cianotoxinas), e também os hormônios, os antibióticos e os aleloquímicos, produzidos pelos organismos, são denominados metabólitos secundários, ou seja, compostos que não são usados pelos organismos como fonte primária de metabolismo. Desses, as cianotoxinas constituem a maior fonte natural produtora de toxinas que são encontradas nas águas doces (Carmichael, 1992).

As cianotoxinas ficam contidas no interior das células da cianobactéria em contínuo desenvolvimento (toxinas intracelulares) e são liberadas para o corpo de água quando as células se rompem, por senescência ou pela ação de algicidas, formando a fração dissolvida dessas (toxinas extracelulares). Essas toxinas são comumente divididas, por sua ação farmacológica, em neurotoxinas, hepatotoxinas e dermatotoxinas.

As neurotoxinas interferem no funcionamento do sistema nervoso central dos animais e, em dose aguda, frequentemente, levam a morte em poucos minutos, por paralisia dos músculos respiratórios. As neurotoxinas mais estudadas são a anatoxina-a; a anatoxina-a (s) e o grupo das saxitoxinas.

A anatoxina-a e a anatoxina-a (s) são exclusivas de cianobactérias e agem sobre os organismos de forma similar, como um bloqueador neuromuscular, sendo que a anatoxina-a (s) caracteriza-se por provocar saliva excessiva nos vertebrados (Carmichael, 1994). As saxitoxinas são produzidas tanto por algumas cianobactérias como por algumas algas marinhas e, por isso, são conhecidas como “venenos paralisantes de marisco” (paralytic shellfish poison - PSP). Essas toxinas inibem a condução nervosa e provocam sintomas clínicos de

intoxicação, adormecimento da boca e de extremidades, fraqueza muscular, náusea, vômito, sede e taquicardia. Sabe-se que a literatura atual traz mais de 18 variantes de saxitoxinas, distribuídas em três grupos: as saxitoxinas (STX), as goniautoxinas (GTXs) e as C-toxinas (Sant'Anna *et al.*, 2006).

As hepatotoxinas causam danos principalmente às células hepáticas (hepatócitos), vindo daí sua denominação. Essas são as cianotoxinas isoladas com maior frequência nas florações de cianobactérias no mundo e as que têm provocado o maior número de intoxicações humanas (Meriluoto e Codd, 2005, *apud* Ceballos *et al.*, 2006). A morte de animais pode ocorrer em poucas horas ou em alguns dias devido à interferência provocada pelas toxinas no funcionamento normal do fígado. Algumas evidências sugerem que a exposição a doses de hepatotoxinas menores que às letais pode causar disfunções no estômago, intestino e fígado, além de estimular as proliferações celulares, contribuindo no desenvolvimento de câncer (Carmichael, 1994). Três tipos de hepatotoxinas foram caracterizados até o momento: as microcistinas, as nodularinas e as cilindrospermopsinas.

As microcistinas têm sua citotoxicidade ligada aos hepatócitos, causando a desestruturação dessas células e o desenvolvimento de lesões internas. O desarranjo das células cria espaços internos que são preenchidos por sangue que passa a fluir dos capilares para esses locais, provocando hemorragia intra-hepática (Carmichael, 1994). As nodularinas têm mecanismos de ação idênticos aos das microcistinas e ambas mantêm sua toxicidade mesmo após a fervura. A cilindrospermopsina é a toxina de ação mais lenta dentre as hepatotoxinas, se mostra como um potente inibidor da síntese protéica e apresenta efeitos citotóxicos nos rins, baço e coração.

Todos os gêneros de cianobactérias são potencialmente produtores de dermatotoxinas, as quais foram identificadas como lipopolissacarídeos (LPS), agentes pirogênicos capazes de induzir irritação na pele e alergias. Caso as dermatotoxinas sejam ingeridas pode-se observar efeito como a neutropenia, trombocitopenia, níveis anormais de glicose e mudanças metabólicas (Sant'Anna *et al.*, 2006).

Na Tabela 3.3 são listados exemplos de toxinas produzidas por alguns gêneros de cianobactérias e o órgão ou sistema afetado por essas toxinas em mamíferos.

Tabela 3. 3: Toxinas produzidas por cianobactérias e respectiva parte afetada no corpo de mamíferos (baseado em Chorus e Bartram, 1999).

Toxina	Órgão ou sistema afetado	Gênero
Anatoxina-a	Sistema nervoso	<i>Anabaena, Oscillatoria, Aphanizomenon</i>
Anotoxina-a (s)	Sistema nervoso	<i>Anabaena</i>
Saxitoxinas	Sistema nervoso	<i>Anabaena, Aphanizomenon, Lyngbya, Cylindrospermopsis</i>
Microcistinas	Fígado	<i>Microcystis, Anabaena, Oscillatoria, Nostoc, Hapalosiphon, Anabaenopsis</i>
Nodularinas	Fígado	<i>Nodularia</i>
Cilindrospermopsina	Fígado	<i>Cylindrospermopsis, Aphanizomenon, Umezakia</i>
Dermatotoxina	Afeta qualquer tecido exposto	Todos são potencialmente produtores

A toxicidade das espécies de cianobactérias presentes nas florações pode apresentar variações temporais e espaciais, embora essas variações não tenham sido devidamente esclarecidas, destaca-se a ocorrência cada vez mais frequente de florações tóxicas (Ceballos *et al.*, 2006).

A quantidade de cianobactérias na água necessária para matar um animal depende de fatores como tipo e quantidade de veneno produzido pelas células, a densidade de células, bem como espécie, tamanho, sexo e idade do animal (Carmichael, 1994).

Além dos problemas causados pela ingestão direta da toxina, merecem destaque os estudos sobre a bioacumulação de toxinas. Em todo mundo foi registrada a ocorrência de bioacumulação de cianotoxinas ao longo da cadeia alimentar de comunidades aquáticas e a ocorrência de intoxicação devido à exposição de pessoas e animais às cianobactérias (Chorus e Bartram, 1999).

No Brasil, Ferrão-Filho *et al.* (2002) quantificaram as microcistinas na comunidade zooplânctônica da Lagoa do Jacarepaguá, localizada no município do Rio de Janeiro, durante o período de 6 meses e verificaram que rotíferos, cladóceros e crustáceos presentes nessa

comunidade são capazes de acumular microcistinas e que esses animais podem ser potenciais agentes transmissores de tais toxinas para níveis tróficos mais elevados da cadeia alimentar.

A primeira evidência de intoxicação humana por cianobactérias no Brasil foi verificada na região de Paulo Afonso, no estado da Bahia, na qual cerca de 2000 pessoas apresentaram sintomas de gastroenterites, sendo verificadas 88 mortes no período de 42 dias, após ingestão de água destinada ao consumo humano (Teixeira *et al.*, 1993).

Como exemplo extremo e confirmado da exposição à toxicidade das cianobactérias, podemos citar a contaminação por microcistinas e cilindrospermopsinas das águas usadas em clínicas de hemodiálise no município de Caruaru, no estado de Pernambuco, em 1996. Os sintomas mais comuns apresentados nos relatórios dos pacientes doentes foram: distúrbios visuais; náusea e vômito; dor de cabeça e fraqueza muscular (Jochimsen *et al.*, 1998). Uma grande quantidade de pacientes veio a óbito durante o tratamento com uso de água contendo essas toxinas e esse evento, conhecido como Síndrome de Caruaru, tornou-se um marco para os estudos sobre as cianotoxinas no Brasil e no mundo (Azevedo *et al.*, 2002).

Face os reconhecidos problemas ocasionados pela floração de cianobactérias nas águas, especialmente os ligados à exposição de humanos e animais às toxinas, faz-se necessário o monitoramento dessas águas. A legislação brasileira, Portaria nº. 518 de 25 de março de 2004 (BRASIL, 2004), foi pioneira no estabelecimento da obrigatoriedade do monitoramento de cianobactérias nos mananciais de abastecimento de água e da realização do controle de cianotoxinas na água para consumo humano.

De acordo com a Portaria MS nº 518 (BRASIL, 2004), quando as células de cianobactérias não excederem o valor de 10.000 céls./mL nos mananciais, no ponto de captação, a frequência mínima de monitoramento é mensal, sendo necessária a frequência semanal nos casos em que os valores excedam o número de 20.000 céls./mL. Nesse último caso, a legislação impõe que a análise semanal de cianotoxinas seja feita na saída da estação de tratamento e na entrada de hidrômetros das clínicas de hemodiálise e indústrias de injetáveis. A análise semanal de

cianotoxinas pode ser dispensada caso não seja comprovada, por meio de bioensaios em camundongos, a toxicidade das espécies de cianobactérias presentes na água bruta.

Com relação à quantificação de microcistinas, o valor limite máximo aceitável baseou-se no valor de 1,0 µg/L de microcistina, recomendado pela Organização Mundial de Saúde (OMS) em água para abastecimento público, sendo aceitável a concentração de até 10 µg/L de microcistinas em até três amostras, consecutivas ou não, nas análises realizadas nos últimos 12 (doze) meses. Além das análises de microcistinas, a Portaria MS nº 518/2004 recomendava a determinação de cilindrospermopsina e saxitoxinas, observando, respectivamente, os valores limites de 15,0 µg/L e 3,0 µg/L de equivalentes STX/L.

É importante destacar que concomitante ao desenvolvimento deste trabalho, encontrava-se em fase de elaboração a Portaria MS nº 2.914/2011, que substituiu a Portaria MS nº 518/2004. A nova portaria mantém os mesmos princípios norteadores da Portaria MS nº 518/2004, porém incluindo as saxitoxinas como substância de controle obrigatório. Além disso, entre outros aspectos, a nova Portaria altera o valor máximo aceitável para as cilindrospermopsinas e inclui a determinação da concentração de clorofila-a como indicador de potencial aumento da densidade de cianobactérias nos mananciais.

3.2 - TRATAMENTO DE ÁGUA

3.2.1 – Aspectos gerais

Com o aumento da poluição da água causada pelo homem, é crescente a necessidade de se estudar e aprimorar as técnicas de purificação da água. As tecnologias de tratamento da água foram concebidas junto com o desenvolvimento técnico e das ciências de saúde pública, com intuito de obter-se um produto de qualidade e seguro para consumo humano.

As primeiras estações de tratamento de água para abastecimento público, que faziam uso de filtros de areia e cascalho, foram construídas na Grã-Bretanha e na França no início do século XIX (Wegelin, 1996). Nesse período, a filtração lenta em areia desenvolveu-se como uma

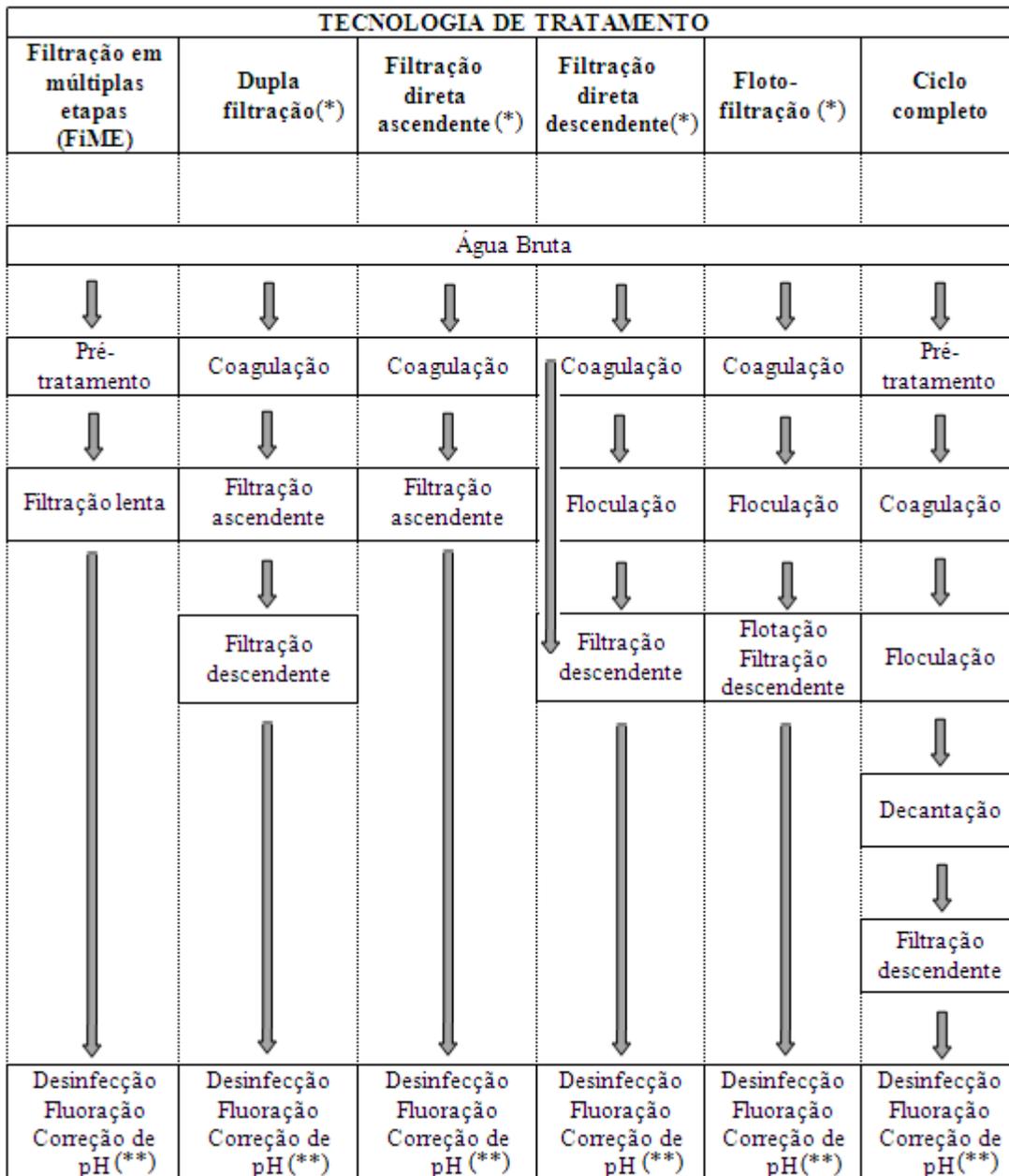
técnica eficiente no processo de tratamento de água, sendo de 1804 os registros sobre a primeira estação de tratamento com uso de filtração lenta, em Paisley, Escócia (Vargas, 1992).

Com o início da Revolução Industrial, houve um incentivo ao desenvolvimento de técnicas mais sofisticadas para que os produtos em geral fossem elaborados com maior rapidez. Essa tendência foi expandida para a produção de água e impulsionou o desenvolvimento dos primeiros filtros rápidos de areia que, com o tempo, passaram a incorporar o chamado sistema de tratamento convencional da água, composto por: coagulação e floculação combinadas com sedimentação e filtração rápida, seguida de cloração final.

Com a intensificação do uso da filtração rápida e subsequente descoberta da cloração para desinfecção da água, houve um avanço significativo no uso dos filtros rápidos. A expansão da tecnologia de filtração rápida foi tão instantânea que em 1940, nos Estados Unidos, existiam mais de 2275 estações de tratamento de água utilizando filtros rápidos e, aproximadamente, 100 estações utilizando filtros lentos (Wegelin, 1996).

A escolha do tipo de tratamento a ser utilizado numa dada água não dependerá apenas das características físicas e químicas a serem melhoradas nessa água, dependerão ainda de fatores como condições sócio-econômicas da população a ser abastecida, quantidade de água tratada necessária para suprir as necessidades da população e disponibilidade de área para implantação do sistema, por exemplo.

Tendo em vista que diversas combinações de unidades físicas podem ser utilizadas no melhoramento da água para consumo humano, foram desenvolvidos os mais diferentes arranjos de unidades para o tratamento de água, sejam elas com ou sem uso de pré-tratamento, ou ainda, com ou sem uso de coagulantes. Na Figura 3.1, podem ser observadas as principais alternativas utilizadas no tratamento de água, as quais incluem ou não o pré-tratamento, e o uso ou não de coagulantes na água.



(*) Podem contemplar uma etapa de pré-tratamento; (**) A correção do pH é facultativa a depender do valor do pH observado ao final das demais etapas do tratamento.

Figura 3. 1: Principais tecnologias de tratamento de água para abastecimento humano (Di Bernardo e Dantas, 2005, modificado).

A presença ou ausência de coagulação é fator determinante no tipo de filtro escolhido para o tratamento. Os filtros rápidos podem trabalhar com taxas de filtração na faixa de 120 a 600 m³/m².dia e são utilizados quando o uso de coagulação se faz necessária, já os filtros lentos

são adotados quando a coagulação química é dispensável, sendo que esses trabalham com taxas variando de 3 a 6 m³/m².dia.

Cabe ressaltar que embora existam diversas opções para o tratamento da água, a implantação de qualquer tecnologia deve satisfazer certas exigências, tais como: cobertura de toda área ocupada pela comunidade, continuidade do abastecimento, quantidade suficiente, qualidade adequada e baixo custo de implantação e operação (Galvis *et al.*, 1999).

Apesar da confiabilidade e operação satisfatória das estações de tratamento que utilizam os filtros rápidos como barreira sanitária, elas são exigentes em muitos aspectos, pois necessitam de grande uso de produtos químicos, de elevados custos de energia, do uso de equipamentos mecânicos, entre outros. Esses fatores tornam, em grande parte, essa tecnologia apropriada para grandes estações de tratamento, as quais possuem melhores condições técnicas e administrativas para o controle desse tipo de tecnologia.

Nos últimos anos tem-se exigido o uso de soluções sustentáveis para o tratamento de água, assim o uso de filtros lentos tem se tornado uma solução cada vez mais atrativa, principalmente em zonas rurais e pequenas comunidades de países em desenvolvimento, devido a sua simplicidade e menores custos operacionais.

Dentre as diversas vantagens dos filtros lentos em relação aos filtros rápidos, podemos destacar que os filtros lentos não necessitam de coagulação da água e frequente lavagem das unidades de filtração o que acarreta numa elevada produção de resíduo; a areia retirada do topo da camada filtrante pode ser lavada ou disposta como areia suja. Além disso, a filtração lenta mostra-se eficiente na remoção de organismos patogênicos, inclusive de organismos resistentes a cloração (Peralta, 2005; Taira, 2008)

Embora as vantagens apresentadas, o uso da filtração lenta está associado à necessidade de grandes áreas para sua implantação e, ainda, limitada a águas que não sofram variações bruscas de suas características.

3.2.2 – Filtração lenta

Os filtros lentos são compostos basicamente por uma estrutura para entrada de água bruta, uma camada de água (sobrenadante) que será filtrada através da passagem por um meio poroso composto por uma camada de areia e uma camada suporte (constituída por material de granulometria maior que a areia), e coletada por um sistema de drenagem. A estrutura que comporta as camadas do filtro e o sistema de drenagem é geralmente uma caixa de concreto (grandes unidades são escavadas), a qual tem altura total variando entre 2 e 3 m e possui um sistema de válvulas e equipamentos ligados a ela para controle e operação do conjunto.

A escolha adequada das dimensões dos elementos componentes dos filtros e suas condições de funcionamento são de grande importância para que esses sejam efetivos na remoção de impurezas. A taxa de filtração, granulometria do meio filtrante e altura da camada de areia, são alguns dos itens a serem avaliados para garantir um bom desempenho do tratamento.

Na Figura 3.2 são apresentadas as partes componentes de um filtro lento e os valores geralmente recomendados pela literatura para alguns parâmetros de projeto (Haarhoff e Cleasby, 1991, Longsdon, 2008).

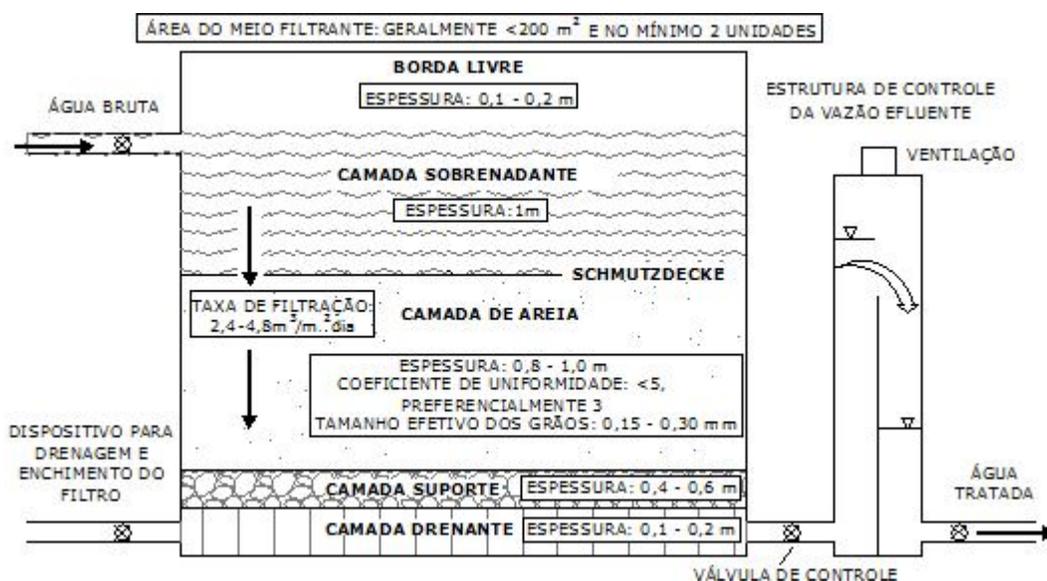


Figura 3. 2: Elementos básicos de um filtro lento e valores recomendados para critérios gerais de dimensionamento (Logsdon 2008, modificado).

Nos filtros lentos de areia, os mecanismos físicos e biológicos atuam em conjunto para promover a retenção de impurezas (Haarhoff e Cleasby, 1991). Sabe-se que os primeiros são predominantes no início de operação dos filtros lentos e os outros, mais evidentes após algum tempo de operação dos filtros.

Para entendimento dos mecanismos físicos de remoção, geralmente é feita a extrapolação dos conceitos desenvolvidos na filtração rápida (mecanismos de transporte e de aderência) para a filtração lenta.

A ação física de coar é responsável pela retenção das partículas de tamanho superior aos interstícios entre os grãos, o que faz com que o topo do meio filtrante funcione como uma espécie de peneira, retendo aí as maiores partículas que se encontram na água a ser filtrada. No meio filtrante, atuam os mecanismos tradicionais de transporte de impurezas com predominância da interceptação, da sedimentação e da difusão (Haarhoff, e Cleasby, 1991). A interceptação é observada quando a partícula vai ao encontro do grão, já a sedimentação está relacionada à velocidade de sedimentação das partículas influenciada pela força da gravidade, enquanto a difusão ocorre devido ao movimento desordenado das menores partículas junto com a água (Vargas, 1992).

A aderência é atribuída à interação entre as forças eletrostáticas e de van der Waals e a interação superficial de origem química. A eficiência desse mecanismo está relacionada às propriedades das superfícies dos grãos e das partículas a serem capturadas, as quais poderão aderir à superfície dos grãos ou às partículas previamente retidas nesses (Di Bernardo e Dantas, 2005).

O grande tempo de detenção, resultante da baixa taxa de filtração, e frequente ausência de pré-cloração resultam em uma substancial vida biológica, tanto no interior do meio filtrante como imediatamente acima desse. A atividade biológica é considerada a ação mais importante que ocorre na filtração lenta, sendo mais pronunciada no topo e primeiros centímetros da camada filtrante, onde há formação de uma camada biológica, “schmutzdecke” ou biofilme,

constituída, fundamentalmente, de partículas inertes, de matéria orgânica e de grande variedade de organismos (Di Bernardo e Dantas, 2005). O desenvolvimento da “schmutzdecke” pode ser definido, de acordo com Bellamy *et al.* (1985a), como aquele obtido no mínimo após duas semanas do início de funcionamento do filtro.

Para relacionar a atuação dos organismos existentes no filtro lento com a remoção de impurezas, a literatura sugere os seguintes mecanismos biológicos como atuantes: predação de algas por invertebrados, carreamento de impurezas por organismos que se encontram nos níveis mais profundos da camada de areia, morte natural ou inativação de bactérias e vírus, degradação do carbono orgânico (Haarhoff e Cleasby, 1991).

As bactérias, algas e zooplâncton são os grupos responsáveis pela atividade biológica no filtro. As bactérias crescem em colônias na superfície dos grãos de areia, formando biofilmes que adsorvem as partículas de impurezas presentes na água bruta, enquanto que alguns micro-organismos produzem polímeros extracelulares que permitem a aderência das partículas no meio filtrante e melhoram a remoção no filtro. Protozoários também podem contribuir na remoção de partículas se alimentando de bactérias, inclusive patogênicas (Jellison *et al.*, 2000).

Wakelin *et al.* (2011) relatam, em seus estudos para entendimento da taxa de crescimento de micro-organismos no biofilme de filtros lentos de areia, que foi observada a presença de organismos eucariontes e bactérias. Constatou-se que os protozoários foram os organismos responsáveis pela predação de bactérias e outros organismos presentes na água afluenta.

Os organismos existentes no filtro lento necessitam de nutrientes e oxigênio para metabolizar o que foi por eles ingerido, por isso esses dois fatores compõem requisitos básicos para o desenvolvimento das populações no filtro. Caso haja uma longa interrupção do fluxo, a exposição dos organismos a esses fatores torna-se limitada, o que ocasionará a inativação desses, podendo gerar problemas na qualidade da água efluente (Logsdon, 2008). Assim, o funcionamento do filtro deve ser feito de forma a manter o fluxo contínuo e durante as

operações de manutenção no meio filtrante, as quais necessitam de algum tempo de parada do fluxo, deve-se fazer o possível para minimizar os prejuízos aos organismos aí existentes.

Diversos trabalhos têm estudado a influência da vida biológica no desempenho dos filtros lentos (Ellis e Aydin, 1995; Bellamy *et al.*, 1985 a e b). Sabe-se que as melhores performances do filtro são observadas quando ele encontra-se amadurecido. Segundo Vargas (1992), um filtro pode ser considerado amadurecido quando chega ao seu máximo desenvolvimento biológico nas condições existentes, o que se caracteriza, de acordo com Sá (2002), por uma alta remoção de turbidez, clorofila-a, coliformes totais e *Escherichia coli*. Complementarmente, Bellamy *et al.* (1985a) relatam que a maturidade biológica pode ser indicada pelo desenvolvimento do crescimento biológico com a profundidade e que essa maturidade não é medida, mas é função do número das semanas de operação do filtro sem interferências.

A penetração de sólidos e a atividade biológica nos filtros lentos foi objeto de estudo relatado por Ellis e Aydin (1995). Nos experimentos foram utilizados três filtros lentos, com 1,2 m de camada de areia e três diferentes granulometrias (tamanhos efetivos de 0,17 mm, 0,35 mm e 0,45 mm, respectivamente), monitorados durante dois anos. As amostras foram coletadas em nove diferentes profundidades abaixo da superfície. Os filtros foram operados com taxas de 2,4 m³/m².dia, 4 m³/m².dia, 7,2 m³/m².dia, 9,6 m³/m².dia e 12m³/m².dia com sucessivas temperaturas de 25°C, 15°C e 5°C.

A água bruta que alimentou os filtros foi obtida da mistura de uma água retirada de um riacho (Riacho Burleigh) adicionada de esgoto recolhido de uma estação de tratamento de esgotos, isso fez com que a água bruta tivesse cerca de 4000 coliformes totais /100 mL.

Foi constatado no referido estudo que dois parâmetros indicadores de atividade biológica, carbono orgânico particulado e contagem de bactérias, decresceram com o aumento da profundidade da camada de areia em relação ao topo do meio filtrante. A redução do número de bactérias em profundidades maiores que 0,4 m evidencia que a atividade biológica é mais

pronunciada até essa profundidade. Os autores relatam que os indícios de que o desenvolvimento da atividade biológica com a profundidade apresentasse diferença nos três filtros foram poucos, entretanto existiu pequena evidência de que a atividade biológica era maior em camadas mais profundas no filtro de maior granulometria do que no filtro de granulometria mais fina.

Bellamy *et al.* (1985a) avaliaram a remoção de cistos de *Giardia lamblia* com utilização de três filtros lentos de areia operados com taxas de filtração de 0,96 m³/m².dia, 2,88 m³/m².dia e 9,6 m³/m².dia. Observou-se que as condições que influenciaram o amadurecimento da camada filtrante de forma significativa foram a disponibilidade de nutrientes e a temperatura. Demonstrou-se que a remoção de cistos de *Giardia* é influenciada mais fortemente pela maturidade biológica do que pela concentração de cistos na água afluente, embora a eficiência de remoção de cistos já se apresentasse elevada na ausência do amadurecimento, diferentemente do observado para os coliformes. Verificou-se ainda que perturbações provocadas na camada de areia, devido à remoção da “schmutzdecke”, causaram redução na remoção de coliformes totais, embora a ausência ou presença de “schmutzdecke” não causou efeito significativo na remoção de cistos, em função dos mecanismos de remoção atuantes serem distintos para cada um desses micro-organismos.

Dando continuidade ao trabalho anteriormente exposto, Bellamy *et al.* (1985b) examinaram a influência de parâmetros como taxa de filtração, temperatura, profundidade da camada de areia e granulometria do meio filtrante juntamente com a presença ou ausência de amadurecimento na camada de areia quanto ao desempenho da filtração lenta na remoção de *Giardia lamblia*. Pôde ser observado nesse estudo que o aumento da taxa de filtração influenciou negativamente a remoção de *Giardia* quando a areia do filtro se encontrava relativamente nova, entretanto quando o filtro continha uma população madura biologicamente, a remoção de cistos de *Giardia*, que possuem dimensões menores que a *Giardia*, não foi afetada pela variação dessa taxa (0,96 - 9,6 m³/m².dia), evidenciando, assim, a influência do amadurecimento para esse processo.

Quanto à temperatura, constatou-se uma diminuição na eficiência de remoção de coliformes com a redução da temperatura de 17 °C para 5°C, demonstrando a sensibilidade do processo de filtração lenta para baixas temperaturas. Constatou-se ainda um aumento na eficiência do tratamento quando se diminuiu o tamanho dos grãos componentes do meio filtrante, e mais, que a produção de polímeros exocelulares foi importante para a aderência das partículas na camada de areia. Assim, demonstrou-se nesse estudo que a filtração lenta foi uma efetiva tecnologia de tratamento de água para remoção de coliformes totais e cistos de *Giardia*.

Reconhecidos os efeitos do amadurecimento na eficiência da remoção de partículas na filtração lenta, diversos trabalhos têm demonstrado que é possível melhorar ou até mesmo acelerar esse processo nos filtros (Jellison *et al.*, 2002; Weber-Shirk, 2002; Weber-Shirk e Chan, 2007). No trabalho desenvolvido por Weber-Shirk (2002) mostrou-se que a adição de um polímero, extraído de um sestón do Lago Cayuga (Ithaca-NY), acelerou o período de amadurecimento e provocou perda de carga de apenas poucos milímetros nos filtros. Outro trabalho similar foi o desenvolvido por Weber-Shirk e Chan (2007) no qual se evidenciou que a ocorrência natural de alumínio nas águas superficiais exerce influência no amadurecimento dos filtros por meio da adição de pequenas quantidades desse elemento nos filtros. Ambos os trabalhos demonstraram a melhoria do desempenho de filtros quanto à remoção de *Escherichia coli*.

Face aos estudos apresentados, a filtração lenta se mostra particularmente eficiente quanto à remoção de micro-organismos, apresentando altas porcentagens de remoção como exemplificado na Tabela 3.4.

Tabela 3. 4: Remoção de micro-organismos em estudos realizados com filtros lentos em escala piloto (Baseado em Di Bernardo *et al.* 1999).

Microrganismo	Porcentagem de remoção	Autor
Coliformes totais	> 99%	Bellamy <i>et al.</i> , 1985 ^a
Cistos de <i>Giardia</i>	> 98%	Bellamy <i>et al.</i> , 1985 ^a
Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	99,9%	Timms <i>et al.</i> , 1995
Cercárias de <i>Schistosoma</i>	100%	Galvis <i>et al.</i> , 1999

Segundo Hendricks e Bellamy (1991), as condições ambientais às quais os filtros estão submetidos devem ser consideradas para que haja remoção adequada dos micro-organismos patogênicos. Mudanças nas condições ambientais, temperatura, concentração de bactérias na água bruta e quantidade de nutrientes, podem afetar a eficiência da filtração quanto à remoção de micro-organismos. Filtros sob condições de baixas temperaturas são menos eficientes que filtros que trabalham a temperaturas mais altas, a água afluyente com grande concentração de bactérias resultará em água efluente com grande concentração de bactérias, além disso, os nutrientes são necessários para o desenvolvimento da biomassa.

De acordo com Haig *et al.* (2011), os estudos mais recentes deverão ser conduzidos de modo a compreender a função das comunidades que habitam as unidades de filtração lenta, buscando descobrir qual o papel dos micro-organismos no filtro lento, como essas comunidades reagem a perturbações e se os diferentes seres presentes influenciam na performance do filtro.

Ainda, apesar da notável capacidade dos filtros lentos na remoção de partículas, a eficiência da filtração lenta também será influenciada pelas características da água a ser tratada. Águas com variações bruscas de suas características tornam inviável o uso dos filtros lentos como opção de tratamento.

A Tabela 3.5 reúne os valores máximos recomendáveis por Di Bernardo *et al.* (1999) para alguns elementos na água afluyente aos filtros lentos. Importante ressaltar que Cleasby (1991) sugere valores de 5 µg/L para clorofila-a e 5 UT para a turbidez.

Tabela 3. 5: Valores recomendáveis de qualidade da água para tratamento em filtros lentos (Di Bernardo *et al.*, 1999).

Características da água	Valores máximos recomendáveis
Turbidez (uT)	10
Cor verdadeira (uC)	5
Algas	200 UPA*/mL
Coliformes Totais (NMP/100mL)	1000

*Unidade Padrão de Área

Devido às limitações da filtração lenta, desenvolveu-se o uso de unidades de pré-tratamento da água. Essa combinação vem sendo cada vez mais pesquisada com intuito de estender o uso dos filtros lentos para águas com turbidez elevada e presença maior de algas.

3.2.3 – Pré-filtração em pedregulho

A utilização de unidades de pré-filtração combinadas com filtração lenta vem sendo usadas com o intuito de tratar águas com níveis mais elevados de contaminação, quando esses não podem ser eliminados apenas com o uso de filtros lentos. A essa combinação de unidades de filtração dá-se o nome de Filtração em Múltiplas Etapas – FiME.

Cada unidade da FiME trabalha de forma a condicionar seu efluente à unidade subsequente, de modo a não sobrecarregar a etapa posterior, o que implica a não-colmatação frequente do meio granular (Di Bernardo *et al.*, 1999). Uma representação esquemática do conceito de filtração em múltiplas etapas pode ser observada na Figura 3.3, a qual demonstra a remoção progressiva dos contaminantes após passagem em cada unidade componente da FiME.

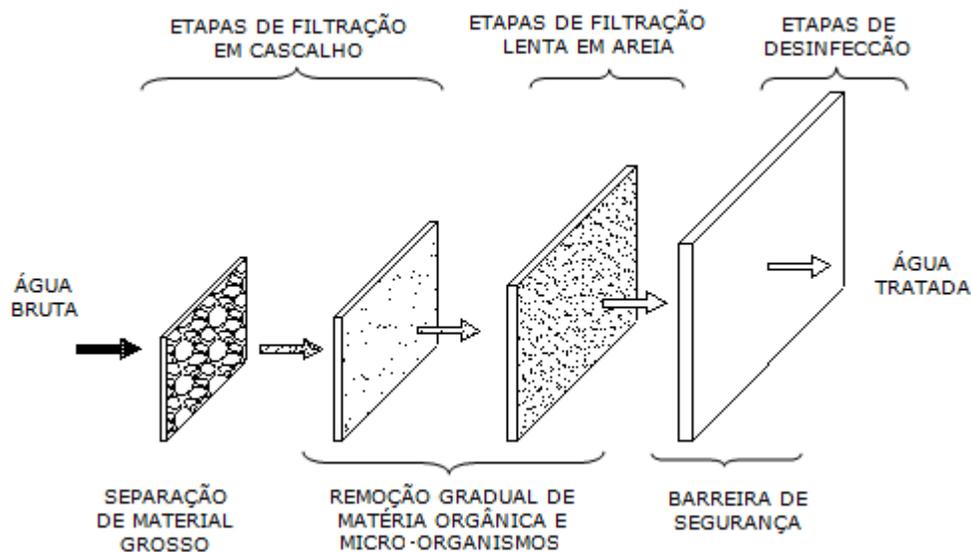
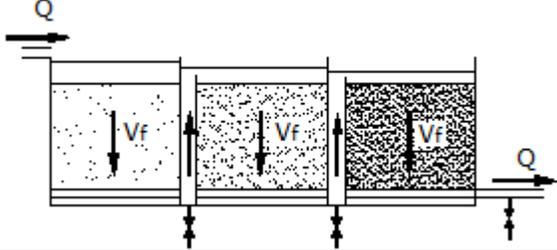
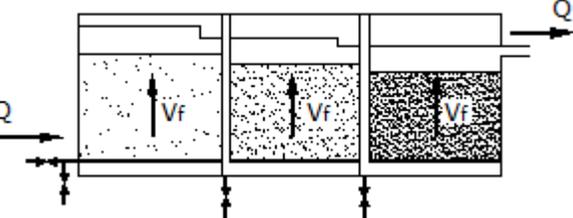
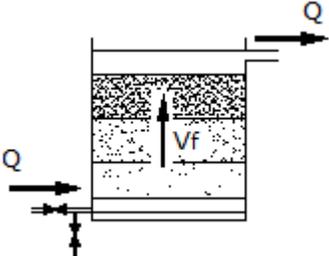
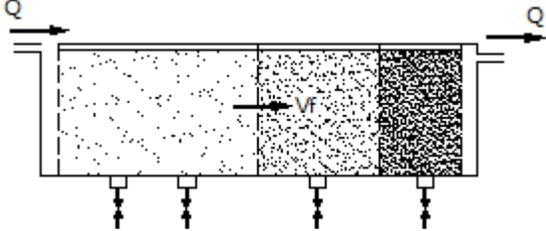


Figura 3. 3: Esquema da aplicação do conceito de múltiplas etapas (baseado em Galvis *et al.*, 1999).

Embora a denominação FiME seja mais comumente utilizada para descrever a sequência que consiste de pré-filtração dinâmica em pedregulho, pré-filtro de pedregulho e filtração lenta, a combinação de qualquer das unidades conforme apresentado na Tabela 3.6 com a filtração lenta pode ser denominada FiME. Juntas, essas unidades têm como objetivo remover progressivamente os contaminantes para produzir água para abastecimento humano (Galvis *et al.*, 1999).

Tabela 3. 6: Algumas variações de filtros de pedregulho e suas características (baseado em Wegelin, 1996).

Tipo de filtro de pedregulho	Principais características
<p>ESCOAMENTO DESCENDENTE EM SÉRIE</p> 	
<p>ESCOAMENTO ASCENDENTE EM SÉRIE</p> 	<p>Material filtrante: variando entre 20 e 4 mm Água sobrenadante: 10 cm Taxa de filtração: 7,2 – 24 m³/m².dia Profundidade: 0,6 -1,0 m Níveis de turbidez aceitáveis: 50 – 150 UT</p>
<p>ESCOAMENTO ASCENDENTE EM CAMADAS</p> 	
<p>ESCOAMENTO HORIZONTAL EM SÉRIE</p> 	<p>Material filtrante: variando entre 20 e 4 mm Comprimento total: 5 -7 m Água sobrenadante: 10 cm Taxa de filtração: 7,2 – 36 m³/m².dia Profundidade: 0,8 -1,2 m Níveis de turbidez aceitáveis: 500 – 1000 UT</p>

As unidades de pré-filtração em pedregulho têm sido usadas como alternativa de pré-tratamento com o propósito de produzir efluente com menor turbidez e menor quantidade de sólidos suspensos para alimentação dos filtros lentos, além disso, estudos mostram que essas unidades são capazes de melhorar a qualidade microbiológica da água, removendo micro-organismos como bactérias e vírus, por exemplo (Wegelin, 1996).

Os pré-filtros de pedregulho possuem material filtrante com granulometria entre 4 e 20 mm e, geralmente, operam com taxa de filtração de entre 7,2 e 36 m³/m².dia (Wegelin, 1996). Esses filtros podem ser operados com escoamentos vertical ascendente, vertical descendente ou horizontal. O meio filtrante dos filtros de pedregulho pode ser organizado em compartimentos separados, com associação em série, ou pode ser composto por sucessivas camadas no mesmo compartimento, variando a granulometria do material de cada camada, da mais grossa para a mais fina na direção do escoamento.

Galvis *et al.* (1996) desenvolveram estudos comparativos entre os desempenhos de três tipos de pré-filtros de pedregulho, analisando parâmetros como turbidez, sólidos suspensos e coliformes termotolerantes. Adicionalmente, avaliaram a performance hidráulica dos filtros e aspectos de operação e manutenção.

O pré-filtro de escoamento ascendente em série apresentou melhores resultados quanto aos parâmetros analisados, removendo 80% de turbidez, 97,9% de sólidos suspensos e 99,4% de coliformes termotolerantes. Quanto aos demais itens analisados, performance hidráulica e operação e manutenção, os filtros de fluxo ascendente também demonstraram os melhores resultados, portanto mostraram ser uma alternativa sustentável no uso do pré-tratamento da água.

Os pré-filtros de escoamento ascendente são basicamente formados por um compartimento preenchido com material filtrante composto de pedregulho, no qual a granulometria é diminuída seguindo a direção do escoamento. Além de apresentarem os melhores desempenhos, esse tipo de pré-filtro tem se mostrado como o de maior facilidade de manutenção e operação, principalmente quanto à limpeza desse, que é realizada através de

descargas de fundo periódicas quando o mesmo atinge uma perda de carga com valores entre 0,4 e 0,6 m (Di Bernardo *et al.*, 1999).

De forma similar ao observados nos filtros lentos, a remoção de partículas sólidas nos pré-filtros de pedregulho se dá pela combinação de mecanismos físicos e biológicos (Saidam e Butler, 1996). Entretanto, por tratar-se de um sistema com características diferenciadas, isso reflete diretamente no modo de atuação desses mecanismos nos pré-filtros.

A remoção de partículas sólidas pode ocorrer basicamente por meio de transporte, aderência e transformação do material aderido (Figura 3.4).

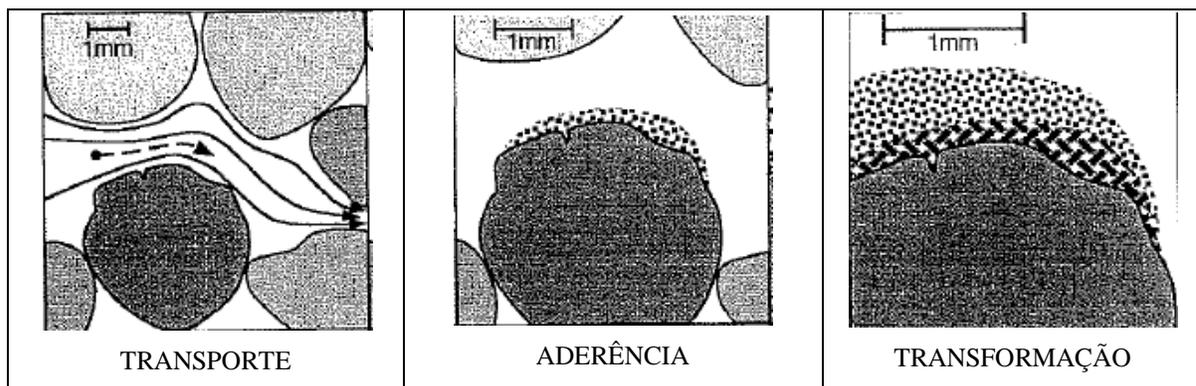


Figura 3. 4: Mecanismos de separação de sólidos em filtros de pedregulho (baseado em Wegelin, 1996).

Os mecanismos de transporte são representados através dos seguintes processos: ação física de coar (remoção de partículas maiores que os poros do filtro), sedimentação (separação dos sólidos sedimentáveis por gravidade), interceptação (melhoramento da remoção de partículas pela gradual diminuição dos poros causada pela acumulação de material) e forças hidrodinâmicas (forças que conduzem a partícula para região de menor velocidade). Os mecanismos de aderência atuam pela combinação de duas forças, atração entre massas e força eletrostática. Essa combinação é importante nos filtros por manter a partícula presa na superfície do grão. Os mecanismos de transformação atuam de modo a converter a matéria orgânica em agregados mais simples (Wegelin, 1996).

Vários estudos foram desenvolvidos com intuito de testar a eficiência dos pré-filtros de pedregulho para remoção de diferentes tipos de impurezas.

Fazolo *et al.* (2000) estudaram o desempenho de três sistemas de pré-filtração em pedregulho em série com escoamento ascendente (quatro unidades em série, duas unidades em série e uma única unidade) antecedidos por pré-filtros dinâmicos, de modo a avaliar qual disposição apresentava o melhor desempenho quanto ao condicionamento da água para filtros lentos.

Foram avaliadas taxas de filtração de 8, 12 e 16 m³/m².dia para todos os sistemas. Constatou-se que os filtros de pedregulho com escoamento ascendente mostraram-se eficientes na remoção de turbidez, cor aparente, sólidos suspensos, coliformes totais e coliformes termotolerantes, além de constituírem uma eficiente barreira sanitária, podendo reduzir significativamente a contaminação microbiológica da água que chega aos filtros lentos. O referido estudo foi conduzido de modo a avaliar qual o arranjo de pré-filtração em pedregulho com escoamento ascendente apresentava melhores resultados e demonstrou que os três arranjos avaliados foram capazes de produzir água com qualidade satisfatória para uso na filtração lenta, desde que a água afluente aos pré-filtros não variassem bruscamente, acima de 50 UT.

Brandão *et al.* (1998) mostraram a efetividade da remoção de algas em um sistema formado por um pré-filtro dinâmico alimentando dois pré-filtros de fluxo ascendente, sendo um composto de quatro camadas sobrepostas e outro com cinco camadas sobrepostas com cada pré-filtro ascendente ligado a um filtro lento. Os resultados obtidos por esses autores provaram que o pré-tratamento se mostra eficiente para tratamento de águas com quantidade significativa de algas com valores de clorofila-a na água afluente ao sistema variando entre 24 e 50 µg/L durante o experimento, e ressaltam que a determinação dos parâmetros de funcionamento dos filtros e o tipo de algas presentes na água a ser tratada influenciam significativamente no sucesso do sistema. Além disso, constataram que o pré-filtro de fluxo ascendente com cinco camadas apresentou melhor desempenho para o objetivo proposto.

Saidam e Butler (1996) estudaram a performance dos pré-filtros quanto à remoção de algas em efluentes de lagoas de estabilização de esgotos e obtiveram elevada porcentagem de remoção de sólidos suspensos totais, comprovando a eficiência desses pré-filtros na remoção de algas, já que os sólidos suspensos das lagoas de estabilização de esgotos são basicamente as algas .

El-Taweel e Ali (2000), estudaram a remoção de alguns micro-organismos em pré-filtros de pedregulho com 2,0 m de altura, 0,4 m de diâmetro, 0,9 m de meio filtrante e taxa de filtração de $10 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, considerando diferentes combinações de camadas (no máximo 3) e materiais. Foi observado que o pré-filtro com três camadas de pedregulhos e escoamento ascendente apresentou os melhores resultados de remoção.

A água usada para alimentação dos pré-filtros de pedregulho durante o experimento apresentou as seguintes variações: turbidez de 2,2 a 33 UT, Ferro de 0,23 a 1,3 mg/L, coliformes totais de $1,2 \times 10^2$ a $1,6 \times 10^4$ NMP/100 mL e coliformes termotolerantes de $1,1 \times 10$ a $1,1 \times 10^3$ NMP/100 mL. O pré-filtro que apresentou o melhor desempenho foi capaz de remover 91% da quantidade total de algas, 93% de coliformes totais, 92 % de coliformes termotolerantes, 67 % de turbidez e 83 % de Ferro.

Os resultados obtidos, por meio dos estudos anteriormente discutidos, confirmam a capacidade dos pré-filtros de pedregulho em removerem partículas, inclusive micro-organismos, tornando esse tipo de tecnologia conveniente para uso como pré-tratamento para a filtração lenta, principalmente por sua simplicidade e baixo custo.

3.3 - REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS POR FILTRAÇÃO LENTA

Existe um consenso entre os diversos estudiosos da área de tratamento de águas para consumo humano de que é necessária a utilização de medidas para impedir a floração de algas e cianobactérias nos corpos de água. Além disso, é importante a busca por soluções de

tratamento que possam remover tanto esses micro-organismos como os subprodutos originados desses.

A remoção de cianobactérias no tratamento de água para abastecimento é extremamente importante, seja por questões operacionais das estações de tratamento seja por questões de saúde pública, visto que esses seres são capazes de liberar toxinas que afetam tanto a saúde humana quanto à animal.

Para remoção das cianobactérias das águas, além do entendimento dos mecanismos atuantes na remoção quando da escolha do tratamento a ser dado, deve-se ter conhecimento sobre as características desses micro-organismos. O conhecimento da morfologia da espécie que se quer remover pode ser de grande ajuda para entendimento da atuação dos mecanismos de remoção. Morfologicamente, células de *Microcystis aeruginosa* são esféricas, com diâmetro variando entre 4,0 e 6,5 μm , enquanto células de *Cylindrospermopsis raciborskii* são filamentosas, com 7 a 11 μm de comprimento e 2 a 3 μm de largura.

Devido a seu pequeno tamanho, a remoção de células de cianobactérias produtoras de microcistinas nos processos de tratamento é bastante complexa. Por isso, é importante que seja feito o uso de tecnologias apropriadas tanto para retenção dessas células como para impedir a passagem da toxina para a água tratada (Azevedo e Brandão, 2003).

As células de *Microcystis aeruginosa* apresenta morfologia semelhante à dos oocistos de *Cryptosporidium*, ou seja, são esféricas e possuem diâmetro em torno de 4 μm , por isso acredita-se que estudos feitos para remoção de oocistos possam ser estendidos para a remoção de *Microcystis aeruginosa*, ao menos no que diz respeito aos mecanismos físicos que atuam na remoção dessas células em filtros lentos.

Timms *et al.* (1995) mostraram que o processo de filtração lenta foi capaz de remover 99,997% dos oocistos de *Cryptosporidium*, trabalhando com um filtro lento com camada de areia com 0,5 m profundidade, taxa de filtração de 7,2 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ e concentração de 4000

oocistos/L na água a ser filtrada. Verificou-se que os oocistos ficaram retidos nos 2,5 cm iniciais do leito de areia e que o aumento na taxa de filtração, de 7,2 m³/m².dia para 9,6 m³/m².dia, não provocou diferenças significativas quanto à eficiência do processo.

Um aspecto importante que deve ser considerado ao se tratar de águas contendo cianobactérias é a presença das cianotoxinas dissolvidas. Vários estudos relatam que a remoção de células de cianobactérias intactas pelo tratamento convencional é eficiente, mas não apresentam resultados satisfatórios para remoção de cianotoxinas.

Himberg *et al.* (1989) relatam que o tratamento envolvendo coagulação/floculação, filtração rápida e cloração não foi capaz de remover hepatotoxinas oriundas de *Microcystis e Oscillatoria*, e destacam que, em alguns experimentos, essa sequência de tratamento apresentou remoção de toxina igual a zero ou negativa, sugerindo que toxinas podem ser liberadas durante as etapas de tratamento.

Takenaka *et al.* (2005) avaliaram a eficiência de processos utilizados numa ETA (Estação de Tratamento de Águas), como coagulação seguida de filtração em meio granular e adsorção em carvão ativado granular, na remoção de células e toxinas de cianobactérias. Essa avaliação foi feita por meio da exposição de organismos-teste aquáticos (cladóceros e peixes) à água obtida após determinado processo de tratamento da ETA com adição de cianobactérias. Observou-se que de todas as combinações avaliadas, apenas a filtração direta seguida de carvão ativado granular foi eficaz na remoção de toxicidade quando realizados ensaios com cladóceros.

Com a finalidade de testar a eficácia de diferentes processos de tratamento na remoção de cianotoxinas, Keijola *et al.* (1988) realizaram diversos experimentos com uso de toxinas extraídas dos gêneros *Microcystis*, *Oscillatoria* e *Anabaena* em processos convencionais envolvendo coagulação, carvão ativado, ozonização e uso da filtração lenta. Os resultados demonstraram que a sequência coagulação – sedimentação - filtração rápida em areia - cloração não foi capaz de remover toxinas, entretanto, esses autores obtiveram efetiva remoção com o uso de ozonização e com uso do carvão ativado, sendo os melhores resultados

obtidos quando se utilizou o carvão ativado granular. Quanto à filtração lenta em areia, os resultados mostraram que é possível obter remoção de toxinas de cianobactérias por processos que envolvem o tratamento biológico.

A busca por uma tecnologia que seja eficiente tanto na remoção de células de cianobactérias tóxicas como de suas toxinas mostrou que a filtração lenta é uma opção promissora nesse campo. De acordo com Chorus e Bartram (1999), estudos realizados na Austrália obtiveram remoção parcial de *Microcystis aeruginosa* e *Oscillatoria* com pré-filtros de pedregulho seguidos de filtros lentos.

Em pesquisas realizadas no Brasil com uso de filtros lentos para remoção de células de *Cylindrospermopsis raciborskii*, foram obtidos resultados satisfatórios quanto à eficiência nessas unidades. Arantes (2004) estudou o desempenho de filtros lentos, operando com taxas de filtração de 3 e 2 m³/m².dia, quando expostos a concentrações na ordem de 10⁵ céls./mL de *C. raciborskii*. Os experimentos foram desenvolvidos em várias etapas que intercalaram períodos de amadurecimento com inoculação de células ou de saxitoxinas dissolvidas. Em geral, os resultados mostraram que não ocorreu traspasse de células nem houve detecção de toxina na água filtrada analisada.

Assim como Arantes (2004), Melo (2006) mostrou em seus experimentos que o processo de filtração lenta é bastante eficiente na remoção de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* na ordem de 10⁵ céls./mL. Entretanto, destaca que quando a água afluenta às unidades de filtração continha concentrações na ordem de 10⁶ céls./mL, a perda de carga se desenvolvia de forma acelerada e, portanto, o uso de apenas filtros lentos como unidade de tratamento não se mostrou como uma opção apropriada. Além disso, esse autor observou a ocorrência de lise celular no interior dos filtros, pois quando da inoculação somente de células, constatou-se a presença de toxinas extracelulares (dissolvidas) na água efluente dos filtros.

Sá *et al.* (2002), analisaram a capacidade de remoção de *Microcystis aeruginosa* na filtração lenta e a influência da taxa de filtração, 3 e 2 m³/m².dia, nesse processo. O experimento foi composto de duas colunas de acrílico de 8,5 cm de diâmetro e 1,5 m de comprimento, com

camada de areia de 90 cm de espessura e grãos com diâmetro efetivo de 0,34 mm. Foi feita a simulação de floração de cianobactérias por três dias consecutivos, com uso de concentrações de 10^5 céls./mL no primeiro dia, seguida pela adição de 10^6 céls./mL no segundo dia e novamente 10^5 céls./mL no terceiro dia. Durante essa simulação a clorofila-a presente na água bruta foi devida essencialmente às células de *Microcystis aeruginosa* presentes.

Os autores observaram melhor desempenho dos filtros lentos na remoção de células de *Microcystis aeruginosa* quando a taxa de filtração foi diminuída de $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ para $2 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, demonstrando o impacto da taxa de filtração na eficiência do sistema, e concluíram que a filtração lenta se mostrou efetiva na remoção dessa cianobactéria. Apesar de a remoção de células ter sido elevada, os autores ressaltaram que o tratamento não foi suficiente para garantir segurança da água quanto à presença de microcistinas intra e extracelulares.

Amancio (2007) avaliou o desempenho de filtros lentos (FL) precedidos de pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFPA) na remoção de células e toxinas de cianobactérias por meio de dois experimentos. Os filtros lentos foram operados a uma taxa de filtração de $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, enquanto que o pré-filtro foi operado com taxa de $10 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$. Durante o experimento 1, o sistema foi alimentado com água bruta do lago Paranoá (Brasília/DF) contendo células de *Microcystis aeruginosa*, já no experimento 2, o sistema recebeu água bruta contendo células de *Cylindrospermopsis raciborskii*, com densidades de cerca de 10^6 céls./mL para ambos os experimentos. Vale salientar que anteriormente à inserção de células de cianobactérias no sistema, procedeu-se o amadurecimento das unidades de filtração por um período superior a 13 dias.

Dos resultados obtidos, Amancio (2007) constatou que o pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente mostrou-se capaz de reduzir a sobrecarga de células de cianobactérias e sólidos suspensos que atingiriam os filtros lentos, embora não tenha se mostrado como uma unidade eficiente na remoção de toxinas de *M. aeruginosa* e *C. raciborskii*. Com relação ao desempenho do sistema FiME (PFA + FL), verificou-se que não foi possível obter concentrações de microcistinas totais inferiores a $1 \text{ } \mu\text{g/L}$ para água efluente dos filtros lentos,

principalmente nos dias de inoculação de células de *M. Aeruginosa*. Para a quantificação de saxitoxinas, foram obtidas concentrações de toxina dissolvida na água efluente oscilando entre 3,7 e 6,0 µg/L.

Vários autores relatam que o amadurecimento biológico do filtro lento é importante para a remoção eficiente de matéria orgânica e patogênicos. Grützmacher *et al.* (2002), Sá (2006) e Ho *et al.* (2006) mostram que o amadurecimento influencia marcadamente a remoção de cianobactérias e cianotoxinas.

Grützmacher *et al.* (2002) avaliaram o potencial da remoção de microcistinas de *Planktothrix agardhii* por meio de filtração lenta em areia. A avaliação foi feita em dois experimentos, um realizado com água bruta contendo microcistinas dissolvidas, com concentração inicial de 8 µg/L, e o outro com água bruta contendo células de cianobactérias, com 40 µg/L de concentração de toxina intracelular. No experimento com a toxina dissolvida, com tempo médio de contato de 4,5 horas, duração de 30 horas e taxa de filtração de 0,8 m³/m².dia, os autores relatam altas eficiências de remoção, alcançando valores maiores que 95%, que foi atribuída a biodegradação das microcistinas, já que a adsorção na areia foi baixa. Com o segundo experimento, mostrou-se resultados similares, os autores obtiveram remoção maior que 85%.

No segundo experimento, com tempo médio de contato de 18 horas, duração de 30 dias e taxa de filtração de 0,2 m³/m².dia, foi observada a diminuição da remoção de microcistinas total durante o outono, atribuída ao aumento da quantidade de microcistinas extracelulares devido ao declínio da população de *Planktothrix agardhii* no filtro e redução da biodegradação desses compostos quando as temperaturas são menores que 4°C. Ambos os experimentos mostraram que a filtração lenta é um processo efetivo para remoção de microcistinas da água de abastecimento, levando em conta que nesse estudo o filtro manteve o biofilme (“schmutzdecke”) intacto e o material filtrante foi previamente aclimatado à microcistina.

É importante destacar que embora Grützmacher *et al.* (2002) tenham obtidos resultados satisfatórios em seus estudos, as taxas de filtração de 0,2 m³/m².dia e 0,8 m³/m².dia utilizadas pelos autores são bastante inferiores às taxas de filtração apontadas como usuais para a filtração lenta em areia variando entre 3 a 6 m³/m².dia.

Sá (2006) realizou experimentos investigando a influência de alguns parâmetros de projeto para eficiência da remoção de *Microcystis aeruginosa* e microcistinas na filtração lenta. Variou parâmetros como tamanho efetivo da areia (0,22 mm, 0,28 mm e 0,35 mm), espessura da camada de areia (0,60 m, 0,9 m e 1,1 m), taxa de filtração (2, 3 e 4 m³/m².dia), densidade células de *Microcystis aeruginosa* (da ordem de 10⁵ a 10⁶ céls./mL) e microcistina extracelular (17 µg/L a 140 µg/L). O autor verificou que os filtros lentos têm grande potencial de remoção de *Microcystis aeruginosa* e microcistinas, mas que houve traspasse de coliformes quando os filtros foram alimentados com microcistina intra e extracelular.

No estudo, o autor também observou que para uma densidade de 10⁵ céls./mL de *Microcystis aeruginosa* na água bruta, o tamanho efetivo dos grãos não exerceu grande influência na qualidade da água, exceto o filtro que foi preenchido com areia de tamanho efetivo de 0,22 mm, que apresentou elevados valores de perda de carga, o que pode comprometer o uso dessa areia no caso de exposição mais prolongada a células de *Microcystis aeruginosa*. Outro importante resultado obtido, foi que os parâmetros de clorofila-a e microcistina indicaram que houve um arraste das células que tinham sido previamente retidas no meio filtrante, principalmente quando a densidade de células de *Microcystis aeruginosa* na água bruta foi da ordem de 10⁶ céls./mL, mostrando que para uma remoção satisfatória desses organismos e de sua toxina, é imprescindível que seja assegurada a maturação dos filtros.

Ainda com relação a esse trabalho, observou-se que quando os filtros foram alimentados pela segunda vez com concentrações de 10⁶ céls./mL, o traspasse de células foi bem menor do que o observado quando da primeira inoculação com essa mesma densidade de células. O autor sugere que essa melhoria na capacidade de retenção do filtro foi devido à prévia exposição dos

organismos do meio filtrante à *Microcystis aeruginosa* e sua toxina, fenômeno denominado de aclimação pelos estudiosos.

Seguindo às evidências de que os organismos existentes no meio filtrante são os responsáveis pela degradação das cianotoxinas, alguns trabalhos têm sido conduzidos com intuito de identificar os organismos responsáveis pela mineralização desses compostos.

Bourne *et al.* (2006) investigaram o uso de bactérias *Sphingomonas sp.* para melhorar a atividade biológica em filtros lentos de areia. Foram usadas seis réplicas de colunas filtrantes para realização do experimento com 0,1 m de diâmetro, 0,5 m de camada de areia com diâmetro efetivo de 0,2 a 0,4 mm e uma camada suporte de pequenas rochas com diâmetro efetivo de 0,4 a 0,8 mm. Os filtros trabalharam com taxa de filtração de 0,4 m³/m².dia e todos foram inoculados com cerca de 50 µg/L de microcistina LR, sendo que três deles receberam prévia inoculação de *Sphingomonas sp.* com cerca de 5x10⁸ céls./mL e os outros três não receberam nenhuma.

Os resultados obtidos com esse experimento demonstraram que essas bactérias têm capacidade de diminuir o tempo de aclimação dos filtros e mais, facilitaram a remoção de microcistina LR da água. Entretanto, eles ressaltam que embora esses organismos facilitem a remoção da toxina, a degradação completa da microcistina LR exige a presença de diferentes bactérias, visto que não foi detectada microcistina em duas das réplicas sem inoculação de *Sphingomonas sp.*, em contraposição com a detecção de aproximadamente 2 – 5 µg/L de microcistina no final do experimento em um dos filtros inoculados com *Sphingomonas sp.*.

Embora diversos estudos tenham sido realizados, não se pode afirmar com exatidão se o amadurecimento e/ou a aclimação são fatores preponderantes na remoção de cianobactérias e cianotoxinas em filtros biológicos. Com intuito de analisar a efetiva influência do período de amadurecimento sobre a eficiência de remoção de *Microcystis aeruginosa* e microcistinas, Salati (2010) realizou experimentos com filtros de características similares aos utilizados no experimento de Sá (2006).

Os filtros foram submetidos a exposição de células de *M. Aeruginosa* na ordem de 10^6 e 10^7 céls./mL e microcistinas na concentração média de 60 µg/L, testando-se períodos com amadurecimento de 15 e 20 dias e períodos sem amadurecimento. Diferentemente de outros autores, Salati (2010) que o amadurecimento não exerceu influência na remoção de microcistinas nos filtros lentos e que os filtros que foram operados com areia limpa ofereceram melhores resultados para remoção de microscitinas que os amadurecidos, sugerindo que areia limpa foi capaz de adsorver as microcistinas. Quanto a remoção de células, assim como observado nos experimentos de Sá (2006), foi evidenciado o traspasse e a lise das células de *M. aeruginosa* no interior dos filtros.

Ho *et al.* (2006) realizaram experimento composto por três filtros lentos operados com diferentes taxas de filtração (7,2 m³/m².dia, 14,4 m³/m².dia, 21,6 m³/m².dia e 28,8 m³/m².dia) durante o período de 12 meses. Três colunas de filtração foram utilizadas no experimento, denominadas de A, B e C, preenchidas com areia oriunda da ETA Morgan (Austrália), as quais possuíam diâmetros de 2,5 cm e camadas de areia com 15 cm. A coluna A continha areia que não tinha sido exposta a microcistinas nos últimos 6 meses, a coluna B continha material filtrante, retirado diretamente de um filtro da ETA, portanto colonizado por micro-organismos, mas sem ser submetido a aclimação às condições do experimento, e a coluna C foi preenchida com areia autoclavada antes do início dos experimentos.

Cada coluna foi alimentada com água contendo 20 µg/L de microcistina-LR e 20 µg/L de microcistina-LA, os experimentos foram conduzidos à temperatura de $20 \pm 2^\circ\text{C}$. A coluna A, a qual o meio filtrante teve prévio contato com microcistinas, não apresentou nenhuma microcistina no seu efluente, além disso não houve detecção de microcistinas em amostras regulares feitas aproximadamente no meio da camada filtrante da coluna. No efluente da coluna B observou-se presença de microcistinas m-LR e m-LA nos três primeiros dias de experimento e, a coluna C só promoveu remoção total das microcistinas após um período de quatro dias. Dos resultados obtidos com as colunas B e C, os autores chegaram à conclusão que o tempo requerido pelo biofilme para se aclimatar à remoção das microcistinas foi menor

que quatro dias e que o transpasse das toxinas no início de operação dos filtros demonstrou que a remoção de microcistinas foi devido à degradação biológica e não a processos físicos.

Para dar continuidade ao experimento realizado por Ho *et al.* (2006), Ho *et al.* (2007a) realizaram estudo isolou e identificou a bactéria LH21 detentora do gene *mlrA* do meio filtrante do experimento anterior e, ainda, determinou se esta bactéria continha, adicionalmente, os genes *mlrB*, *mlrC* e *mlrD*, os quais foram anteriormente relatados como envolvidos na degradação de microcistina-LR pelas bactérias da espécie *Sphingomonas* ACM-3962.

Ainda no mesmo ano, Ho *et al.* (2007b) realizaram experimentos para determinar se diversos filtros de areia eram capazes de remover efetivamente microcistinas quando compostos de areias de diferentes fontes e sendo alimentados com água de diferentes reservatórios. As dimensões dos filtros utilizados nesse experimento foram idênticas às dos filtros do experimento realizado em 2006, entretanto, aqui foram utilizadas sete colunas de filtração com diferentes tipos de areia, as quais operaram com taxa de filtração de 14,4 m³/m².dia e foram alimentadas com toxinas em concentrações entre 3 e 20 µg/L de microcistina-LR.

Em síntese, esse estudo demonstrou que para diferentes fontes de areia e águas de alimentação, os filtros necessitaram de cerca de 4 dias para remover completamente a quantidade de toxina inoculada nesses, o que indica que os micro-organismos responsáveis pela degradação da microcistina-LR necessitam de um período de aclimação e que existe grande evidência de que a remoção dessas se deu por processos biológicos e não por mecanismos físicos, já que a remoção não foi observada nos primeiros dias de operação dos filtros, independentemente da areia ser autoclavada ou não.

Outro fato de relevante importância nesse estudo, foi que um dos filtros apresentou um período superior, cerca de 10 dias, para efetivar a remoção das microcistinas. Diferentemente dos outros filtros, que foram operados a uma temperatura de aproximadamente 20°C, o filtro em questão foi operado com temperatura próximas a 10°C, assim, essa diferença de eficiência

sugere que os micro-organismos responsáveis pela degradação da toxina foram inibidos pelas baixas temperaturas.

Por fim, cabe ressaltar que a ausência dos micro-organismos responsáveis pela degradação de cianotoxinas na água de alimentação dos filtros é fator que deve ser considerado para avaliar a operação satisfatória do sistema. Assim, os estudos devem ser conduzidos de forma a analisar e identificar quais são os fatores a serem considerados para aclimatação desses micro-organismos, além de identificar, de fato, quais são os organismos essenciais para a remoção de cianotoxinas no meio.

4 - METODOLOGIA

Este capítulo apresenta as etapas e procedimentos realizados para avaliar a influência do amadurecimento e da aclimação de filtros lentos de areia e de pedregulho na remoção de *Microcystis aeruginosa* e microcistinas. Apresenta, ainda, a descrição da instalação piloto e as diferentes configurações assumidas no decorrer dos experimentos executados.

4.1 - ASPECTOS GERAIS

Todo o trabalho experimental foi desenvolvido no Laboratório de Análises de Águas (LAA) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília (UnB).

A água utilizada para realização do trabalho experimental foi proveniente do lago Paranoá (Brasília/DF). Durante as etapas experimentais, 350 L de água eram coletados do lago, diariamente, com auxílio de bombas instaladas na Estação Piloto de Tratamento de Água da UnB, transportados até o LAA. Na Figura 4.1 pode-se visualizar a localização do ponto de coleta da água no lago Paranoá.

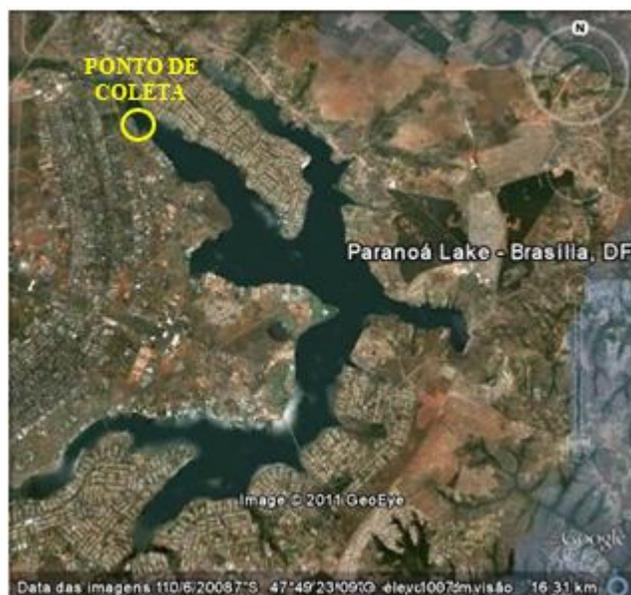


Figura 4. 1: Localização do ponto de coleta de água utilizada nos experimentos no lago Paranoá - Brasília,DF (Fonte: Google Earth).

Os experimentos foram conduzidos de modo que, em períodos pré-estabelecidos, a água coletada no lago era inoculada com células viáveis de *Microcystis aeruginosa*, cultivadas em laboratório, e/ou com microcistinas dissolvidas extraídas desse cultivo para compor a água que alimentava a instalação piloto. Dessa forma, foram realizadas quatro etapas experimentais nesse trabalho:

1. Avaliação do desempenho do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente com e sem amadurecimento quando exposto a células viáveis de *Microcystis aeruginosa* com concentrações entre 10^5 e 10^6 céls./mL.
2. Avaliação do desempenho de filtros lentos com água afluyente previamente submetida à filtração em pedregulho, após período de amadurecimento, com água bruta contendo concentrações da ordem de 10^5 céls./mL de *Microcystis aeruginosa*.
3. Avaliação do desempenho de filtros lentos precedidos de pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente, a partir de procedimentos que induzam o amadurecimento das unidades de filtração e a aclimação dos organismos, quando submetidos a concentrações de cerca de 10^6 céls./mL de *Microcystis aeruginosa* e a microcistinas com concentrações crescentes, variando aproximadamente entre 5 e 50 µg/L.
4. Avaliação do desempenho de filtros lentos precedidos de pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente, com um menor período de amadurecimento, quando submetidos a concentrações entre 10^5 e 10^6 céls./mL de *Microcystis aeruginosa* e concentrações de microcistinas entre 5 e 10 µg/L, aproximadamente.

4.2 - DESCRIÇÃO DO SISTEMA

A instalação piloto utilizada era composta de reservatórios para alimentação do sistema com água base (água do lago Paranoá ou água do lago inoculada com células de *Microcystis aeruginosa* e/ou microcistinas), dois reservatórios intermediários de nível constante (ambos com vertedor do tipo tulipa), duas bombas dosadoras (ProMinent, modelos GammaL e Gamma4), uma bomba peristáltica com cabeçote duplo (Masterflex, modelo 7518-00), três colunas de filtração em acrílico, duas compondo os filtros lentos de areia (FLA 1 e FLA 2) e outra compondo o pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA), e recipientes

de coleta da água tratada devidamente protegidos da exposição à luz. Um esquema geral da disposição e de parte dos componentes da instalação piloto utilizada no LAA pode ser vista na Figura 4.2.

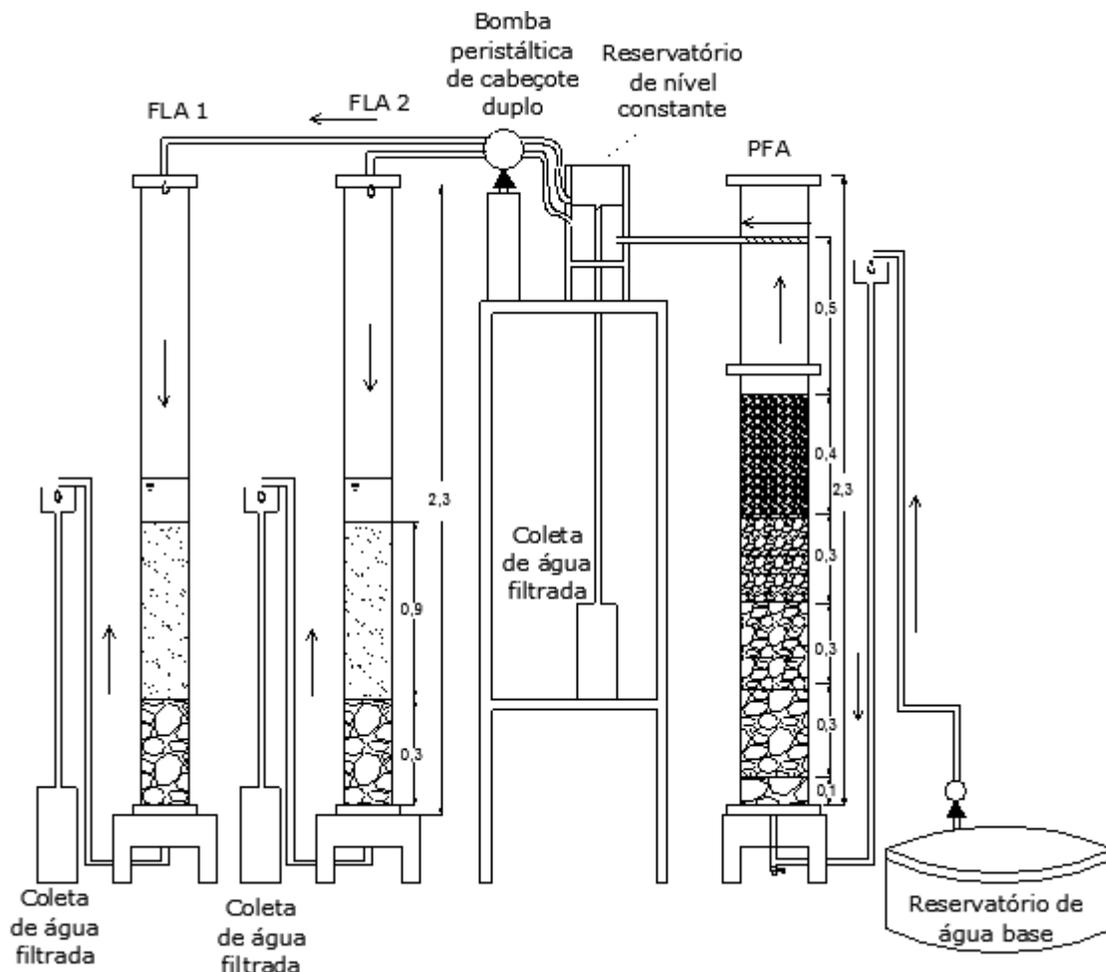


Figura 4. 2: Instalação piloto utilizada no experimento, conforme disposição no LAA.

As características dos filtros lentos de areia são apresentadas na Tabela 4.1. A areia utilizada encontra-se dentro das características granulométricas sugeridas por Longsdon (2008). Além disso, o diâmetro efetivo da areia e a espessura do meio filtrante foram escolhidos com base nos experimentos realizados por Sá (2006), que avaliou a influência desses parâmetros de projeto no desempenho dos filtros lentos para remoção de *Microcystis aeruginosa* e microcistinas. No mesmo trabalho, Sá (2006) observou que o uso das taxas de $2 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ e $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ não proporcionavam grandes diferenças na eficiência do filtro quanto à remoção desses organismos/compostos, por isso foi feita a escolha de uma taxa de filtração de 3

m³/m².dia para desenvolvimento deste trabalho. Como o escopo deste trabalho é avaliar o papel do amadurecimento e da aclimação nos filtros e não a maximização da eficiência, essas características foram consideradas adequadas para a realização das etapas experimentais, apresentadas posteriormente.

Tabela 4. 1: Características dos filtros lentos de areia.

Características	Valor
Diâmetro do filtro (cm)	8,5
Altura do filtro (m)	2,3
Tamanho dos grãos (mm)	0,07 – 1,1
Diâmetro efetivo (d ₁₀) (mm)	0,31
Coefficiente de desuniformidade (d ₁₀ /d ₆₀)	0,62
Espessura do meio filtrante (m)	0,90
Porosidade	0,48
Porcentagem acima de 1 mm (%)	0,4

A areia utilizada para montagem dos filtros foi lavada e seca em estufa a 150°C por 24 horas. Antes da montagem procedeu-se a análise granulométrica. Os ensaios foram realizados em triplicata e as curvas granulométricas obtidas encontram-se na Figura 4.3.

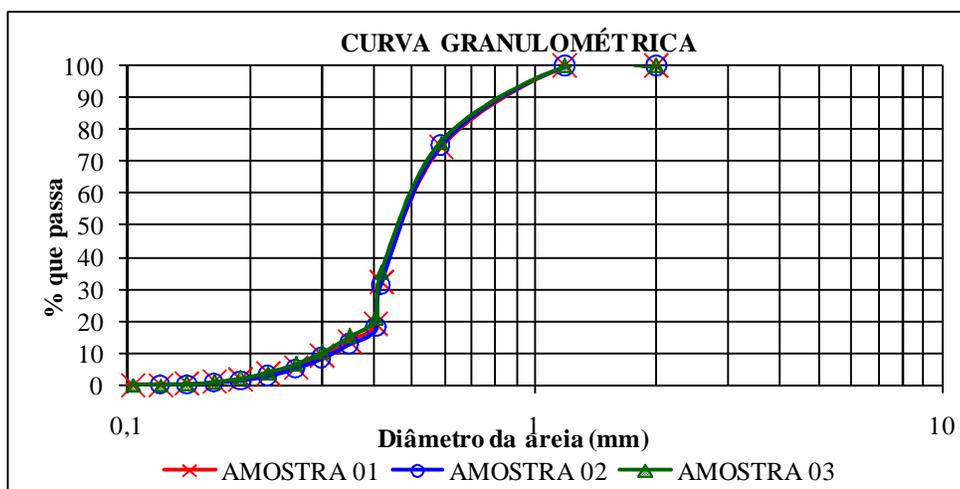


Figura 4. 3: Curva granulométrica da areia utilizada nos filtros lentos.

Quanto à unidade de pré-filtração, Galvis *et al.* (1996) e Wegelin (1996) indicam que os pré-filtros de pedregulho com escoamento ascendente apresentam os melhores desempenhos dentre as unidades de pré-filtração comumente utilizadas na remoção de impurezas, sendo esse

o motivo da escolha desse pré-filtro nos experimentos. E mais, Melo (2006) mostrou bons resultados utilizando sistema constituído por pré-filtro ascendente de pedregulho e filtro lento de areia no tratamento de águas com elevadas concentrações de cianobactérias da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* (acima de 10^6 céls./mL).

A coluna do pré-filtro de pedregulho utilizada possuía diâmetro de 20 cm e altura de 2,3 m. O meio filtrante (Tabela 4.2) era composto por cinco camadas, com características granulométricas idênticas às usadas por Melo (2006) em seus experimentos com água contendo *Cylindrospermopsis raciborskii* e estão de acordo com o recomendado por Di Bernardo *et al.* (1999).

Tabela 4. 2: Espessura e material granular utilizados nas camadas do filtro de pedregulho com escoamento ascendente para o experimento.

Camada	Espessura e granulometria	Ilustração da camada
Subcamada superior	0,4 m; 2,4 a 4,8 mm	
Subcamada intermediária 2	0,3 m; 4,8 a 9,5 mm	
Subcamada intermediária 1	0,3 m; 9,5 a 19,0 mm	
Subcamada inferior	0,3 m; 19,0 a 25,0 mm	
Suporte	0,1 m; 25,0 a 32,0 mm	

A taxa de filtração adotada no pré-filtro de pedregulho foi de $10 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, um pouco inferior ao sugerido por Di Bernardo *et al.* (1999) e Wegelin (1996). Esse valor conservador foi adotado tendo em vista da escassez trabalhos sobre aplicação desse tipo de pré-filtro com a referida taxa de filtração para remoção de *Microcystis aeruginosa*.

Para montagem do PFA, de modo similar ao filtro lento, procedeu-se à lavagem, secagem e separação das faixas granulométricas correspondentes a cada camada do meio filtrante.

A perda de carga nas unidades de filtração foi monitorada diariamente por meio da leitura em piezômetros distribuídos ao longo da profundidade dos meios filtrantes. Cada unidade de filtração lenta foi dotada de sete tomadas piezométricas, enquanto o pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente foi dotado de três tomadas, conforme Figuras 4.4 e 4.5, respectivamente. Trabalhos realizados com unidade de pré-filtração similar à usada nesse estudo demonstraram que a maior parcela da remoção no PFA se dá nas subcamadas superiores, o que justifica a ausência de monitoramento nas subcamadas inferiores do pré-filtro utilizado.

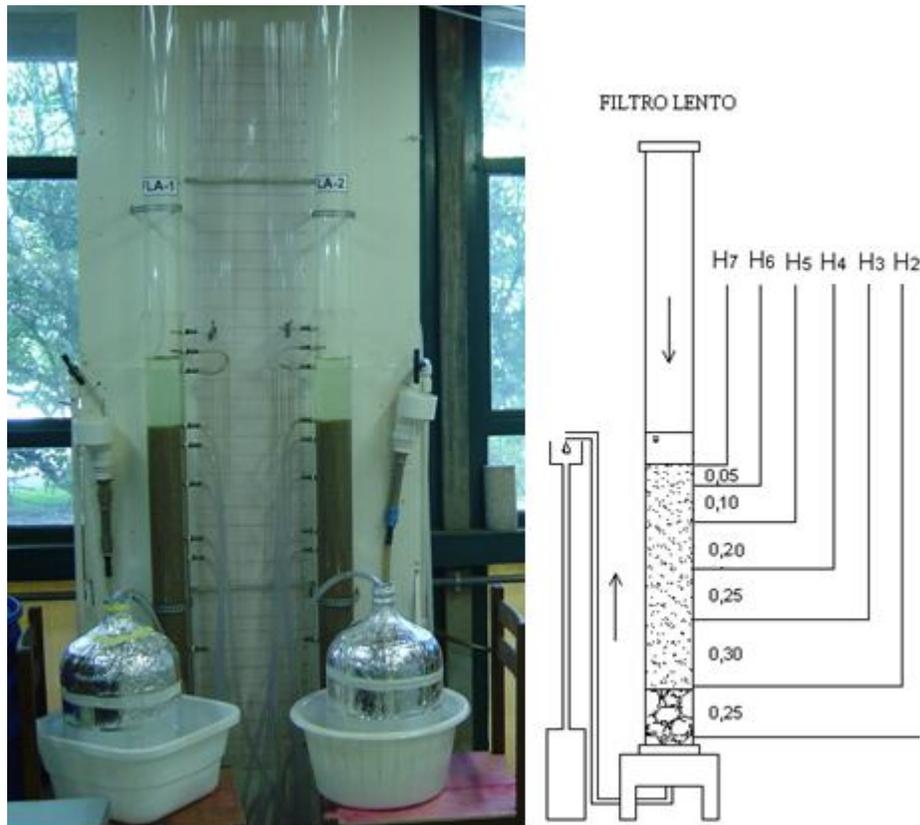


Figura 4. 4: Filtros lentos de areia utilizados nos experimento e esquema das tomadas de medição de perda de carga.

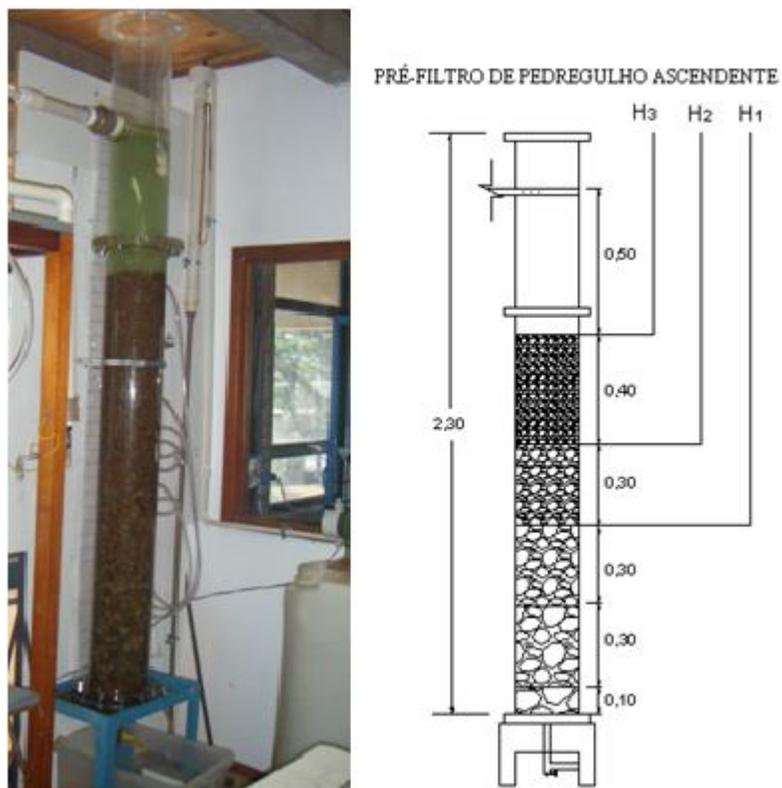


Figura 4. 5: Pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente usado nos experimentos e esquema das tomadas para medição de perda de carga.

Ao término da montagem da instalação, foi feita a calibração das bombas pelo método volumétrico, de modo a prover as taxas desejadas. Além da calibração no início de cada etapa experimental, outras medições e ajustes eram feitas no decorrer dos experimentos para que fosse assegurada a manutenção de uma vazão constante afluente aos filtros lentos e ao pré-filtro.

4.3 - CULTIVO DE CIANOBACTÉRIAS E EXTRAÇÃO DAS TOXINAS

Foram utilizadas nesse trabalho células viáveis de *Microcystis aeruginosa*, cultivadas em sala própria para esse fim (Figura 4.6) localizada no Laboratório de Análises de Água (LAA) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da UnB.



Figura 4. 6: Cultivo de *Microcystis aeruginosa* na sala de cultivo de cianobactérias do LAA da UnB.

A sala de cultivo foi equipada com condições favoráveis ao desenvolvimento desses micro-organismos: temperatura controlada em torno de 24°C, foto-período de 12 h e máximas condições de assepsia.

A cepa NPLJ-4 de *Microcystis aeruginosa* produtora de microcistinas foi cultivada em meio de cultura ASM-1. Para obtenção do volume necessário à realização dos experimentos era realizada a repicagem das células de *Microcystis aeruginosa* de modo que fossem alcançadas concentrações na ordem de 10^7 céls./mL, o que se caracterizava entre o 15º e 18º dias após o procedimento de repicagem.

O volume de cultivo necessário para realização dos experimentos variou de acordo com a etapa experimental em desenvolvimento. Nos experimentos com filtros lentos e pré-filtro, quando se fez o uso de apenas células na simulação da floração, diariamente usou-se cerca de 32 L de cultivo distribuídos em 9 partes de água do lago Paranoá, ou seja, 288 L, totalizando 320 L de água base inserida no sistema de filtração com densidade resultante na ordem de 10^6 céls./mL.

Para produção da cianotoxina, fez-se o congelamento do cultivo em garrafas pet e procedeu-se o gelo-degelo três vezes desse material com posterior sonificação por 30 minutos para assegurar a lise de todas as células. O degelo foi realizado à temperatura ambiente e em local apropriado, mantendo as garrafas abrigadas da luz a fim de se evitar possíveis interferências no material durante o descongelamento. Após esse procedimento, o material foi filtrado, inicialmente em filtro de papel com abertura de 15 µm e em seguida com membranas de 8 µm, com o objetivo de remover o excesso de material particulado.

A quantidade de toxina utilizada foi função do objetivo a ser alcançado em cada etapa experimental, mas para fins de quantificação das microcistinas inseridas no sistema, considerou-se que para a densidade de 10^7 céls./mL cada litro do cultivo congelado foi capaz de produzir 240 µg dessa toxina. O uso desse valor baseou-se em dados experimentais obtidos através de testes com kit Elisa realizados por Nascimento (2011) que quantificou as toxinas do cultivo da cepa NPLJ-4 do Laboratório de Análises de Água. Para fins de exemplificação, quando se desejou obter aproximadamente 5 µg/L de microcistinas na água base, procedeu-se a diluição de cerca de 7 L de toxina extraída do cultivo em 313 L de água do lago Paranoá.

4.4 – DETALHAMENTO DAS ETAPAS EXPERIMENTAIS

As etapas que serão descritas a seguir, apresentam os procedimentos e os arranjos da instalação piloto do LAA adotados nesse trabalho com intuito de avaliar o desempenho dos filtros lentos e do pré-filtro de pedregulho quanto ao amadurecimento e a aclimação dos organismos presentes no meio filtrante dessas unidades quando expostos a cargas variáveis de *Microcystis aeruginosa* e microcistinas, ou ambas.

4.4.1- Etapa 1: Avaliação do desempenho do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente com e sem amadurecimento quando exposto a células de *Microcystis aeruginosa*

Para realização desta etapa fez-se o uso apenas do pré-filtro ascendente de pedregulho. Um panorama da configuração adotada para instalação piloto pode ser observada na Figura 4.7.

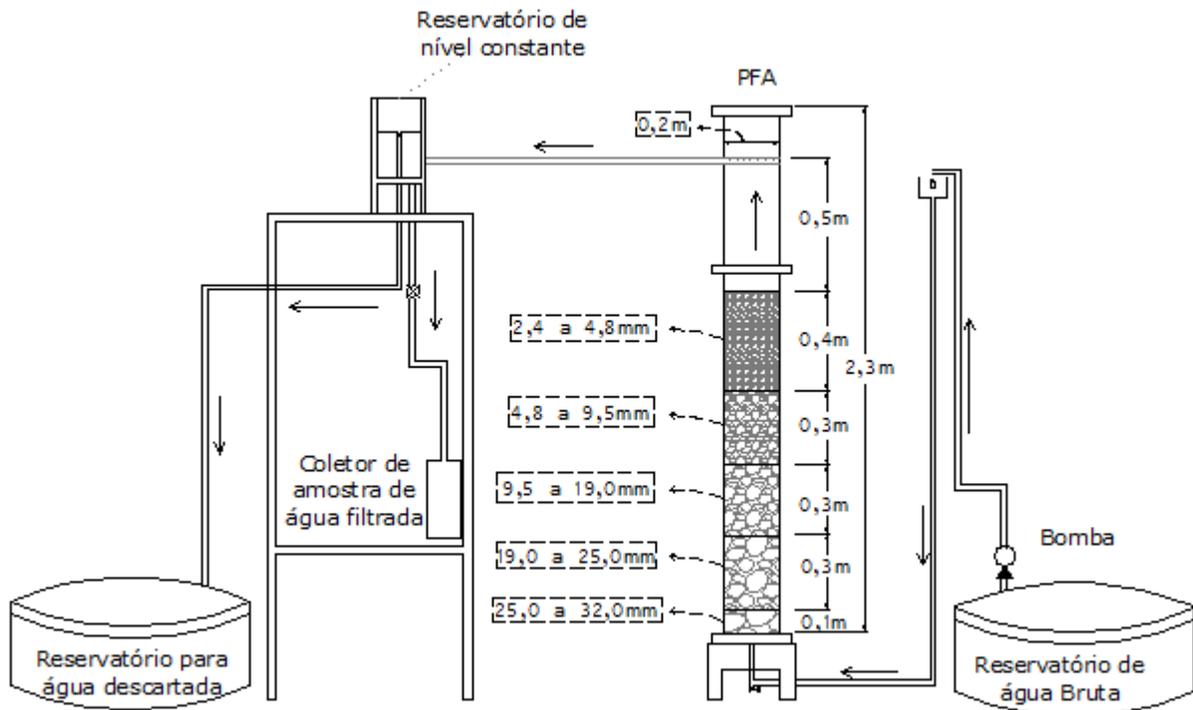


Figura 4. 7: Instalação utilizada na primeira etapa experimental com destaque para as granulometrias do meio filtrante do pré-filtro.

Como pode ser observado na Figura 4.7, grande parte da água filtrada no pré-filtro foi direcionada para o reservatório de descarte.

Considerando que o objetivo desta etapa foi avaliar a adequação de uso do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente como unidade de pré-tratamento para filtros lentos no tratamento de águas contendo elevadas concentrações de células de *Microcystis aeruginosa*, em diferentes condições de amadurecimento, foram realizados dois experimentos, os quais foram divididos em fases. O experimento 1 durou 38 dias, o experimento 2, foi realizado em 12 dias. Os procedimentos adotados em cada um deles estão apresentados na Figura 4.8.

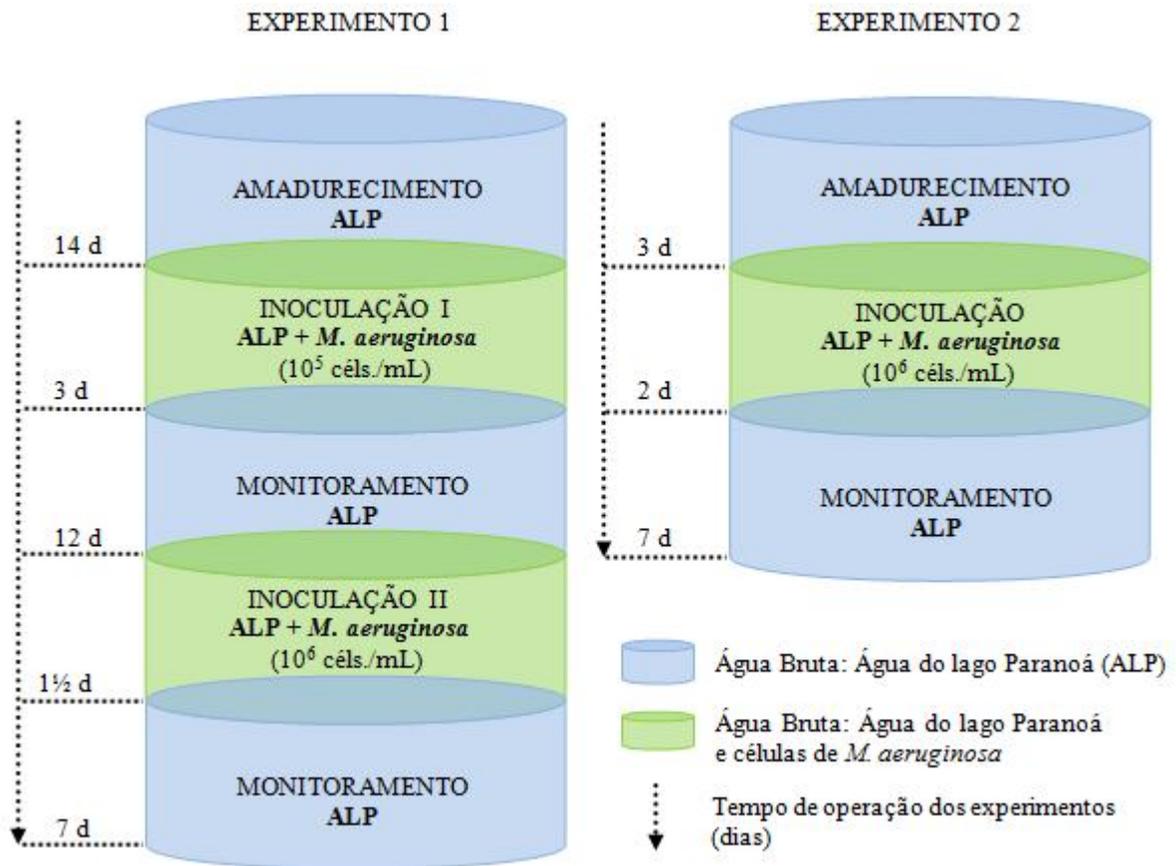


Figura 4. 8: Fases dos experimentos 1 e 2 da primeira etapa experimental.

Para melhor compreensão dos experimentos, conforme Figura 4.8, adotou-se os seguintes conceitos:

- Amadurecimento - Durante a realização das etapas experimentais deste trabalho adotou-se, genericamente, o uso do termo “amadurecimento” para descrever o período inicial de funcionamento dos filtros em que essas unidades receberam como água bruta apenas água do lago Paranoá, sendo esse termo, em algumas fases, coincidente com o conceito de amadurecimento descrito por diversos autores (Vargas, 1992, Sá 2002, Bellamy *et al.*, 1985a, entre outros).

Assim, em geral, o amadurecimento marca o início do funcionamento do sistema, no qual o pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) foi alimentado com água do lago

Paranoá durante 14 dias com intuito de dar condições ao desenvolvimento da atividade biológica no meio filtrante.

- Inoculação - Utilizou-se o termo inoculação para toda e qualquer inserção de micro-organismos e/ou cianotoxina no sistema juntamente com a água do lago Paranoá. Neste trabalho, a inoculação é caracterizada pela alimentação do sistema com água base resultante da combinação de células e/ou de toxinas com a água do lago Paranoá.

- Monitoramento - O período de observação das unidades de filtração após a fase de inoculação foi denominado de monitoramento. Geralmente o monitoramento teve duração de sete dias, e nesse período a água bruta foi apenas a água do lago Paranoá.

Entre os experimentos 1 e 2, foram realizadas cinco descargas de fundo com água do lago Paranoá, de modo que o pré-filtro fosse submetido a concentrações aproximadas de 10^6 céls./mL durante dois dias.

4.4.2 - Etapa 2: Avaliação do desempenho do sistema PFA + FLA (filtros lentos precedidos de pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente) quando submetidos a elevadas densidades de células de *Microcystis aeruginosa* – amadurecimento dos filtros lentos com efluente do pré-filtro de pedregulho

Nesta etapa, a instalação piloto foi operada conforme arranjo apresentado na Figura 4.2: dois filtros lentos alimentados com água efluente do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente. Para obter reprodutibilidade dos resultados, os dois filtros lentos foram montados de forma similar para que um pudesse ser considerado a réplica do outro. O experimento teve duração de 25 dias segundo a cronologia apresentada Figura 4.9.

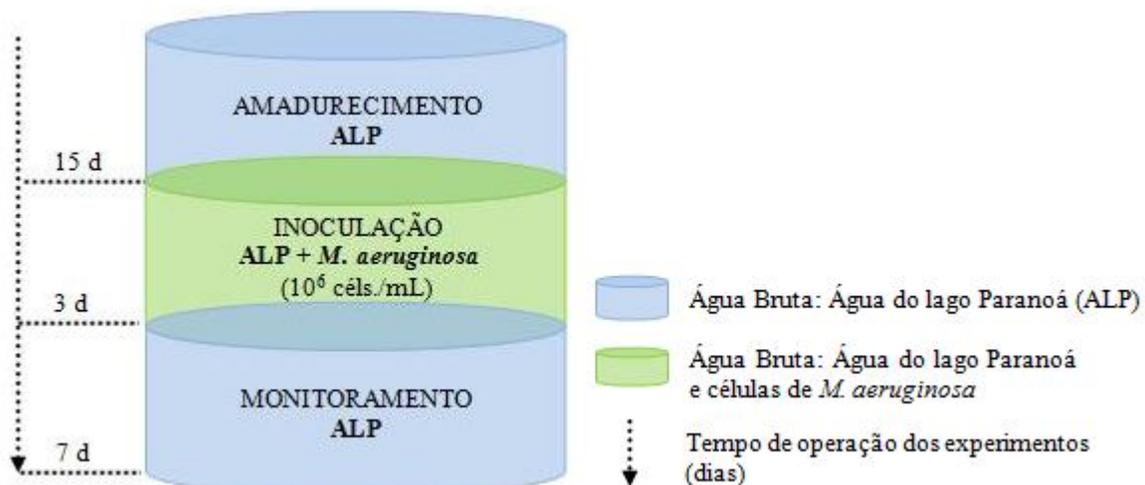


Figura 4. 9: Fases da segunda etapa experimental.

Durante a fase de amadurecimento, alimentou-se a instalação piloto com água do lago Paranoá por um período de 15 dias, o que confere tempo suficiente para desenvolvimento do biofilme nos filtros lentos. Já no período de inoculação, a água que alimentava a instalação consistia da combinação de células de *Microcystis aeruginosa* e água do lago Paranoá, fazendo com que o pré-filtro fosse submetido a densidades de células da ordem de 10^5 céls./mL no decorrer de três dias. Após a inoculação a instalação piloto voltou a ser alimentada, por sete dias com água do lago Paranoá para monitorar o desempenho do PFA e dos FLAs.

Cabe ressaltar que neste experimento, a água afluyente aos filtros lentos foi previamente filtrada no pré-filtro de pedregulho devido à configuração adotada para o sistema.

4.4.3 - Etapa 3: Avaliação do sistema PFA + FLA quando submetidos a células de *Microcystis aeruginosa* e a microcistinas – Amadurecimento dos filtros lentos com água do lago Paranoá

Para o desenvolvimento desta etapa, foi realizada uma modificação na configuração do sistema da Figura 4.2, no qual foi acrescentado um reservatório com vertedor do tipo tulipa e uma bomba dosadora, conforme ilustrado na Figura 4.10. Essa modificação objetivou permitir que o amadurecimento dos filtros lentos fosse realizado com água do lago Paranoá, diferentemente da etapa 2, em que esse procedimento foi realizado com água efluente do PFA.

Cabe ressaltar que, anteriormente ao início desta etapa experimental, os filtros lentos encontravam-se com meio filtrante limpo e o pré-filtro de pedregulho foi mantido em funcionamento desde o término do experimento 2 da etapa experimental 1, sendo alimentado somente com água lago do Paranoá no período que antecedeu o início das etapas experimentais 2 e 3.

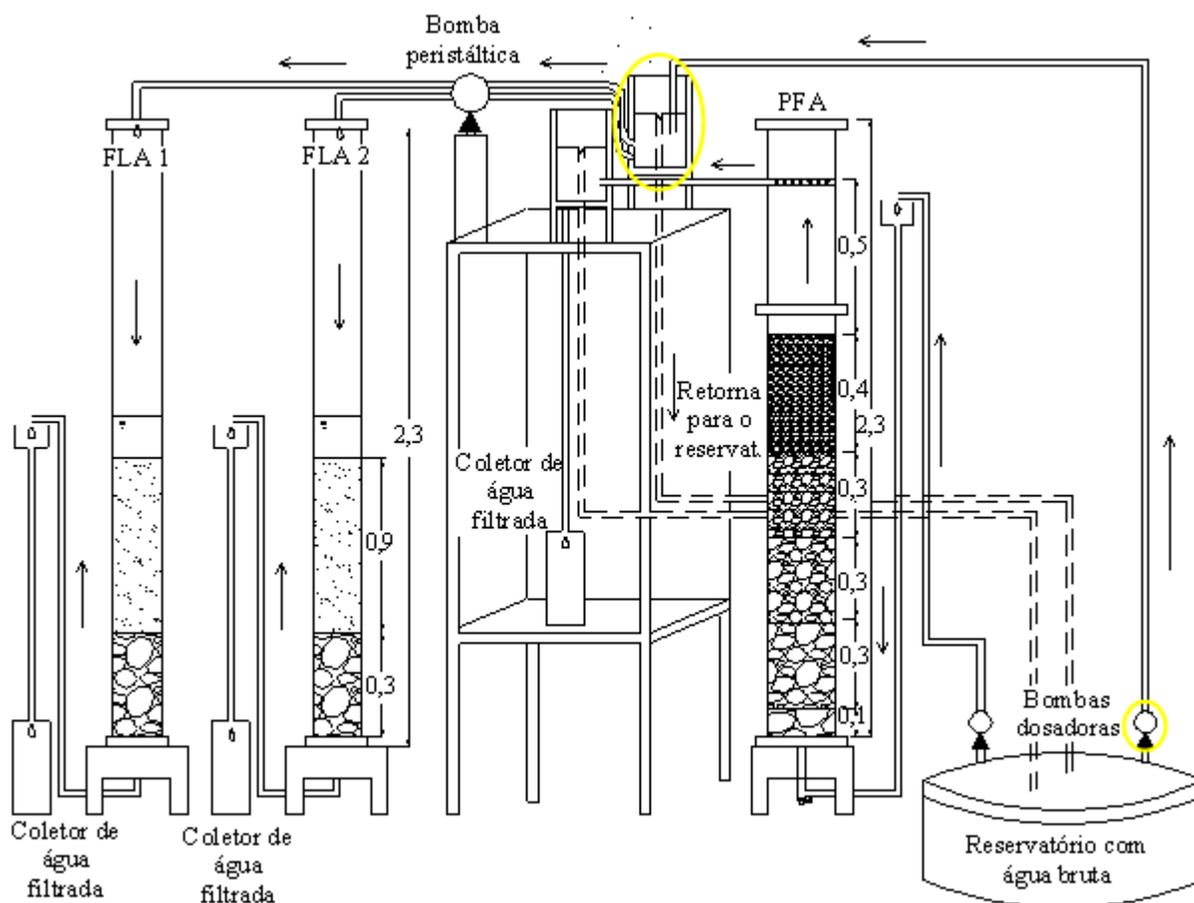


Figura 4. 10: Configuração da instalação piloto utilizada na terceira e quarta etapa experimental com destaque para os novos componentes inseridos.

A Figura 4.11 apresenta a sequência de procedimento realizada na etapa 3, em que além do amadurecimento dos filtros lentos com água do lago Paranoá, os períodos de inoculação foram realizados com água do lago Paranoá contendo tanto células de *M. aeruginosa* como microcistinas dissolvidas, com o intuito de observar o efeito provocado por esse procedimento no desempenho dos filtros lentos.

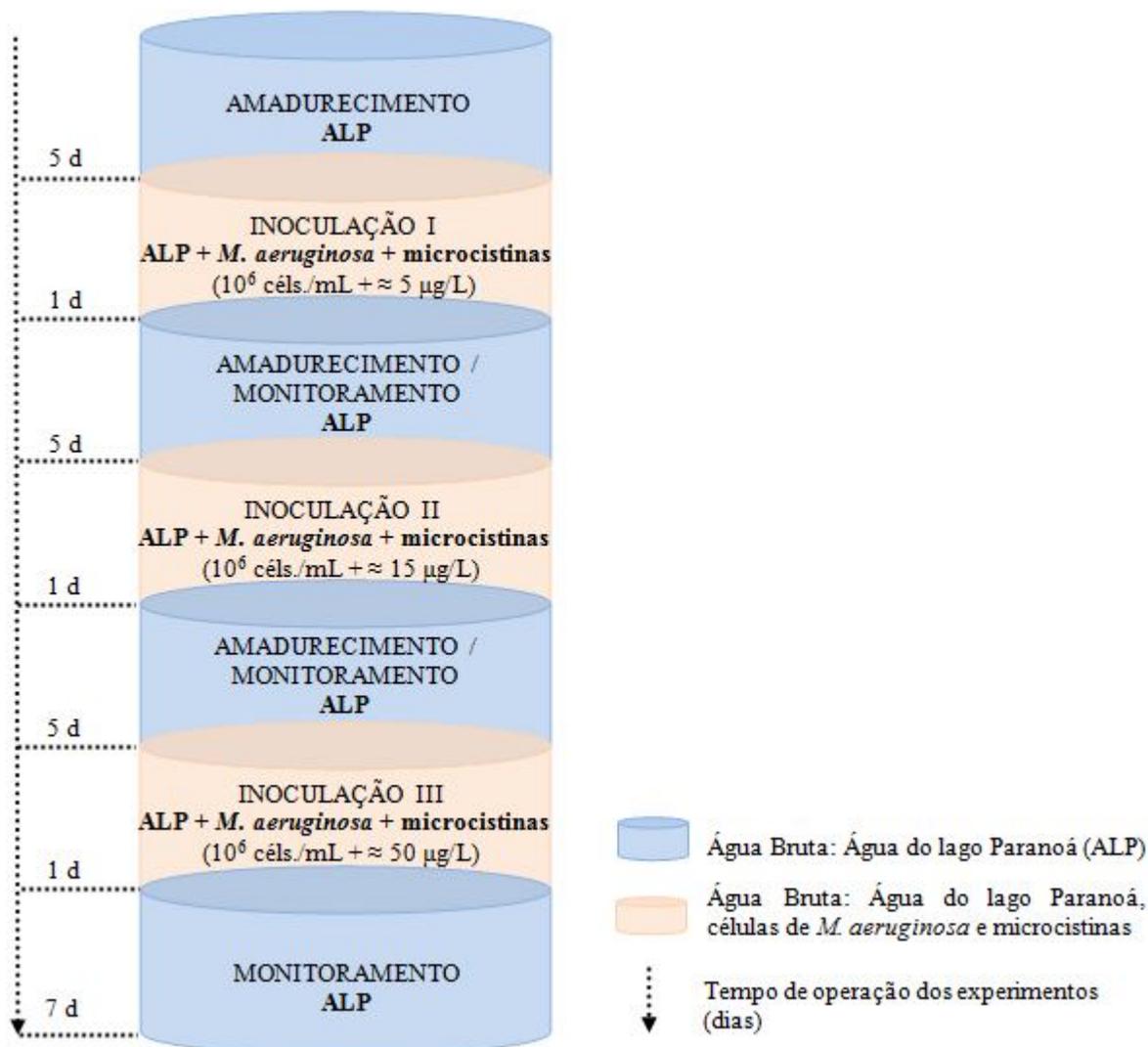


Figura 4. 11: Fases da terceira etapa experimental.

4.4.4 - Etapa 4: Avaliação do sistema PFA + FLA quando submetido à elevada densidade de *Microcystis aeruginosa* e a presença de microcistinas – amadurecimento e aclimação

Esta etapa objetivou promover a aclimação dos filtros lentos de areia juntamente com o amadurecimento a partir da exposição periódica do meio filtrante desses filtros a células e/ou toxinas de *Microcystis aeruginosa*, para avaliar, ao final, o desempenho das unidades de filtração quando expostas a densidade elevada de células e presença de microcistinas dissolvidas. Para tanto, anteriormente ao início desta etapa, os filtros lentos de areia foram devidamente limpos, e no caso do pré-filtro de pedregulho, que se encontrava desligado por

pouco mais de dois meses, desde o fim da etapa 3, foram realizadas descargas de fundo com água do lago Paranoá. A Figura 4.12 demonstra um esquema das fases componentes desta etapa.

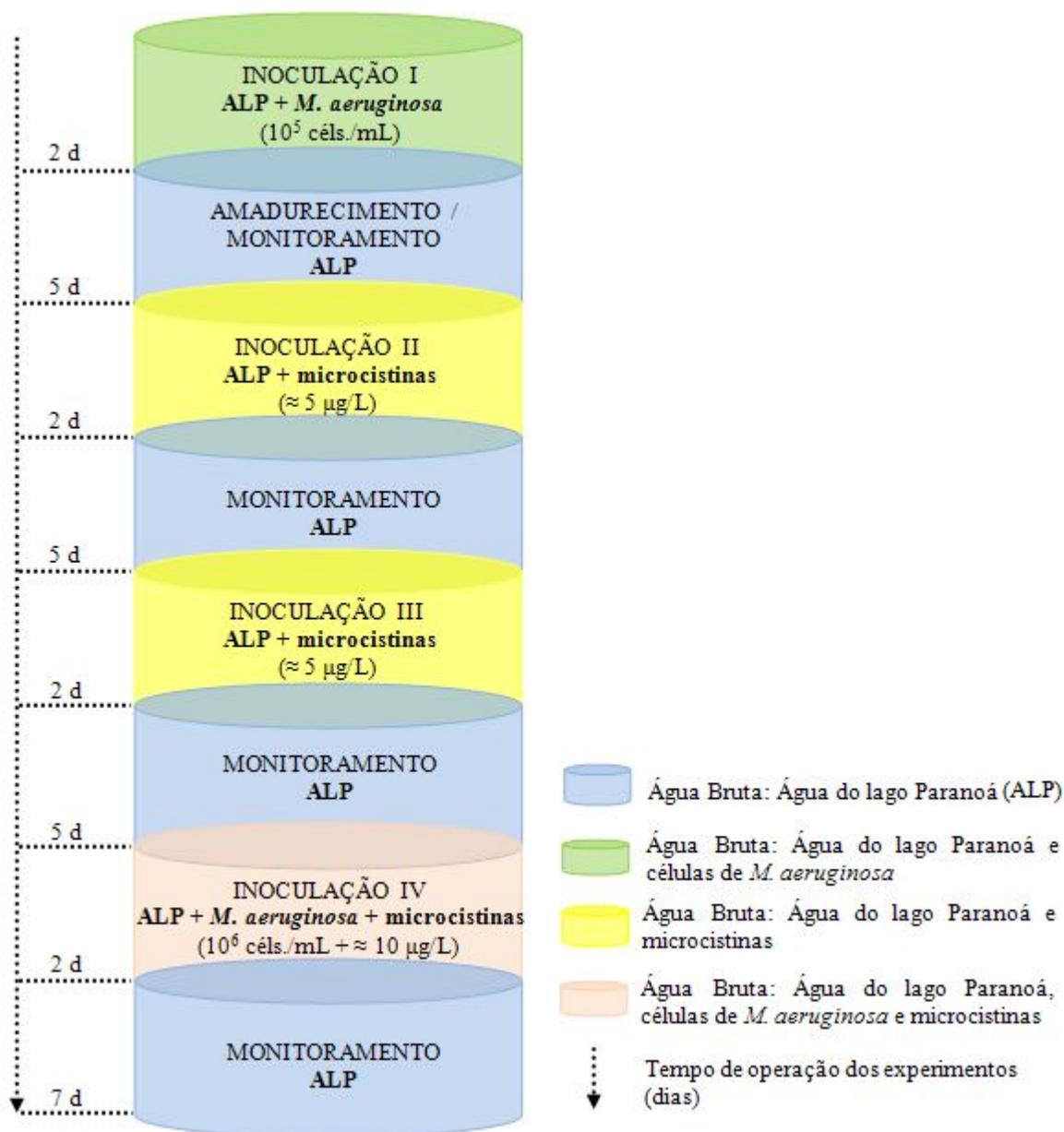


Figura 4. 12: Fases da quarta etapa experimental.

Vale destacar que, anteriormente ao período de amadurecimento/monitoramento, os filtros lentos de areia foram expostos por dois dias a células de *Microcystis aeruginosa*, cerca de 10^5

céls./mL, com intuito de avaliar o desempenho dessas unidades com meio filtrante limpo à exposição de elevada densidade de células dessa cianobactéria e, adicionalmente, verificar o desempenho do pré-filtro de pedregulho, que se encontrava inoperante por cerca de 2 meses, após os procedimentos de descarga de fundo.

4.5 - PARÂMETROS MONITORADOS DURANTE AS ETAPAS EXPERIMENTAIS

4.5.1– Análises de qualidade da água

Para avaliação do desempenho das unidades de filtração foram quantificados pH, temperatura, clorofila-a, turbidez, coliformes totais, *Escherichia coli*, remoção de microcistinas e remoção de células de *Microcystis aeruginosa*, tanto para água base quanto para água efluente às unidades de filtração. Os parâmetros avaliados, os métodos e os equipamentos utilizados na sua detecção estão reunidos na Tabela 4.3.

Tabela 4. 3: Parâmetros avaliados e seus respectivos métodos e equipamentos.

Parâmetro	Método para análise	Equipamento
pH	Eletrométrico (método: 4500-H+B)	pHmetro ORION/MODEL 310
Temperatura	Dilatação térmica diferencial	Sensor de temperatura digital
Clorofila-a (µg/L)	Extração em clorofórmio-metanol medida de absorbância em $\lambda=665$ e 750nm	Espectofotômetro (HACH/DR-4000)
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Titulação potenciométrica com H ₂ SO ₄ – 0,02M (método: 2320.B)	pHmetro Orion – Modelo 210
Turbidez (uT)	Nefelométrico (método: 2130.B)	Turbidímetro (HACH/2100AN)
Coliformes totais e <i>E. coli</i> (NMP/L)	Substrato cromogênico ONPG-MUG (método: 9223.B)	Seladora para cartelas do Colilert e estufa Fanem
Contagem de células de cianobactérias (céls./mL) ⁽¹⁾	Contagem microscópica (método: 10200F)	Microscópio óptico da Marca Leica utilizando câmara Sedgwick-Rafter ou câmara Naubauer
Microcistinas ⁽¹⁾	Imuno-químico (ELISA)	Kit Abraxis®, faixa de detecção: 1,6 a 5 µg/L

(1) Amostras coletadas durante e após a inserção de células de *Microcystis aeruginosa* e/ou microcistinas no experimento.

A maior parte dos parâmetros da Tabela 4.3 foi determinada segundo os métodos de análises de qualidade da água recomendados pelo Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 2005).

A determinação de clorofila-a baseou-se no procedimento proposto por Wood (1985), no qual a extração da clorofila-a da amostra se dá com uso clorofórmio: metanol na proporção 2:1 durante 4 horas e posterior leitura da absorbância, nos comprimentos de onda 665 nm e 750 nm, em espectrofotômetro.

Para quantificação de microcistinas utilizou-se o teste com kit ELISA (Enzyme Linked Immunono Sorbent Assay) que se baseia em reações antígeno-anticorpo detectáveis por meio de reações enzimáticas. As principais vantagens desse método são a sensibilidade (na ordem de partes por bilhão), a praticidade (análise de várias amostras ao mesmo tempo), a rapidez (tempo total de análise é de 1 hora e meia, em média) e a economia para a implementação do método em laboratório.

4.5.2 - Perda de carga

Segundo Duncan (1988), a percepção da variabilidade quantitativa e distributiva da flora e fauna na camada de areia de um filtro lento pode ser feita por meio da quantificação da perda de carga e da carga de carbono que entra e sai no sistema, além de essas duas variáveis também fornecerem subsídios para se obter a distribuição das partículas de matéria orgânica na areia ao longo de uma carreira de filtração.

Devido a sua importância, essa a perda de carga foi medida diariamente a partir das tomadas de pressão instaladas ao longo dos meios filtrante tanto no pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente como nos filtros lentos de areia, conforme pôde ser observado na Figura 4.5.

4.5.3 - Oxidação das águas descartadas e filtradas

Quando da inserção de células e/ou toxinas no sistema, houve a preocupação em oxidar com cloro livre todo o material que manteve contato com esses organismos e compostos no decorrer da realização das etapas experimentais, além da oxidação com cloro residual livre, maior que 20 mg/L por pelo menos 24 h, de toda a água excedente das unidades de filtração antes de seu descarte final. Os devidos cuidados foram tomados tendo em vista que os micro-organismos manuseados durante os experimentos conferem grande risco de contaminação ambiental.

4.6 - FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM E ANÁLISES

As amostras de água foram coletadas de maneira que fosse obtida a amostra representativa de um dia de funcionamento de cada unidade de filtração após a alimentação com água bruta (água do lago Paranoá ou água do lago Paranoá com *M. aeruginosa* e/ou microcistinas), levando em consideração os tempos de detenção de cada uma. Assim, diariamente foram coletadas amostras de todos os parâmetros, cabendo ressaltar que os parâmetros relacionados à inserção de *M. aeruginosa* ou microcistinas só passaram a ser monitorados após a fase da inoculação de cada etapa. Assim, foi realizada coleta diária de amostras da água base, como também da água efluente às unidades de filtração.

Para o pré-filtro, que filtrava cerca de 320 L de água base diariamente, foi utilizado um dispositivo de coleta com capacidade para armazenamento aproximado de 20 L, a vazão necessária para obtenção desse volume foi obtida através de controle com uso de registro, o restante da água foi descartada em dispositivo apropriado. Portanto, a quantidade de água necessária à realização das análises quanto ao funcionamento dessa unidade foi retirada do montante de 20 L.

Já para os filtros lentos, foi necessário apenas o uso do recipiente de coleta de 20 L, ou seja, sem o controle com uso de registro, devido ao fato de que essas unidades produziam um volume filtrado diário um pouco inferior a 20 L, devido à taxa de filtração adotada.

Cabe destacar que os recipientes de coleta da amostra representativa eram de vidro e que receberam cobertura com papel alumínio com intuito de proteger a amostra de interferências da luminosidade e consequentes variações na quantificação de alguns parâmetros, principalmente no parâmetro de clorofila-a, por exemplo.

Para contagem de células de *M. aeruginosa*, foi realizada a coleta de uma alíquota de 50 mL da amostra composta em frascos âmbar com preservação da amostra com uso de lugol acético e armazenamento em local protegido da interferência da luz.

Um resumo da frequência de amostragem da água bruta e das águas efluentes dos filtros lentos e do pré-filtro de pedregulho pode ser observado na Tabela 4.4, a seguir.

Tabela 4. 4: Análises realizadas no decorrer das fases de cada etapa experimental.

Parâmetro	AB⁽¹⁾	AF⁽²⁾	Fases Monitoradas	Frequência
pH	X	X	Todas	Diária
Temperatura	X	X	Todas	Diária
Clorofila-a (µg/L)	X	X	Todas	Diária
Alcalinidade	X	X	Todas	Diária
Turbidez (uT)	X	X	Todas	Diária
Coliformes totais e <i>E. coli</i> (NMP/L)	X	X	Todas	Diária
Contagem de <i>M. aeruginosa</i>	X ⁽³⁾	X	Exceto amadurecimento	Diária
Microcistinas	X ⁽³⁾	X	Exceto amadurecimento	Diária

(1) Água Bruta; (2) Água filtrada do PFA, FLA 1 e FLA 2; (3) Coleta e análise apenas na fase de inoculação.

4.7 - CARACTERIZAÇÃO QUALITATIVA DE ORGANISMOS ENCONTRADOS NO PRÉ-FILTRO ASCENDENTE DE PEDREGULHO E NOS FILTROS LENTOS DE AREIA

A caracterização foi realizada com intuito de fazer um levantamento dos organismos encontrados no pré-filtro ascendente de pedregulho e nos filtros lentos.

No pré-filtro, a caracterização desses organismos foi feita por meio da observação em microscópio de amostra de duas descargas de fundo, uma realizada antes do início do segundo experimento da primeira etapa, e outra, antes do início da etapa experimental 4.

Nos filtros de areia, a análise dos micro-organismos retidos foi realizada a partir da coleta de amostras dos primeiros centímetros da camada filtrante ao final da etapa 4. A areia foi retirada por sifonamento e agitada por cerca de 10 minutos com bastão de vidro autoclavado de modo que os micro-organismos desagregassem da areia. O material sobrenadante foi coletado e analisado em microscópio.

Todas as amostras coletadas foram analisadas ao microscópio óptico Leica com a técnica de campo claro e aumento de até 400 vezes.

O material coletado do PFA foi analisado a fresco, pouco tempo após a coleta, e com preservação da amostra em lugol acético, não apresentando variações significativas entre os organismos visualizados nos dois tipos de amostra, o que demonstra que a fixação com lugol acético era conveniente para o propósito do trabalho. Já as amostras do biofilme dos filtros lentos foram todas preservadas em lugol e analisadas posteriormente.

Cabe ressaltar que antes da análise do material fixado com lugol acético, os recipientes que armazenaram as amostras foram agitados delicadamente com 50 inversões. Logo após as inversões, retirou-se 100 μ L de amostra dos recipientes para deposição entre lâmina e lamínula e posterior fotografia e caracterização dos organismos.

5- APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos a partir da realização das etapas experimentais descritas no capítulo 4. Para tanto, este capítulo foi dividido em três itens, dos quais os dois primeiros reúnem os resultados das etapas experimentais e o último item aborda a caracterização dos organismos encontrados no pré-filtro de pedregulho e na camada biológica do filtro lento.

O item 5.1 compara os experimentos realizados apenas com o pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente durante a primeira etapa experimental, a fim de verificar a adequabilidade de uso dessa unidade como tecnologia para pré-tratamento de águas contendo elevadas concentrações de células de *Microcystis aeruginosa*. O item 5.2 discute os resultados dos experimentos que utilizaram o sistema de filtração composto por pré-filtro de pedregulho seguido de filtros lentos de areia, de modo a avaliar a influência do amadurecimento e da aclimatação dos organismos nesse sistema de filtração para remoção, tanto de células, como de toxinas de *Microcystis aeruginosa*.

A Tabela 5.1 resume as etapas experimentais executadas neste trabalho com seus correspondentes períodos de realização, destacando, ainda, as unidades componentes do sistema de filtração avaliadas.

Tabela 5. 1: Período de realização das etapas experimentais e unidades de filtração avaliadas.

Etapa Experimental	Período	Unidades de Filtração Avaliadas
1	15/07/2009 a 22/08/2009 25/08/2009 a 06/09/2009	PFA
2	29/09/2009 a 24/10/2009	PFA, FLA 1 e FLA 2
3	15/11/2009 a 10/12/2009	PFA, FLA 1 e FLA 2
4	26/02/2010 a 03/04/2010	PFA, FLA 1 e FLA 2

A avaliação das etapas foi realizada por meio da comparação entre os resultados da água afluyente e efluente das unidades de filtração. Para tanto, foi analisada toda água bruta que

alimentava o sistema, bem como a água efluente do pré-filtro de pedregulho e dos filtros lentos, considerando os parâmetros listados na Tabela 4.2 do capítulo anterior.

5.1 - PRÉ-FILTRO DE PEDREGULHO COM ESCOAMENTO ASCENDENTE COM E SEM AMADURECIMENTO QUANDO EXPOSTO A CÉLULAS DE *Microcystis aeruginosa*

Como já exposto, o objetivo desses experimentos iniciais foi avaliar a aplicabilidade do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente, com e sem amadurecimento, como unidade condicionante da água para filtração em filtros lentos de areia quando o sistema foi alimentado com água base contendo elevadas concentrações de células de *Microcystis aeruginosa*.

O primeiro experimento foi iniciado no dia 14/07/09, após limpeza e adequação do pré-filtro e teve duração total de 38 dias. O segundo experimento foi realizado imediatamente após o término do primeiro experimento, dia 25/08/09, sendo que para simular a situação de não amadurecimento a unidade foi submetida a sucessivas descargas de fundo. No dia 06/09/09 finalizou-se a etapa experimental 1, contabilizando um total de 50 dias de operação.

Ambos os experimentos desta etapa foram realizados em período de seca na cidade de Brasília/DF, entre os meses de julho e setembro, o que se refletiu nos valores de baixa turbidez e clorofila-a registrados para a água do lago Paranoá utilizada na ocasião. Os valores obtidos para turbidez e clorofila não ultrapassaram 10 UT e 25 µg/L, respectivamente, quando considerados os dois experimentos.

As características da água do lago Paranoá para os dois experimentos realizados na etapa experimental 1, com seus respectivos valores médios e desvio padrão, desconsiderando os dias de inoculação em que a água base era combinada com células de *M. aeruginosa*, encontram-se reunidas na Tabela 5.2.

Tabela 5. 2: Características da água do lago Paranoá, desconsiderando a fase de inoculação, durante o período de realização dos experimentos 1 (N=33) e 2 (N=10) com pré-filtro de pedregulho.

Características	Experimento 1			Experimento 2		
	Faixa	Média	Desvio padrão	Faixa	Média	Desvio padrão
Turbidez (UT)	1,7-8,3	3,0	1,2	2,2 - 9,8	4,0	2,1
Clorofila-a (µg/L)	3,70-24,26	6,69	3,43	4,22 - 9,77	6,88	102,33
Colifor. totais (NMP/100mL)	9,1x10 ² - 6,9x10 ³	1,7x10 ³	1,4x10 ³	3,7x10 ² - 2,4x10 ⁴	6,3x10 ³	7,8x10 ³
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	0,1x10 ¹ - 7,4x10 ²	8,4x10 ¹	1,6x10 ²	0,1x10 ¹ - 8,8x10 ²	2,7x10 ²	3,7x10 ²
pH	6,8-7,7	7,2	0,2	6,5 - 7,2	6,9	0,2
Alcalinidade Total (mg/L CaCO₃)	18-24	22	1	19 - 24	22	2

5.1.1 – PFA submetido à elevada densidade de células após período de amadurecimento – Etapa 1 – Experimento 1

Nas Figuras 5.1 e 5.2 é apresentado o comportamento da turbidez e da clorofila-a (dados reunidos no Apêndice A, Tabela A.1) para água afluyente e efluente do pré-filtro de pedregulho ao longo dos 38 dias de operação dessa unidade no experimento 1. Cabe ressaltar que foram feitas duas inoculações no decorrer do experimento, a primeira entre o 15° e 17° dia de operação com concentrações na ordem de 10⁵ céls./mL (3x10⁵, 7x10⁵, 5x10⁵), e a segunda, no 30° e 31° dia de operação do pré-filtro com concentrações na ordem de 10⁶ céls./mL (5x10⁶, 8x10⁶).

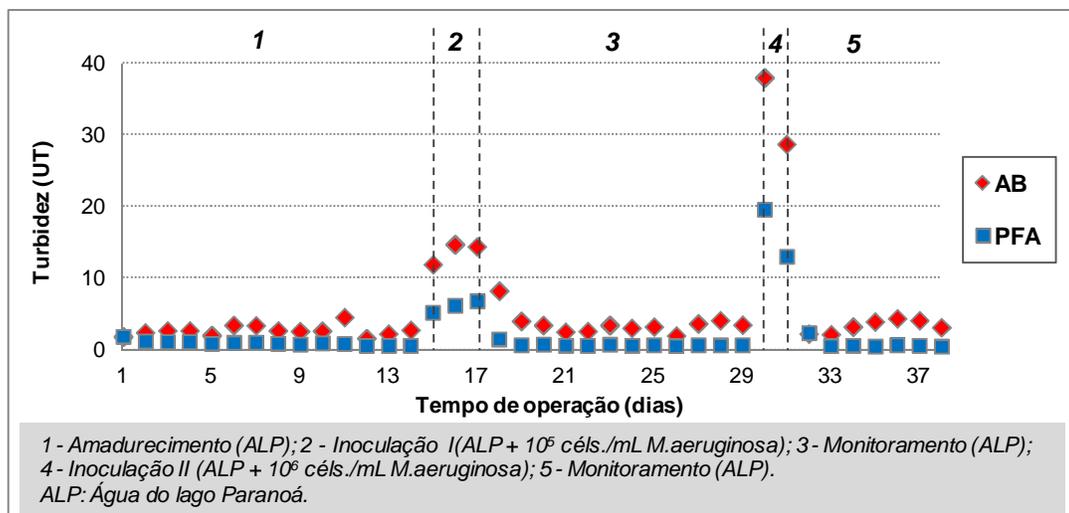


Figura 5. 1: Valores de turbidez da água afluente (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) durante o experimento 1, com amadurecimento.

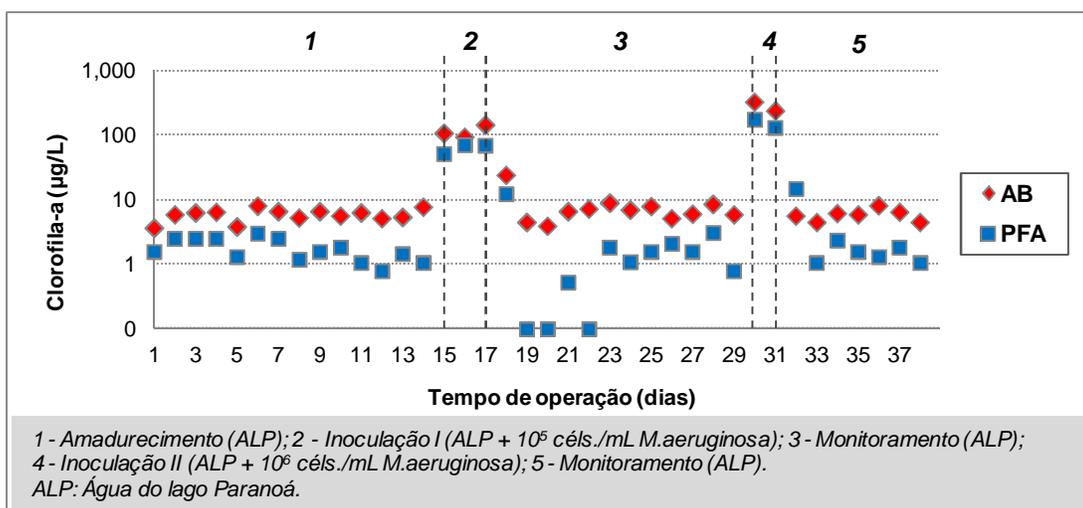


Figura 5. 2: Valores de clorofila-a da água afluente (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) durante o experimento 1, com amadurecimento.

Observando-se as Figuras 5.1 e 5.2, nota-se que os perfis da turbidez e da clorofila-a se comportam de forma similar ao longo do tempo de operação do experimento. Na Figura 5.2, os picos de clorofila-a ocorreram durante o período de inoculação das células, como esperado. No 32º dia de operação, primeiro dia de monitoramento depois de cessada a alimentação do pré-filtro com água contendo 10^6 céls./mL de *M. aeruginosa*, verifica-se que houve um arraste de células previamente retidas no meio filtrante, uma vez que a concentração de clorofila-a no

efluente do pré-filtro foi superior à concentração na água afluenta a essa unidade. A ocorrência do arraste de células pode ser observada também a partir dos dados de turbidez obtidos no 32º dia de operação (ver Figura 5.1) e foi confirmada por meio dos dados referentes à contagem de células de *Microcystis aeruginosa*. Importante observar que quando o pré-filtro de pedregulho foi alimentado com água contendo 10^5 céls./mL de *M. aeruginosa*, tal fato não foi observado.

Para maior precisão na avaliação da remoção de biomassa de *M. aeruginosa* no pré-filtro foi realizado o balanço de massa baseado nos dados de clorofila-a entre o 15º dia de operação do sistema, primeiro dia de inoculação de células de *Microcystis* na unidade, e o término do experimento. Ou seja, foi considerado o balanço como ferramenta auxiliar para a avaliação de remoção e do arraste de células de *M. aeruginosa* previamente retidas no pré-filtro.

O balanço de massa revelou que dos 336.206 µg de clorofila-a introduzidos no sistema durante o referido período, 175.331 µg ficaram retidos ou sofreram transformação no interior do pré-filtro, resultando numa eficiência de aproximadamente 50%. Avaliando o balanço de massa a cada fase, conforme Tabela 5.3, constata-se que a unidade não apresentou eficiências de remoção menores que 40% em nenhuma das fases.

Tabela 5. 3: Remoção de clorofila-a no pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) baseada no balanço de massa em µg para as diferentes fases do experimento 1, com amadurecimento.

Fase	AB	PFA	% Remoção
Amadurecimento	28.163,8	8.606,7	69,4%
Inoculação I	110.668,8	61.670,4	44,3%
Monitoramento	30.782,4	8.081,9	73,7%
Inoc. I + Monit.	141.451,2	69.752,3	50,7%
Inoculação II	181.491,2	97.891,2	46,1%
Monitoramento	13.263,4	7.687,7	42,0%
Inoc. II + Monit.	194.754,6	105.578,9	45,8%

A maior eficiência ficou evidenciada na fase de monitoramento que se seguiu logo após a primeira inoculação, na qual a água bruta continha concentrações na ordem de 10^5 céls./mL, atingindo quase 74% de remoção, ou seja, dos 30.782 µg de clorofila-a introduzidos durante essa fase, 22.700 µg de clorofila-a ficaram retidos no PFA. Embora esses resultados, quando

avaliados os valores absolutos de clorofila-a retidas a cada fase, nota-se que a maior retenção de clorofila-a no pré-filtro ocorreu, no entanto, durante a segunda inoculação, onde dos 181.491 µg afluentes ao PFA, 83.600 µg de clorofila-a ficaram retidas, o que resultou numa eficiência próxima a 46%.

As eficiências de remoção de clorofila-a apresentadas na Tabela 5.3 estão de acordo com os resultados obtidos em trabalhos anteriores que utilizaram água afluentes ao pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente contendo cianobactérias em condições experimentais similares. Amancio (2007), em seu experimento com água bruta contendo 10^6 céls./mL de *M. aeruginosa*, obteve remoções médias de clorofila-a próximas a 50% e 60%, respectivamente, nas fases de inoculação e de monitoramento com um pré-filtro previamente amadurecido.

Melo (2009), por sua vez, operando um pré-filtro com água com densidade de 10^6 e 10^7 céls./mL de *Cylindrospermopsis raciborskii*, obteve remoções de turbidez (55,7% e 51,1%) e de clorofila-a (69,2% e 52,1%) superiores às observadas por Amancio (2007) e às obtidas no presente trabalho, provavelmente devido à diferença entre morfologia e tamanho das células das cianobactérias estudadas. A *Cylindrospermopsis raciborskii* tem forma filamentosa com comprimento variando de 7 a 11 µm e a *Microcystis aeruginosa* é esférica apresentando diâmetros entre 4,0 e 6,5 µm.

Com relação aos resultados de coliformes totais e *E. coli* (Apêndice A, Tabela A.1), o pré-filtro apresentou eficiência de remoção superior a 90% em pouco mais da metade do tempo de operação do sistema para ambos os parâmetros. De acordo com Sá (2002), o aumento da eficiência de remoção de coliformes no decorrer do tempo compõe um dos indicadores do amadurecimento da unidade de filtração, tal afirmação foi evidenciada neste experimento por meio das eficiências obtidas a partir do 12º dia de operação do pré-filtro, superiores a 95%. Ademais, a menor eficiência, cerca de 55% de remoção, foi observada na fase inicial de operação do pré-filtro, indicando que há um período de amadurecimento na unidade.

A quantificação de microcistinas (Apêndice A, Tabela A.2) na água afluenta e efluente do pré-filtro evidenciou a ocorrência de lise celular, pois apesar do sistema ter sido exposto a apenas células de *M. aeruginosa*, verificou-se toxina extracelular na água efluente ao pré-filtro.

A maior concentração de microcistina extracelular foi observada no 17º dia de operação do sistema, terceiro dia em que o pré-filtro foi alimentado com água contendo células de *M. aeruginosa* na ordem de 10^5 céls./mL, chegando a quase 8,5 µg/L na água efluente ao pré-filtro. Nos dias que se seguiram após a interrupção da inoculação de células, os valores de microcistina extracelular variaram entre valores menores que 0,1 a 3,5 µg/L, sendo observados as maiores quantidades, 3,12 µg/L e 3,47 µg/L, no primeiro dia depois de cessada as fases de inoculação I e II, respectivamente, de acordo com a Figura 5.3.

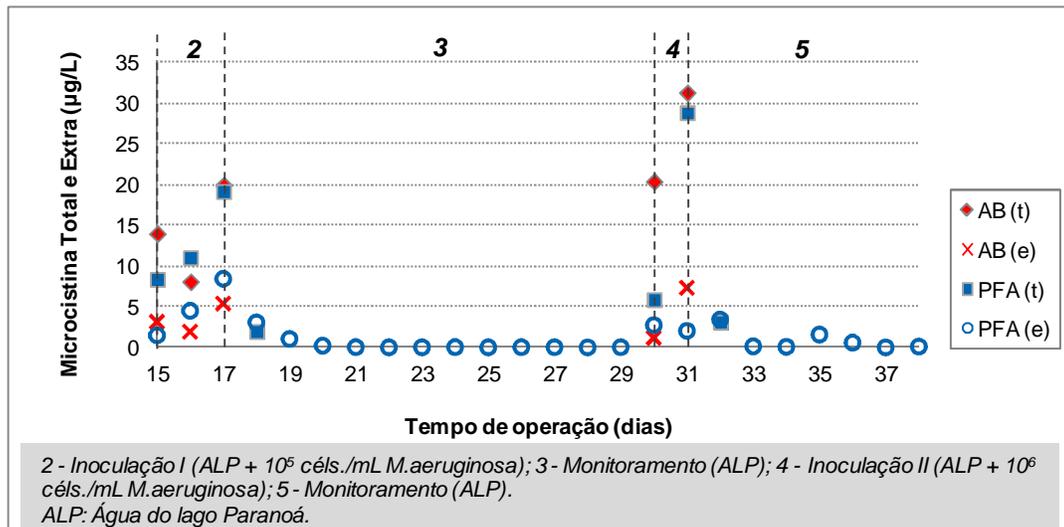


Figura 5. 3: Valores de microcistinas totais (t) e extracelulares (e) afluenta (AB) e efluente do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) durante o experimento 1, com amadurecimento.

Observando-se os dados plotados na Figura 5.3, nota-se que houve o traspasse de microcistina total no segundo dia após a primeira inoculação, 16º dia de operação do pré-filtro de pedregulho, visto que a quantidade de microcistina total no efluente do PFA foi superior à medida na água bruta, o que pode indicar a ocorrência de lise das células retidas no interior do PFA durante o primeiro dia de inoculação dessa fase. Hipótese reforçada pelo valor de microcistina extracelular observada no efluente do PFA no 16º dia.

O balanço de massa de microcistina total para a fase de inoculação juntamente com a fase posterior de monitoramento, 2 + 3 e 4 + 5, Apêndice A – Tabela A.2, revela valores de remoção de microcistinas de 3% e 26%, respectivamente. Em tempos de operação similares aos deste experimento, Amancio (2007) obteve, respectivamente, remoções de microcistina total de 19% e 32%. Cabe, entretanto, ressaltar, que o referido autor realizava descargas de fundo logo após o término da fase de inoculação, reduzindo a possibilidade de lise e de arraste de células no início da fase de monitoramento. Da comparação dos resultados, pode-se observar que tal procedimento foi efetivo para a obtenção de uma água efluente com menor concentração de microcistinas, entretanto, o impacto positivo da realização das descargas de fundo é maior quanto menor é o tempo de operação do pré-filtro, conforme já destacado pelo autor.

Após o término do experimento 1, foram realizadas cinco descargas de fundo sucessivas no pré-filtro, a fim de promover limpeza da unidade antes do início do segundo experimento. A partir da quarta descarga, observou-se que a água descartada passou a apresentar valores de turbidez similares, sempre abaixo de 7 UT, o que evidenciou que a limpeza na unidade havia atingido seu limite. Além do levantamento dos dados de turbidez, realizou-se análise de clorofila-a para cada descarga de fundo, além de coletas para caracterização dos micro-organismos existentes no meio filtrante do PFA nas duas primeiras descargas efetuadas (item 5.3). Os valores que relacionam a quantidade de clorofila-a com a respectiva descarga encontram-se na Figura 5.4.

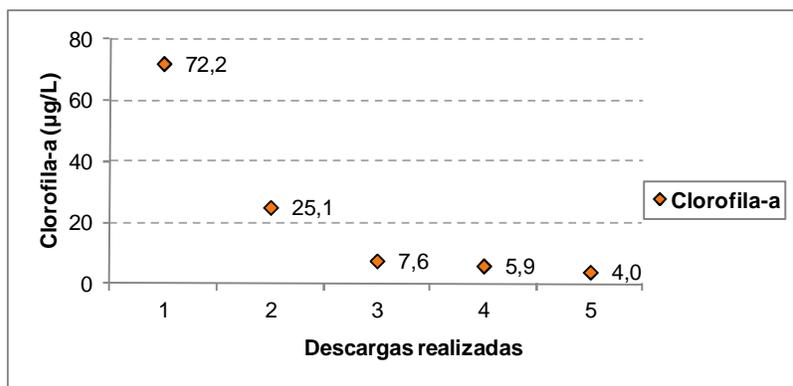


Figura 5. 4: Valores de clorofila-a relacionados com as descargas de fundo efetuadas no pré-filtro após finalização do experimento 1.

Como pode ser observado, o maior valor de clorofila-a foi alcançado durante a primeira descarga de fundo, o que indica o potencial de retenção e de desenvolvimento da atividade biológica dentro dessas unidades. Observou-se ainda uma tendência para os valores constantes de clorofila-a após a terceira descarga, reforçando as evidências de que esse procedimento propiciou relativa limpeza à unidade de pré-filtração utilizada.

5.1.2 – PFA submetido à elevada densidade de células de *M. aeruginosa* sem período de amadurecimento – Etapa 1 – Experimento 2

Dando prosseguimento ao trabalho, foi realizado o experimento 2, o qual foi intitulado “sem amadurecido” devido ao fato de que o pré-filtro recebeu água do lago Paranoá por apenas três dias antes da inoculação de células de *Microcystis aeruginosa* no sistema, o que tende a não conferir tempo suficiente para estabilização da atividade biológica e consequente amadurecimento da unidade.

Para entendimento do desempenho do pré-filtro quanto à remoção da turbidez e da clorofila-a (Apêndice A, Tabela A.3) durante esse experimento, pode-se observar os dados plotados nas Figuras 5.5 e 5.6. Foi realizada apenas uma inoculação no decorrer do experimento, durante o 4º e 5º dia de operação do pré-filtro, com concentrações na ordem de 5×10^5 céls./mL e 1×10^6 céls./mL, respectivamente.

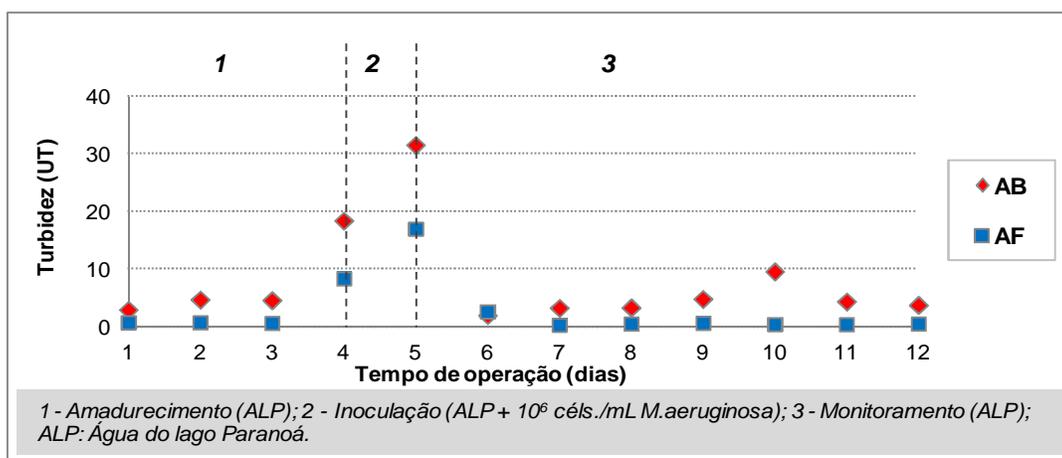


Figura 5. 5: Turbidez da água afluente (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) durante o experimento 2 da Etapa 1, PFA sem amadurecimento.

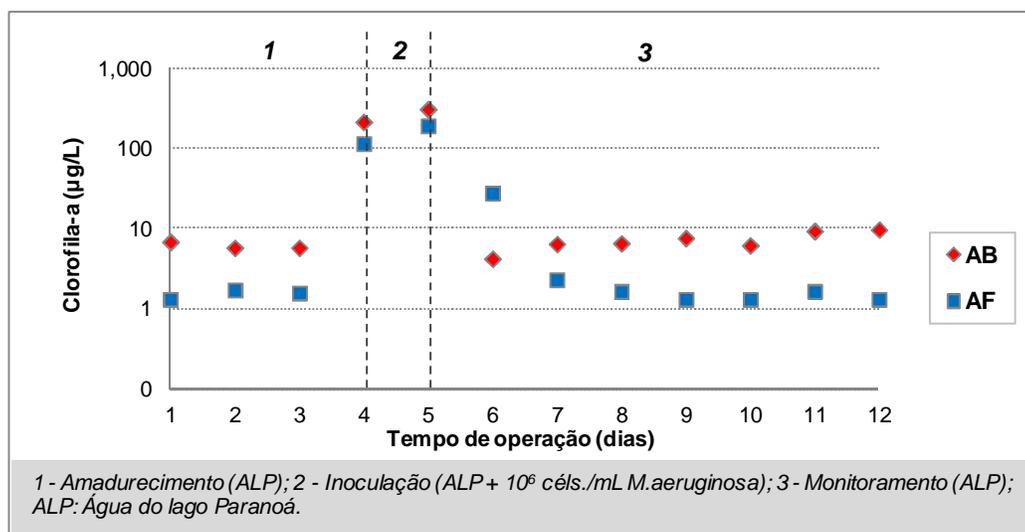


Figura 5. 6: Clorofila-a da água afluente (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) durante o experimento 2 da Etapa 1, PFA sem amadurecimento.

Como ocorrido no experimento 1, verificou-se traspasse um dia depois de cessada a inoculação quando a densidade da água bruta contabilizava cerca de 10^6 céls./mL de *M. aeruginosa*, conforme pode ser observado nas Figuras 5.5 e 5.6. Cabe ressaltar que o termo traspasse caracteriza a verificação de um valor na água efluente da unidade de filtração maior do que o valor na água afluente para uma dada característica de qualidade avaliada num determinado dia de operação.

Quanto à clorofila-a, no entanto, vale salientar que o valor quantificado para essa característica na água efluente, após o primeiro dia de encerramento da inoculação deste experimento, foi quase cinco vezes maior que a quantidade observada na água afluente; já para o primeiro experimento, valendo-se da mesma comparação, observou-se a proporção de quase duas vezes esse valor.

O balanço de massa realizado a cada fase, Tabela 5.4, revela que durante a fase de monitoramento o sistema apresentou a menor eficiência de remoção de clorofila-a, cerca de 25%. Entretanto, quando analisada a inoculação e o monitoramento, como um todo, observa-se que a unidade atingiu eficiência de 40%, o que significa que dos 185.341 µg de clorofila-a

inseridos no sistema, 74.761 µg ficaram retidos ou sofreram alguma transformação no interior do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente.

Tabela 5. 4: Remoção de clorofila-a no pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente PFA sem amadurecido, baseada no balanço de massa em µg para as diferentes fases do experimento 2.

Fase	AB	PFA	% Remoção
Amadurecimento	5.913,6	1.478,4	75,0%
Inoculação	169.241,6	98.841,6	41,6%
Monitoramento	16.099,5	12.038,4	25,2%
Inoc. + Monit.	185.341,1	110.880,0	40,2%

Comparando a remoção de clorofila-a na fase de monitoramento do experimento 2 (Tabela 5.4) com a remoção no monitoramento após a fase de inoculação II no experimento 1 (Tabela 5.3), observa-se que o desprendimento de células de *M. aeruginosa* durante o monitoramento foi menor quando o pré-filtro já estava operando por um maior período de tempo. Por outro lado, quando se analisa conjuntamente as fases de inoculação e monitoramento verifica-se que os resultados de remoção de clorofila-a nos experimentos 1 (45,8%) e 2 (40,2%) foram próximos, apesar de o amadurecimento no experimento 2 ter sido conduzido por apenas três dias. Cabe ressaltar que precedendo este experimento o pré-filtro foi limpo por meio da realização de descargas de fundo, diferentemente do experimento anterior, em que o meio filtrante foi limpo após ser submetido a processo de esterilização. Ou seja, acredita-se que as descargas de fundo não foram capazes de remover totalmente o biofilme presente na superfície do material granular, favorecendo um amadurecimento em menor tempo.

Como no experimento anterior, foi verificada a ocorrência de lise de células no PFA, visto que no primeiro dia de monitoramento foi detectada 3,53 µg/L de toxina extracelular (Apêndice A, Tabela A.4) na água efluente do pré-filtro de pedregulho, conforme pode ser observado na Figura 5.7. Atenta-se ainda para o fato de que praticamente toda toxina extracelular presente na água afluenta ao pré-filtro, originada da lise natural das células no recipiente utilizado para armazenamento da água bruta, foi quantificada no efluente dessa unidade, evidenciando a baixa capacidade de remoção de toxinas dissolvidas no PFA sem amadurecimento.

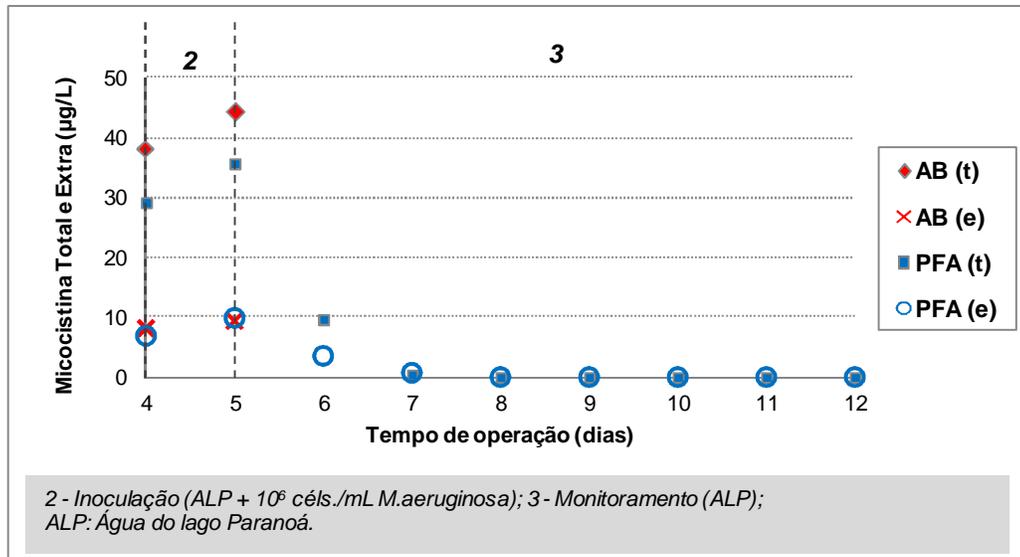


Figura 5. 7: Valores de microcistinas totais (t) e extracelulares (e) afluyente (AB) e efluente do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) durante o experimento 2, com amadurecimento.

Ademais, o balanço de massa de microcistina total para a fase de inoculação e monitoramento, 2 + 3, revelou uma remoção de apenas 9%, valor consideravelmente inferior a 26%, observado para remoção em 4 + 5 do experimento anterior.

Cabe destacar ainda que a temperatura, parâmetro importante no desenvolvimento da atividade biológica, manteve a média de 24 °C (\pm 1°C) durante a realização de ambos os experimentos, bem próximo à temperatura de 25 °C indicada por Ho *et al.* (2007) como sendo a que apresentou melhor desenvolvimento da atividade biológica em seus experimentos com filtros lentos.

Quanto à perda de carga no PFA, essa não apresentou valores maiores que 0,2 cm ao longo dos dois experimentos. Esse valor é similar ao apresentado por Melo (2006) para unidade de pré-filtração avaliada em seu trabalho com as mesmas características da utilizada neste, porém utilizando células de *Cylindrospermopsis raciborskii* para simulação de floração de cianobactérias.

Em geral, o pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente se mostrou com uma unidade capaz de reduzir a sobrecarga provocada pela inserção de células de *M. aeruginosa*, mostrando os melhores resultados quando submetido a um período de amadurecimento razoável de seu meio filtrante, cerca de duas semanas. Embora a lise das células de *Microcystis* observadas durante os experimentos possa a princípio parecer um problema, essa ocorrência pode provavelmente ser minimizada com a adoção de uma descarga de fundo diária no pré-filtro. Dos dados de clorofila-a obtidos após os procedimentos de descargas de fundo realizados ao final do experimento 1 (Figura 5.4), observa-se que a primeira descarga representou cerca de 60% da clorofila-a presente na água das descargas de fundo realizadas.

É importante lembrar que os estudos de Sá (2002, 2006) e de Ho *et al.* (2006) revelaram que os organismos presentes no filtro lento são capazes de degradar microcistinas extracelulares se devidamente amadurecidos, por outro lado, se a lise ocorrer no interior dos filtros lentos, a degradação da toxina pode ser dificultada, visto que os organismos terão que trabalhar tanto a remoção da célula quanto a remoção da toxina .

5.2 – EXPERIMENTOS COM FILTROS LENTOS DE AREIA PRECEDIDO DE PRÉ-FILTRO DE PEDREGULHO COM ESCOAMENTO ASCENDENTE

Anteriormente à realização de todas as etapas experimentais discutidas a seguir, realizou-se sempre a limpeza dos filtros lentos de areia, embora, o pré-filtro de pedregulho tenha sido mantido em funcionamento contínuo após a realização do segundo experimento da etapa 1. Essa medida foi tomada de modo a evitar mudanças bruscas no funcionamento do pré-filtro e conseqüente perturbação na biota já existente na unidade, o que reflete diretamente na eficiência de um sistema de filtração biológica de acordo com Hendricks e Bellamy (1991).

Precedendo ao início da discussão de todas as etapas experimentais, apresenta-se uma tabela que reúne as peculiaridades inerentes a cada uma dessas. Da discussão dos resultados, serão apontadas as características gerais da água do lago Paranoá durante o período de realização dos experimentos e, em seqüência, serão apresentados e discutidos os resultados obtidos a

partir de toda água bruta afluente ao sistema e da água efluente às unidades de filtração, pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente e filtros lentos de areia, para as características de maior relevância no trabalho.

5.2.1 - Avaliação do desempenho do sistema PFA + FLA quando submetidos a elevadas densidades de células de *Microcystis aeruginosa* - Amadurecimento dos filtros lentos com efluente do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente

Esta etapa foi desenvolvida com intuito de avaliar a influência do amadurecimento dos filtros lentos na remoção de células de *Microcystis aeruginosa* considerando que o pré-filtro já se encontrava amadurecido. Para isso, seguiram-se as fases explicitadas no item 4.4.2 do capítulo anterior e resumidas na Tabela 5.5, adiante.

Tabela 5. 5: Principais características das fases da segunda etapa experimental.

Fase	Duração	Água Base	Configuração do Sistema
1-Amadurecimento	15 dias	ALP	Figura 4.2 AB → PFA → FLA's
2 - Inoculação	3 dias	ALP + <i>M. aeruginosa</i>	Figura 4.2 AB → PFA → FLA's
3 - Monitoramento	7 dias	ALP	Figura 4.2 AB → PFA → FLA's

ALP: Água do Lago Paranoá

Quanto à configuração assumida pelo sistema, vale lembrar que quando se utilizou a configuração mostrada na Figura 4.2, os filtros lentos de areia eram alimentados com a água efluente ao pré-filtro de pedregulho.

A água do lago Paranoá, sem adição de células de *Microcystis aeruginosa*, utilizada na alimentação do sistema nas fases de “amadurecimento” e “monitoramento”, apresentou as características resumidas na Tabela 5.6. Verifica-se que os valores apresentados nessa Tabela são próximos aos valores mostrados na Tabela 5.2, apesar da realização dessa etapa experimental ter ocorrido durante a transição do período de seca e o período de chuva na cidade de Brasília/DF.

Tabela 5. 6: Características da água do lago Paranoá, água bruta, nas fases de amadurecimento e monitoramento, durante a etapa 2 (N=22)

Características	Faixa	Média	Desvio padrão
Turbidez (UT)	1,8 – 9,9	4,7	1,5
Clorofila-a (µg/L)	4,9 – 20,8	13,0	4,0
Coliformes totais (NMP/100mL)	$2 \times 10^2 - 4,6 \times 10^4$	$9,7 \times 10^3$	12×10^3
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	$1 \times 10^2 - 3,3 \times 10^3$	$7,6 \times 10^2$	$8,1 \times 10^2$
pH	6,7 – 7,5	7,2	0,2
Alcalinidade Total (mg/L CaCO ₃)	20 – 24	21	1

Os valores obtidos para turbidez e clorofila-a (Apêndice A, Tabela A.5) para água bruta (AB) e água efluente do pré-filtro (PFA) e dos filtros lentos de areias (FLA 1 e FLA 2) nesta etapa experimental são apresentados nas Figuras 5.8 e 5.9, respectivamente. Nos três dias da fase de inoculação a água bruta apresentou 22,9, 32,8, 37,9 UT e 147,2, 342,7, 137,3 µg/L, respectivamente, de turbidez e clorofila-a.

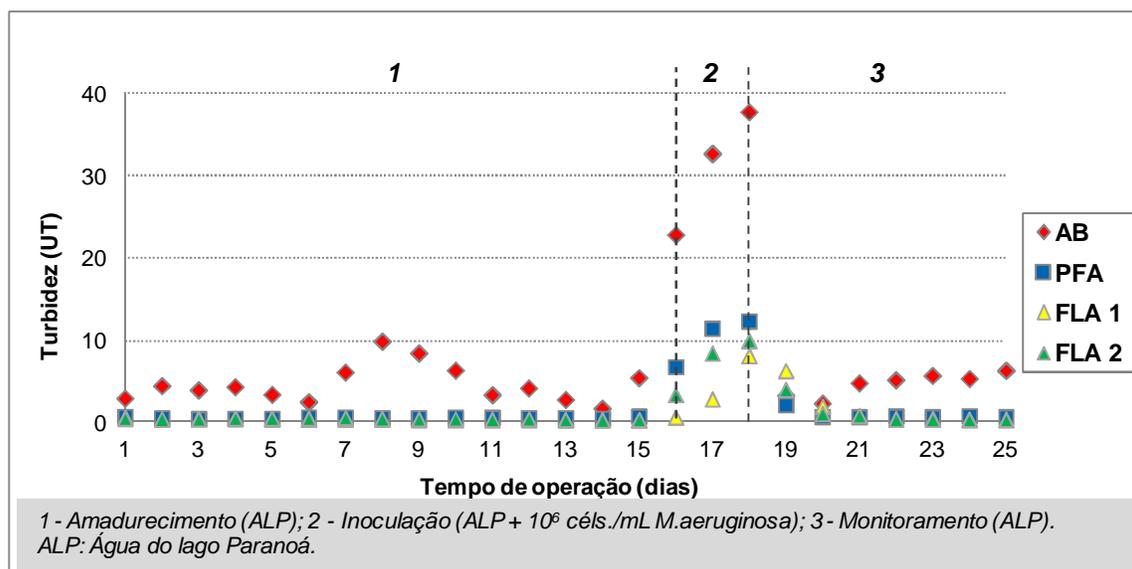


Figura 5. 8: Turbidez da água afluenta (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) e dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante a etapa experimental 2.

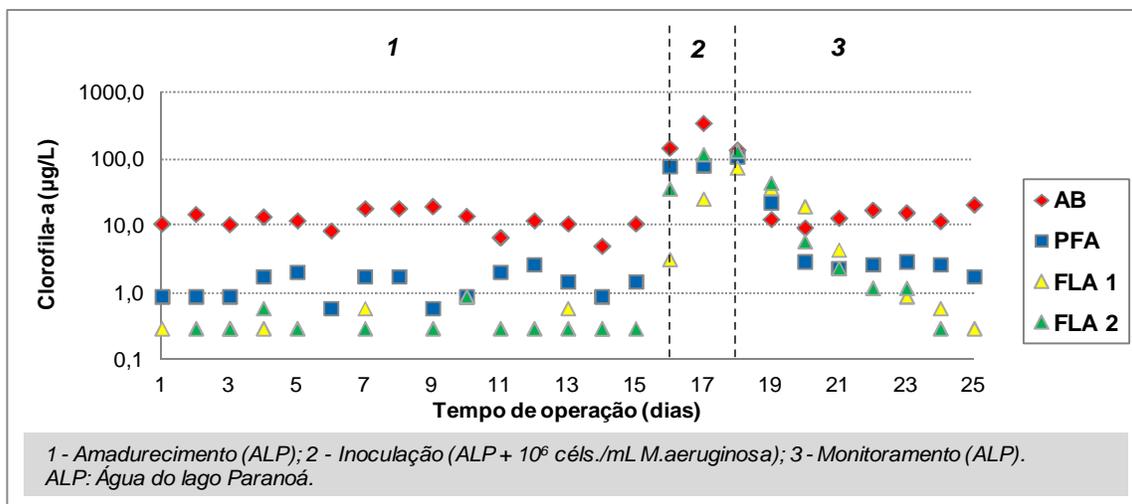


Figura 5. 9: Clorofila-a da água afluente (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) e dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante a etapa experimental 2.

Como pode ser visto nas Figuras 5.8 e 5.9, no geral, o comportamento da clorofila-a foi similar ao observado para a turbidez. Entretanto, particularmente quando se analisa a clorofila-a, nota-se que os filtros lentos apresentam variabilidade de desempenho, principalmente durante o período de inoculação, sugerindo que essas unidades, embora operadas de forma similar, não apresentaram grau de amadurecimento similar e/ou não estavam suficientemente amadurecidas.

Tanto para a turbidez quanto para a clorofila-a, observou-se o traspasse depois de cessada a fase de inoculação. A Figura 5.10 permite a visualização do traspasse de clorofila-a.

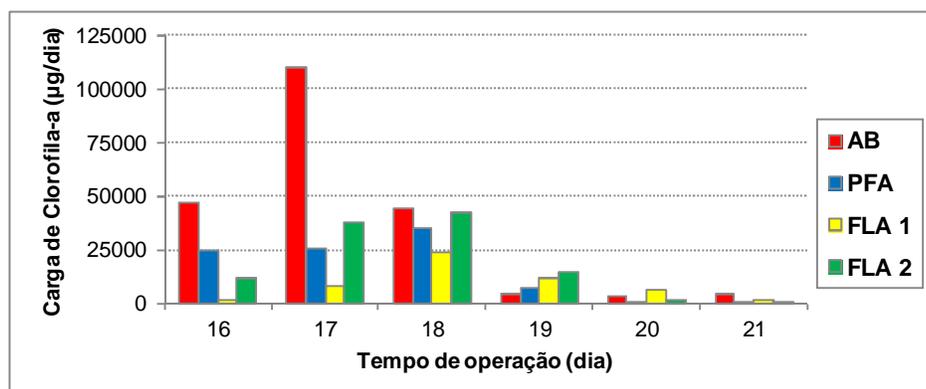


Figura 5. 10: Carga de clorofila-a afluente (AB) e efluente do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) e dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) nos 3 dias de inoculação e 3 dias seguintes do monitoramento.

Nota-se, da Figura 5.10, que durante a fase de inoculação (dias 16, 17 e 18), o FLA 1 foi mais eficiente na retenção de células do que o FLA 2. Embora o FLA 1 tenha removido mais células que o FLA 2, na fase de monitoramento foi observado o arraste das células retidas na fase anterior, quando o sistema voltou a ser alimentado com água do lago Paranoá (dia 19). O FLA 2, que não se mostrou eficiente na remoção durante a fase de inoculação, apresenta arraste de células (traspasse) com menor impacto que o FLA 1 na fase de monitoramento.

A diferença de desempenho dos filtros lentos fica evidente na Tabela 5.7, que apresenta o balanço de massa nas unidades baseado na quantificação de clorofila-a.

Tabela 5. 7: Remoção de clorofila-a nos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) baseada no balanço de massa em µg para as diferentes fases da etapa 2.

Fase	AB	PFA	% Rem.	FLA 1	% Rem.	FLA 2	% Rem.
Amadurecimento	59.595,9	6.570,7	89,0%	750,9	88,6%	1.408,0	78,6%
Inoculação	200.682,2	85.155,8	57,6%	32.778,2	61,5%	91.576,3	-7,5%
Monitoramento	32.290,1	12.061,9	62,6%	20.462,9	-69,6%	17.553,1	-45,5%
Inoc. + Monit.	232.972,4	97.217,7	58,3%	53.241,2	45,2%	109.129,4	-12,3%

A Tabela 5.7 demonstra que o FLA 1 e FLA 2 apresentaram desempenhos distintos desde a fase de amadurecimento. De forma mais abrangente, o FLA 1 apresentou melhores resultados que o FLA 2 quanto à remoção de clorofila-a. Comparando a eficiência global dos sistemas, PFA + FLA 1 e PFA + FLA 2, para a fase de inoculação juntamente com o monitoramento, verifica-se que o primeiro apresentou remoção de 77% enquanto que o segundo foi capaz de remover 53% da clorofila-a afluyente.

A baixa capacidade de retenção de células de *Microcystis aeruginosa* dos filtros lentos pode ser explicada pela forma como foi conduzido o procedimento de amadurecimento nessas unidades. Os filtros receberam água efluente do pré-filtro de pedregulho no período de tempo destinado ao amadurecimento e a unidade de pré-filtração em pedregulho retinha parte das impurezas da água do lago Paranoá, assim o desenvolvimento da camada de coesão (“schmutzdecke”) dos filtros pode ter sido comprometido, ou seja, apesar do tempo de

operação transcorrido antes da alimentação com células de *Microcystis aeruginosa* ter sido longo, o amadurecimento dos filtros lentos foi pobre.

É importante destacar que Di Bernardo (1993) recomenda que quando se utiliza a tecnologia de FiME, deve ser adotado um procedimento para possibilitar o amadurecimento dos filtros lentos, em que no início de funcionamento da unidade, essa deve ser alimentada com água bruta por dois ou três dias, ou seja, a mesma água afluenta à unidade de pré-filtração.

Melo (2006), em seus experimentos com PFA seguidos de FLAs e com água bruta contendo células de *C. raciborskii* na ordem de 10^6 céls./mL nas fases de inoculação, seguiu as orientações de Di Bernardo (1993) e obteve remoções nas unidades de filtração lenta superiores a 75% em todas as fases experimentais realizadas, o que reforça a hipótese de que o amadurecimento dos filtros lentos nessa etapa experimental não foi suficiente para obter melhores desempenhos possíveis quanto à remoção de células de *M. aeruginosa*.

Apesar da ocorrência de um amadurecimento pobre nos filtros lentos, não é explícito o fator que leva a diferença de desempenho observado entre eles, evidenciada principalmente na fase de inoculação de células de *M. aeruginosa*. Acredita-se que tal comportamento pode ter sido ocasionado por algum erro cometido quando da montagem do meio filtrante das unidades ou por algum problema operacional não detectado no sistema durante a realização desta etapa. Entretanto, vale destacar que, utilizando coluna de filtração e meio filtrante com características idênticas, Salati (2010) constatou que, mesmo sob condições similares de funcionamento, os filtros lentos também apresentaram desempenhos diferenciados entre si, o que indica a existência de fatores ambientais que condicionam o desempenho das unidades de filtração lenta.

É importante destacar ainda que, no terceiro dia de inoculação foi feita a recirculação da água efluente ao pré-filtro de pedregulho, de modo que a mesma se misturasse à água base preparada para esse dia. Essa medida foi tomada por ter ocorrido morte de parte do cultivo necessário para obtenção de concentrações na ordem de 10^6 céls./mL no dia. Assim, o valor do

balanço de clorofila-a na fase de inoculação está um pouco acima do que de fato foi introduzido no sistema, quando considerado o terceiro dia de inoculação, tendo em vista que a água recirculada promovia a diluição sucessiva da água base nesse dia, ocasionando variação contínua na densidade das células no recipiente de armazenamento da água base.

Os resultados das análises de microcistinas total e extracelular revelaram que os valores obtidos para os dados de microcistina total se mostraram inconsistentes, devido ao fato de que quantidade significativa das amostras de toxina total dos filtros lentos revelaram concentrações superiores às encontradas na água bruta, tal ocorrência impossibilitou avaliação de remoção de microcistina total na etapa experimental 2. Acredita-se que os procedimentos de gelo-degelo e posterior sonificação não tenham sido suficientes para promover a lise efetiva das células de *M. aeruginosa*, subestimando, assim, os dados obtidos em algumas das amostras de toxina total.

Para tanto, optou-se por avaliar apenas os dados de toxina extracelular (Apêndice A – Tabela A.6), visto que as amostras não foram submetidas a procedimentos para lise das células de *M. aeruginosa* e que, portanto, seus dados podem ser considerados mais confiáveis.

Os dados de microcistina extracelular permitiram observar a ocorrência de lise de células de *Microcystis aeruginosa* durante o período de inoculação, evidenciada pelo traspasse logo no primeiro dia da fase de inoculação, quando o valor de microcistina extracelular no efluente do PFA apresentou concentrações superiores às concentrações de microcistina dissolvida encontradas na água bruta (água do lago Paranoá e células de *M. aeruginosa*), conforme observado na Figura 5.11.

Depois de cessada a fase de inoculação, observa-se que o traspasse de microcistina extracelular no PFA diminui rapidamente. Nos filtros lentos, o traspasse de toxina extracelular é demonstrado nos dias de operação 19 e 20, importante ressaltar que nesse período os filtros lentos também apresentaram traspasse de células de *M. aeruginosa* (Figura 5.10), o que indica que a concentração de microcistina total na água efluente dos FLAs foi ainda maior.

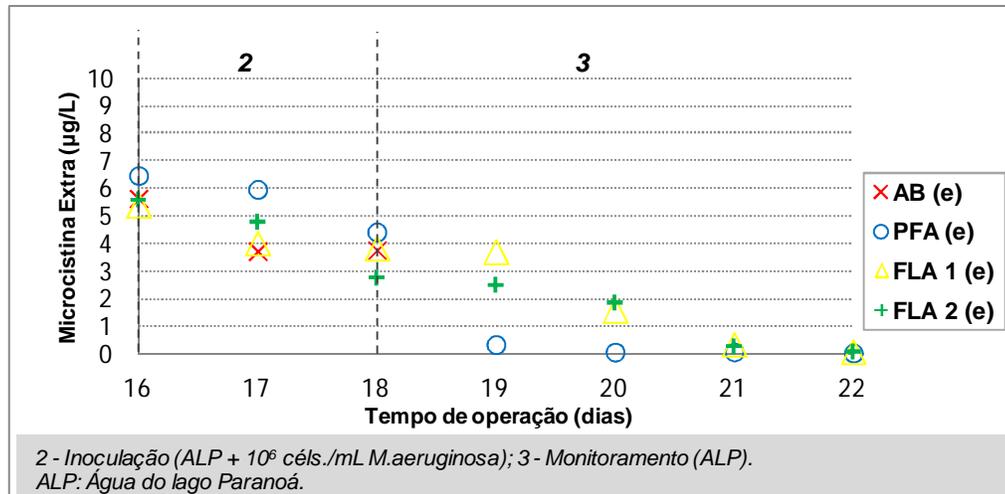


Figura 5. 11: Valores de microcistinas extracelulares (e) afluente (AB) e efluente do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) e filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante a etapa experimental 2.

Com relação ao valor de 1,0 µg/L adotado pela legislação brasileira como o valor limite máximo aceitável de microcistina em água para abastecimento humano, Portaria MS nº 518 (Brasil, 2004), é importante observar que dois dias depois de cessada a fase de inoculação de células *M. aeruginosa*, não foram observadas quantidades de microcistina extracelulares superiores a 1,0 µg/L, tanto no efluente do pré-filtro como no efluente dos filtros lentos.

Quanto ao desenvolvimento da perda de carga, como era esperado, o pré-filtro de pedregulho se manteve constante (Figura 5.12), tendo em vista que a unidade já se encontrava em funcionamento quando do início desta etapa experimental. Os filtros lentos apresentaram perda de carga menores que 4 cm durante toda a etapa experimental.

Um acontecimento relevante é que os filtros lentos não apresentaram aumento no valor de perda de carga durante a fase de inoculação. Fator que pode ser atribuído ao pobre amadurecimento dessas unidades, o que ocasionou a baixa retenção de impurezas não ocasionando assim a elevação da perda de carga no meio filtrante e confirmada pela baixa eficiência de remoção de clorofila-a, como demonstrado anteriormente na Tabela 5.7. Além do pobre amadurecimento, é importante lembrar que as células cultivadas em laboratório não formam colônias e, portanto, podem atravessar o meio filtrante com maior facilidade que as

células presentes em meio natural, as quais apresentam mucilagem, o que possivelmente dificultaria sua penetração e arraste no interior do filtro.

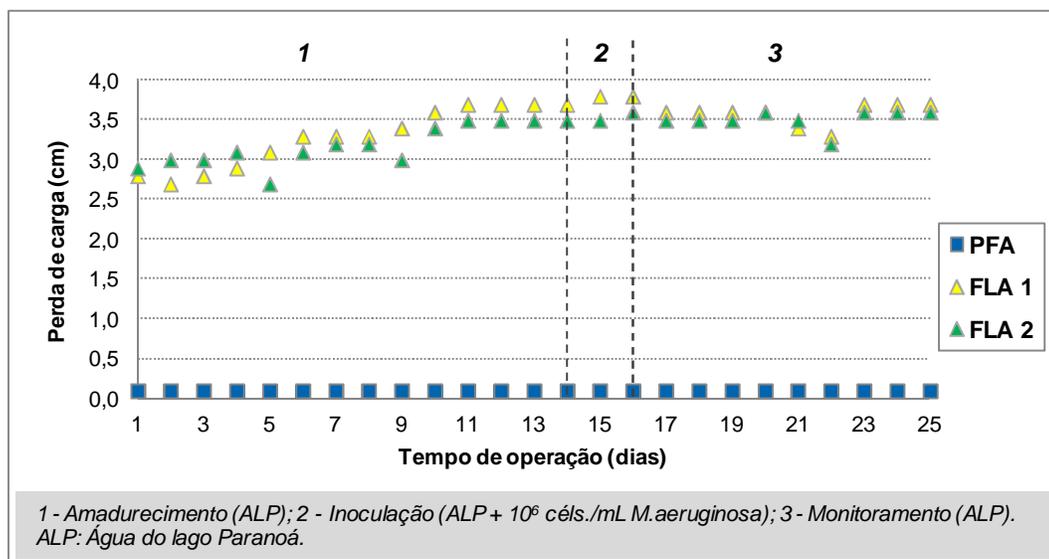


Figura 5. 12: Valores da perda de carga no pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente e nos filtros lentos de areia durante a realização da etapa experimental 2.

Apesar da similaridade entre os filtros lentos para a perda de carga, o FLA 1 apresentou perda de carga levemente superior, o que reflete no seu melhor desempenho quanto à retenção de partículas, expresso claramente pela remoção de clorofila-a nessa unidade (Tabela 5.7).

Quanto às temperaturas medidas, cabe ressaltar que os valores foram obtidos para apenas um filtro lento, o denominado de FLA 1, como as unidades foram consideradas réplicas uma da outra, recebendo água afluyente comum, descartou-se a necessidade de uso de um sensor digital para cada um dos filtros. Sendo assim, não foi possível evidenciar se a disposição dos filtros lentos no laboratório pode ter influenciado a temperatura real para a água no interior das duas colunas de filtração lenta. De qualquer forma, destaca-se que o FLA 1, pela sua posição, recebia maior luminosidade que o FLA 2.

Quanto ao desempenho do sistema PFA + FL na remoção de coliformes totais e *E. coli* (dados no Apêndice A – Tabela A.7), analisando os dados a cada fase, amadurecimento, inoculação e monitoramento, não foram obtidos valores de remoção inferiores a 95,0% para ambos os

parâmetros. Esse fato demonstra inconsistência entre a remoção de coliformes e clorofila-a, e ainda ressalta a incoerência dos dados de coliformes totais e *E. coli* comparativamente a outros trabalhos com cianobactérias (Arantes, 2004; Melo 2006; Sá 2002 e 2006; entre outros) que demonstraram o decréscimo da eficiência na remoção de coliformes durante os períodos de inoculação de células tóxicas.

5.2.2 Avaliação do sistema PFA + FLA quando submetidos a células de *Microcystis aeruginosa* e a microcistinas – Amadurecimento dos filtros lentos com água do lago Paranoá

Com a finalidade de buscar promover um melhor desenvolvimento da atividade biológica nos filtros lentos de areia, foi realizada uma modificação no sistema para permitir que durante a fase de amadurecimento o FLA 1 e FLA 2 fossem alimentados com a água lago Paranoá, conforme Tabela 5.8.

Tabela 5. 8: Principais características das fases da terceira etapa experimental.

Fase	Duração	Água Base	Configuração do Sistema
1 - Amadurecimento	5 dias	ALP	Figura 4.10 AB → PFA → FLA's
2 - Inoculação I	1 dia	ALP + <i>M. aeruginosa</i> + microcistinas	Figura 4.2 1x10 ⁶ céls./mL + ≈ 5 µg/L* AB → PFA → FLA's
3 - Amadurecimento/ Monitoramento	5 dias	ALP	Figura 4.10 AB → PFA → FLA's
4 - Inoculação II	1 dia	ALP + <i>M. aeruginosa</i> + microcistinas	Figura 4.2 6x10 ⁵ céls./mL + ≈ 15µg/L* AB → PFA → FLA's
5 - Amadurecimento/ Monitoramento	5 dias	ALP	Figura 4.10 AB → PFA → FLA's
6 - Inoculação III	1 dia	ALP + <i>M. aeruginosa</i> + microcistinas	Figura 4.2 7x10 ⁵ céls./mL + ≈ 50 µg/L* AB → PFA → FLA's
7 - Monitoramento	7 dias	ALP	Figura 4.2 AB → PFA → FLA's

ALP: Água do Lago Paranoá; (*) Os valores de microcistinas foram estimados com base na quantidade de toxina por mL de cultivo.

Importante mencionar que essa forma peculiar de operação do sistema PFA + FL foi adotada para permitir a avaliação da eficiência do filtro lento precedido de filtração em pedregulho no tratamento de águas contendo altas densidades de células de *Microcystis aeruginosa* e microcistinas, numa condição em que os filtros lentos já se encontrassem progressivamente amadurecidos biologicamente, mas não se pretende que em escala real que tal forma de operação seja adotada.

Para obtenção da água bruta utilizada nas fases de inoculação foram realizadas combinações de modo a alcançar concentrações aproximadas de 10^6 céls./mL de *Microcystis aeruginosa* e concentrações crescentes de microcistinas, a cada inoculação, estimadas com base na produção de toxina por célula cultivada avaliada em outros trabalhos (ver Tabela 5.8). Importante destacar que considerando os objetivos dessa etapa experimental, não foi quantificada a concentração de toxina adicionada nas diferentes fases do experimento.

Durante a realização desta etapa experimental, consolidou-se o período de chuvas na cidade de Brasília/DF. Desse modo, embora as características da água do lago Paranoá com relação à turbidez e clorofila-a sejam parecidas verifica-se, comparando as Tabelas 5.6 e 5.9, que a contaminação por bactéria do grupo coliformes foi mais acentuada no período de desenvolvimento da etapa experimental 3.

Tabela 5. 9: Características da água do lago Paranoá, água bruta, nas fases de amadurecimento e monitoramento, durante a etapa 3 (N=22).

Características	Faixa	Média	Desvio padrão
Turbidez (UT)	2,0 – 9,6	5,0	2,0
Clorofila-a (µg/L)	3,6 – 23,8	9,6	4,6
Coliformes totais (NMP/100mL)	1×10^2 – $2,4 \times 10^5$	$2,6 \times 10^4$	$5,4 \times 10^4$
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	1×10^2 – $7,7 \times 10^3$	$1,5 \times 10^3$	$2,1 \times 10^3$
pH	6,1 – 7,5	6,9	0,36
Alcalinidade total (mg/L CaCO₃)	16 – 27	20	2

O desempenho das unidades de filtração quanto à capacidade de remover turbidez e clorofila-a (Apêndice A, Tabela A.8) durante etapa experimental 3 é apresentado nas Figuras 5.13 e 5.14, respectivamente.

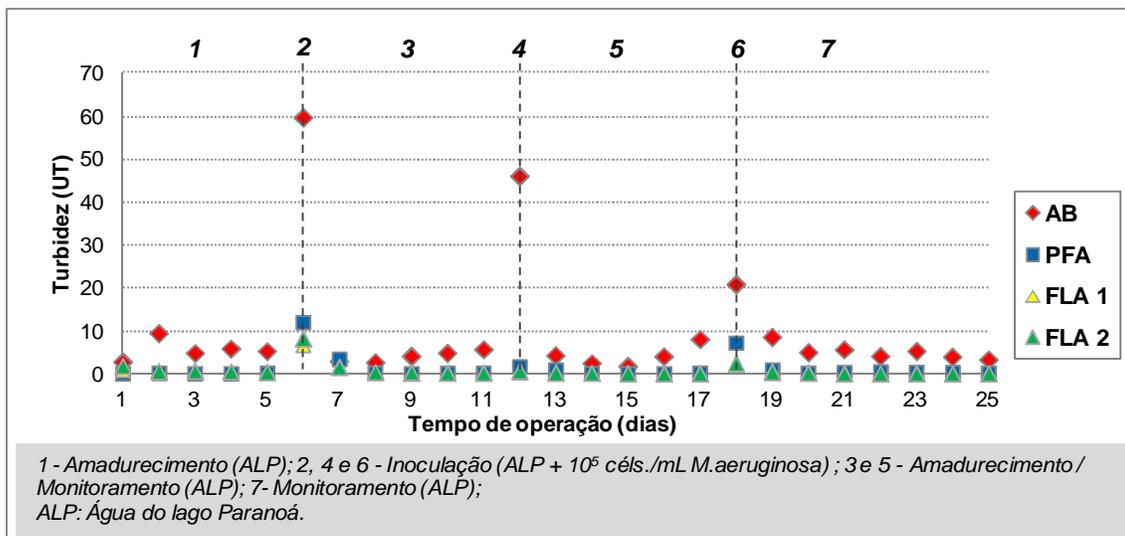


Figura 5. 13: Turbidez da água afluenta (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) e dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante a etapa experimental 3.

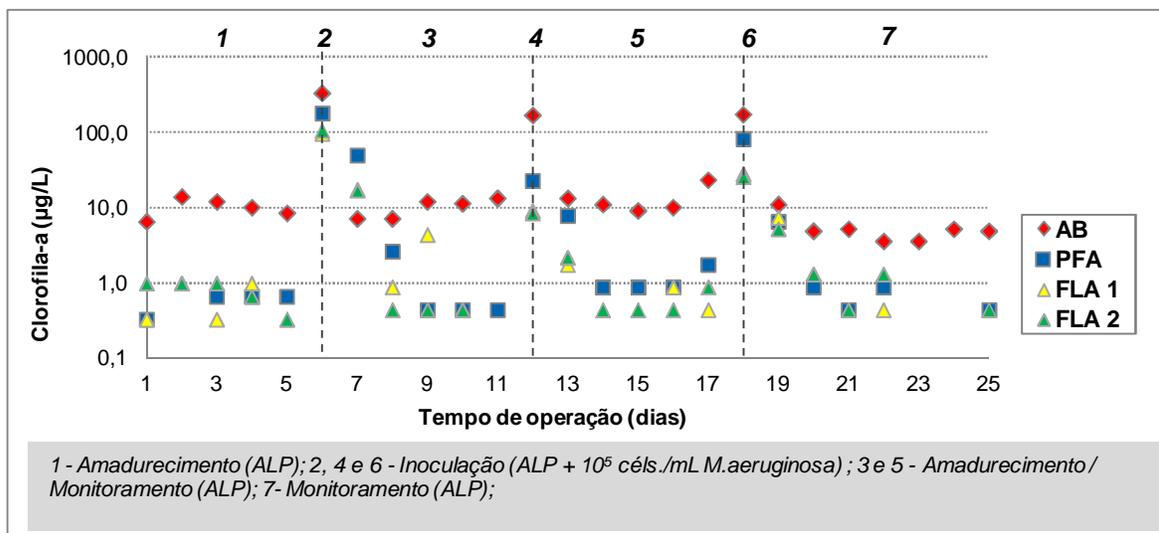


Figura 5. 14: Clorofila-a da água afluenta (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) e dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante a etapa experimental 3.

Importante mencionar que nas fases 1, 3 e 5, onde o pré-filtro e os filtros lentos foram alimentados apenas com água do lago Paranoá, o FLA 1 e o FLA 2 apresentaram desempenho bastante similar.

Da observação e análise das Figuras 5.13 e 5.14, nota-se que a turbidez e a clorofila-a se comportaram similarmente, embora seja importante destacar que foram quantificadas diferenças notáveis entre os valores de turbidez nas inoculações realizadas para valores próximos de clorofila-a. Apesar de a água bruta conter células de *M. aeruginosa* em densidade próxima nas três inoculações (ver Tabela 5.9), e valores de clorofila-a também próximos, particularmente nas inoculações II (173,6 µg/L) e III (177,6 µg/L), os valores de turbidez decresceram significativamente nesses eventos.

No que se refere aos dados de clorofila-a, foram quantificados os valores de 341,2, 173,6 e 177,6 µg/L na água base para as três inoculações realizadas, respectivamente, sendo esses valores considerados coerentes quando avaliados juntamente com os dados de contagem de células. Além disso, dos resultados da água efluente dos filtros lentos, nota-se que os mesmos mostraram desempenho aproximadamente similar entre si, evidenciando a reprodutibilidade do experimento.

Para melhor visualização da remoção de clorofila-a retida nas unidades de filtração nas diferentes fases da terceira etapa, realizou-se o balanço de massa dessa característica considerando cada fase experimental separadamente, conforme pode ser visto na Tabela 5.10.

Tabela 5. 10: Remoção de clorofila-a (µg) nos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) baseada na massa de clorofila-a afluyente e efluente às unidades nas diferentes fases da etapa 3.

Fase	AB	PFA	% Rem.	FLA 1	% Rem.	FLA 2	% Rem.
Amadurecimento*	16.579,2	739,2	95,5%	950,4	94,3%	1.267,2	92,4%
Inoculação I	109.190,4	58.713,6	46,2%	31.680,0	46,0%	34.848,0	40,6%
Amad./Monit.*	16.579,2	17.459,2	-5,3%	7.462,4	55,0%	5.913,6	64,3%
Inoculação II	55.545,6	7.392,0	86,7%	2.956,8	60,0%	2.745,6	62,9%
Amad./Monit.*	21.753,6	3.942,4	81,9%	1.267,2	94,2%	1.408,0	93,5%
Inoculação III	56.812,8	26.716,8	53,0%	9.081,6	66,0%	8.342,4	68,8%
Monitoramento	12.460,8	2.956,8	76,3%	2.956,8	0,0%	2.816,0	4,8%
Inoc. III + Monit.	69.273,6	29.673,6	57,2%	12.038,4	59,4%	11.158,4	62,4%

(*) As porcentagens de remoção das unidades foram calculadas com base nos dados de clorofila-a na água afluyente (água do lago Paranoá-ALP) e efluente de cada unidade.

Analisando as remoções de clorofila-a no pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente, observa-se que a unidade obteve elevada eficiência na fase de amadurecimento. Apesar disso, após a primeira inoculação, na fase de amadurecimento/monitoramento, observa-se a ocorrência de arraste significativo de células, evidenciado principalmente pela eficiência de remoção negativa da unidade na Tabela 5.10. Pela primeira vez, desde o início dos experimentos com PFA, além da toxina extracelular proveniente da lise natural das células retidas no pré-filtro, houve a inserção de toxina dissolvida de *Microcystis aeruginosa*, tal procedimento parece provocar um impacto negativo no desempenho da unidade.

Embora a baixa eficiência do PFA registrada na fase 3 (amadurecimento/monitoramento), as remoções de clorofila-a obtidas nas fases seguintes indicam que o pré-filtro restabelece as condições de eficiência apresentadas nos experimentos anteriores, como pode ser observado nos dados de remoção obtidos após a inoculação II (86,7%) e a sua fase seguinte (81,9%). Entretanto, na última fase de inoculação, quando foi inserida a maior quantidade de toxina dentre as três inoculações realizadas, a capacidade de retenção de células do PFA parece ser abalada novamente.

Diferentemente da etapa experimental 2, os filtros lentos apresentaram eficiências de remoção próximas, sugerindo que nessa fase experimental essas unidades podem ser consideradas réplicas. Comparando os dados de remoção de clorofila-a obtidos no FLA 1 na etapa 2 e na etapa 3 após um tempo de operação de 15 dias, com procedimentos de amadurecimento distintos, observa-se que tanto a remoção no período de inoculação quanto no monitoramento foram superiores quando o filtro lento foi amadurecido com água do lago Paranoá. Verificou-se que o arraste de células previamente retidas na fase de inoculação foi muito menor quando o filtro lento foi amadurecido com água do lago Paranoá, não tendo sido detectado o traspasse de células inclusive na fase de inoculação, como poder ser visto na Figura 5.15.

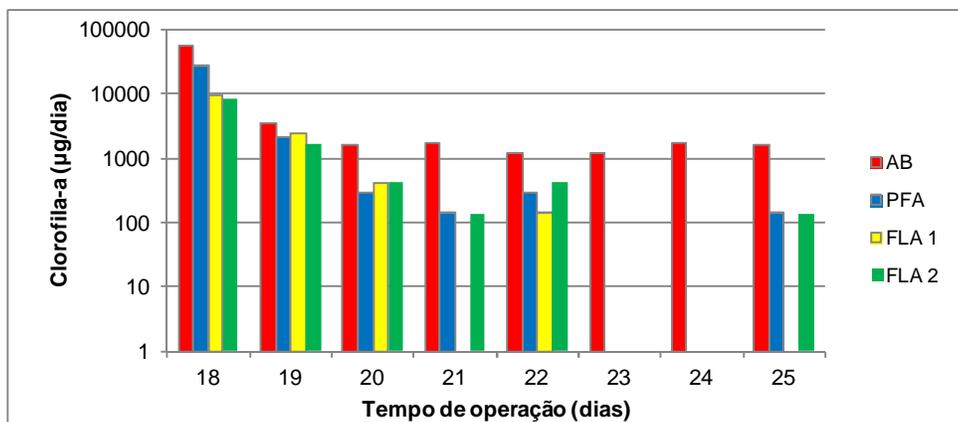


Figura 5. 15: Valores diários da massa de clorofila-a afluente (AB) e efluente ao pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) e dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) em 1 dia de inoculação e 7 dias seguintes do monitoramento.

Ainda, quanto à ocorrência de traspasse e amortização do arraste de células, Arantes (2004) também observou em seus experimentos com filtros lentos e inoculação com água bruta contendo células de *C. raciborskii* na ordem de 10^5 céls./mL, que não houve a detecção de traspasse de células e nem de toxinas quando os filtros se encontravam amadurecidos.

Apesar das relativas boas remoções de clorofila-a observadas nos filtros lentos durante as fases de inoculação (Tabela 5.11), observa-se que durante o monitoramento, após a inoculação III, os filtros lentos apresentaram remoções bastante inferiores às remoções obtidas nas fases de monitoramento anteriores. É importante destacar que nas duas fases de amadurecimento/monitoramento os filtros lentos eram alimentados com água do lago Paranoá, enquanto que no monitoramento após a inoculação III, essas unidades recebiam água efluente do pré-filtro de pedregulho. Isso pode sugerir que a lise de células retidas no PFA e, conseqüente, liberação de toxinas, interferiu no funcionamento das unidades de filtração lenta. Entretanto, esta hipótese deve ser investigada.

Analisando o desempenho do sistema PFA + FL (inoculação III+monitoramento), observa-se que as remoções de clorofila-a foram superiores a 80%. Amancio (2007), utilizando água bruta com células de *M. aeruginosa* na ordem de 10^6 céls./mL e um sistema similar ao adotado neste estudo, obteve remoções de clorofila-a superiores a 95%. É importante lembrar que a introdução de toxina dissolvida, como já discutido anteriormente, pode ter causado algum

impacto negativo sobre os micro-organismos presentes nos filtros lentos, diminuindo, assim, a capacidade de retenção de células nos filtros.

Mesmo considerando a menor remoção de clorofila-a obtida nesta etapa, em relação aos resultados relatados por Amancio (2007), é importante destacar a importância do uso do pré-filtro na diminuição da carga de clorofila-a que chega aos filtros lentos. Salati (2010), com utilização de apenas filtros lentos para remoção de células de *M. aeruginosa* (10^6 céls./mL) obteve remoção média de clorofila-a de 58% em 3 experimentos com 2 filtros lentos de areia amadurecidos, enquanto que com o uso da unidade de pré-filtração, na etapa 3 deste trabalho, foi possível atingir remoção de pouco mais de 80%.

Embora tenha sido observada razoável similaridade entre os filtros lentos com relação à remoção turbidez (Figura 5.13), à remoção de clorofila-a (Figura 5.14) e ao balanço de massa de clorofila-a (Tabela 5.11), a perda de carga se comportou de forma bastante distinta entre essas unidades, como pode ser notado na Figura 5.16. Não foi encontrada explicação para esse fenômeno visto que na etapa anterior apesar do desenvolvimento da perda de carga nos dois filtros lentos terem apresentado comportamento próximo, o desempenho dessas unidades foram distintos.

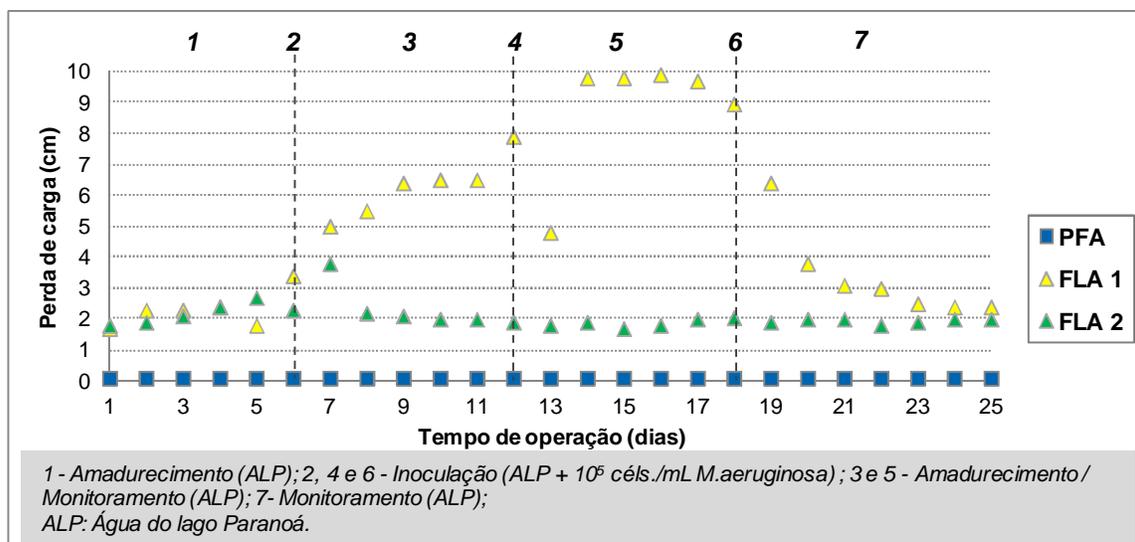


Figura 5. 16: Perda de carga no pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente e nos filtros lentos de areia durante a realização da etapa experimental 3.

Como o PFA foi operado de forma similar nas etapas experimentais 2 e 3, ele continuou apresentando valores de perda de carga idênticas nessas duas etapas. Enquanto os filtros lentos apresentaram similaridade apenas nos quatro primeiros dias de funcionamento e uma tendência a terem o mesmo comportamento no término desta etapa, sendo essa diminuição na perda de carga no FLA 1 associada à degradação do material previamente retido no filtro.

Os dados de coliformes revelaram que parte dos coliformes totais da água bruta foram removidos com a utilização do pré-filtro de pedregulho, conforme Figura 5.17.

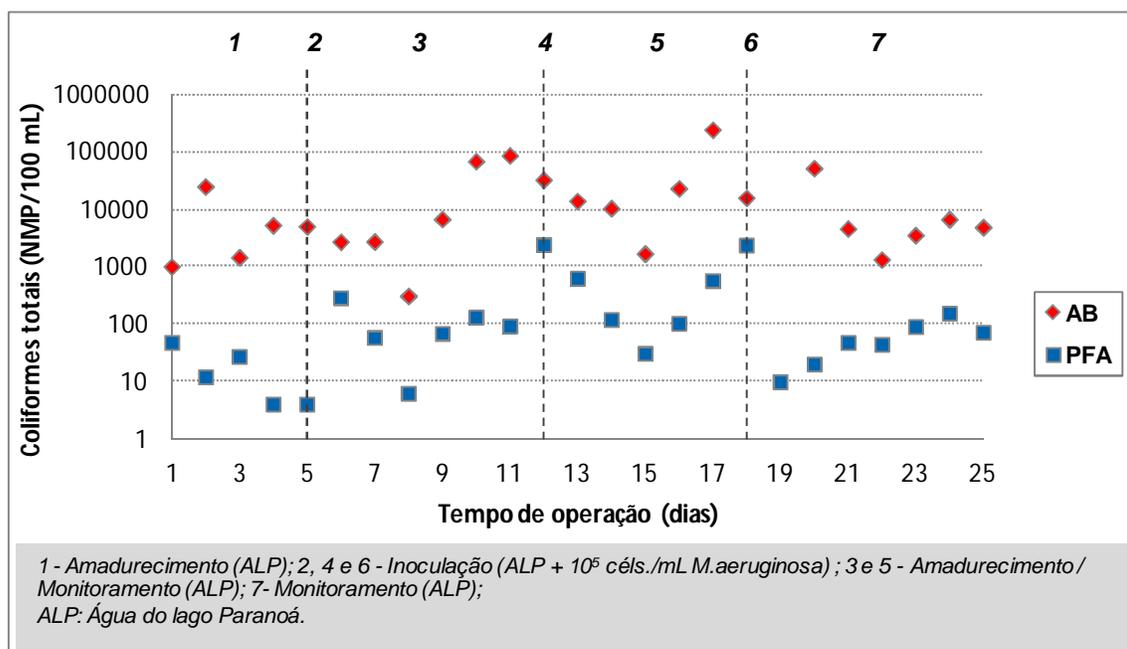


Figura 5. 17: Coliformes totais afluente (AB) e efluente do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) durante a realização da etapa experimental 3.

Devido, provavelmente, ao fato do pré-filtro encontrar-se amadurecido desde as etapas anteriores, nota-se que o PFA mantém uma tendência de desempenho constante ao longo do experimento quanto a remoção de coliformes totais. Mesmo após as fases de inoculação, a presença de células de *M. aeruginosa* e microcistinas na água afluente ao pré-filtro parece não provocar variações no funcionamento da unidade na remoção de coliformes totais.

Para análise do desempenho dos filtros lentos quanto a remoção de coliformes totais, realizou-se o cálculo da média móvel a partir da inoculação III, quando os FLAs passaram a ser alimentados com água efluente do PFA, conforme mostrado na Tabela 5.11.

Tabela 5. 11: Média móvel de remoção de coliformes totais (NMP/100 mL) nos filtros lentos a partir da inoculação III.

Dias de operação	PFA acumulado	FLA 1 acumulado	% Rem.	FLA 2 acumulado	% Rem.
18, 19 e 20	2421	151	93,7%	157	93,5%
19, 20 e 21	78	49	37,0%	144	-83,3%
20, 21 e 22	113	62	45,5%	130	-14,8%
21, 22 e 23	184	67	63,4%	85	53,8%
22, 23 e 24	291	66	77,4%	22	92,3%
23, 24 e 25	319	48	84,8%	38	88,1%

Apesar de observada diferenças nas remoções dos filtros lentos entre si, nota-se que essas unidades apresentam piora no seu desempenho logo nos primeiros dias após a inoculação quanto a remoção de coliformes totais, sendo observado que ambos os filtros parecem retomar a capacidade de remoção de coliformes no final da fase de monitoramento, conforme demonstrado em outros estudos (Arantes, 2004, Sá, 2006 e Melo, 2006).

5.2.3 Etapa 4: Avaliação do sistema PFA + FLA quando submetido à elevada densidade de *Microcystis aeruginosa* e a presença de microcistinas – amadurecimento e aclimação

Esta etapa experimental foi conduzida de modo a avaliar o desempenho do pré-filtro de pedregulho e dos filtros lentos de areia quanto à remoção de células de *M. aeruginosa* e microcistinas quando amadurecidos por um período de sete dias com água do lago Paranoá e com prévio contato com células de *M. aeruginosa* (aqui denominado aclimação). Para tanto, as fases experimentais foram conduzidas conforme a Tabela 5.12.

Tabela 5. 12: Principais características das fases componentes da quarta etapa experimental.

Fase	Duração	Água Base	Configuração do Sistema
1 - Inoculação I	2 dias	ALP + <i>M. aeruginosa</i> 3x10 ⁵ céls./mL 5x10 ⁵ céls./mL	Figura 4.2 AB → PFA → FLA's
2 - Amadurecimento/ Monitoramento	7 dias	ALP	Figura 4.10 AB → PFA → FLA's
3 - Inoculação II	2 dias	ALP + microcistinas ≈5 µg/L* ≈5 µg/L*	Figura 4.2 AB → PFA → FLA's
4 - Monitoramento	7 dias	ALP	Figura 4.2 AB → PFA → FLA's
5 - Inoculação III	2 dias	ALP + microcistinas ≈5 µg/L* ≈5 µg/L*	Figura 4.2 AB → PFA → FLA's
6 - Monitoramento	7 dias	ALP	Figura 4.2 AB → PFA → FLA's
7 - Inoculação IV	2 dias	ALP + <i>M. aeruginosa</i> + microcistinas 5x10 ⁵ céls./mL e ≈10 µg/L*	Figura 4.2 AB → PFA → FLA's
8 - Monitoramento	7 dias	ALP	Figura 4.2 AB → PFA → FLA's

ALP: Água do Lago Paranoá; (*) Os valores de microcistinas foram estimados com base na quantidade de toxina por mL de cultivo.

Para avaliação da ação dos mecanismos físicos sobre a retenção de partículas nos filtros lentos, a primeira inoculação foi conduzida com inserção de células de *Microcystis aeruginosa*, apenas. Nessa ocasião, os filtros lentos estavam com seu meio filtrante limpo, conforme procedimentos de limpeza descritos no capítulo anterior, e o pré-filtro de pedregulho, que se encontrava fora de operação por pouco mais de 2 meses, foi submetido a sucessivas descargas de fundo. Vale salientar que a água bruta consistia da combinação da água do lago Paranoá com células do cultivo, alcançando densidades na ordem de 10⁵ céls./mL.

Durante a inoculação I, a água pré-filtrada no PFA foi conduzida aos FLAs (Figura 4.12). Finalizada essa fase de inoculação, iniciou-se a fase de amadurecimento/monitoramento por sete dias, na qual o sistema assumiu configuração idêntica à da Figura 4.10. Essa medida foi

tomada para propiciar um amadurecimento razoável aos filtros lentos de areia, a partir do contato do meio filtrante dessas unidades com a matéria orgânica e os organismos presentes na água do lago Paranoá.

Dando prosseguimento às fases da quarta etapa experimental, a partir da segunda inoculação, os filtros lentos passaram a ser alimentados com efluente do pré-filtro, para possibilitar a avaliação do sistema como um todo. Importante lembrar que na primeira inoculação, a ocorrência de lise, já comprovada nos experimentos anteriores, proporciona o contato dos organismos existentes nas unidades de filtração com as microcistinas, o que segundo Ho *et al.* (2006) favorece a aclimação dos organismos presentes no filtro quanto à presença de toxinas da *Microcystis aeruginosa*.

Durante a realização desta etapa experimental, a cidade de Brasília encontrava-se ainda sob influência do período chuvoso e as características da água do lago Paranoá variaram conforme mostrado na Tabela 5.13.

Tabela 5. 13: Características da água do lago Paranoá, água bruta, nas fases de amadurecimento e monitoramento, durante a etapa 4 (N=28)

Características	Faixa	Média	Desvio padrão
Turbidez (UT)	0,09 – 6,3	2,5	1,6
Clorofila-a (µg/L)	2,0 – 12,9	6,8	2,1
Coliformes totais (NMP/100mL)	1×10^2 – $5,5 \times 10^4$	9×10^3	1×10^4
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	1×10^2 – $1,5 \times 10^4$	$1,8 \times 10^3$	$3,2 \times 10^3$
pH	6,2 – 7,1	6,8	0,23
Alcalinidade total (mg/L CaCO₃)	14 – 23	16	2

O desempenho das unidades de filtração quanto às características turbidez e clorofila-a é apresentado nas Figuras 5.18 e 5.19 (Apêndice A, Tabela A.10), respectivamente.

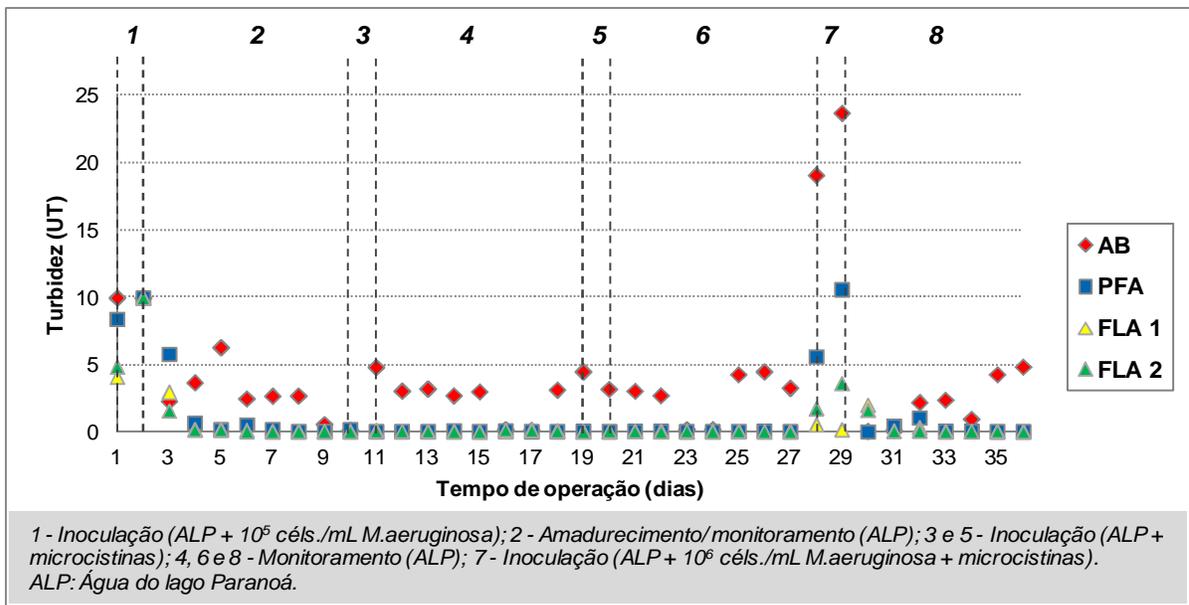


Figura 5. 18: Turbidez da água afluente (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) e dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante a etapa experimental 4.

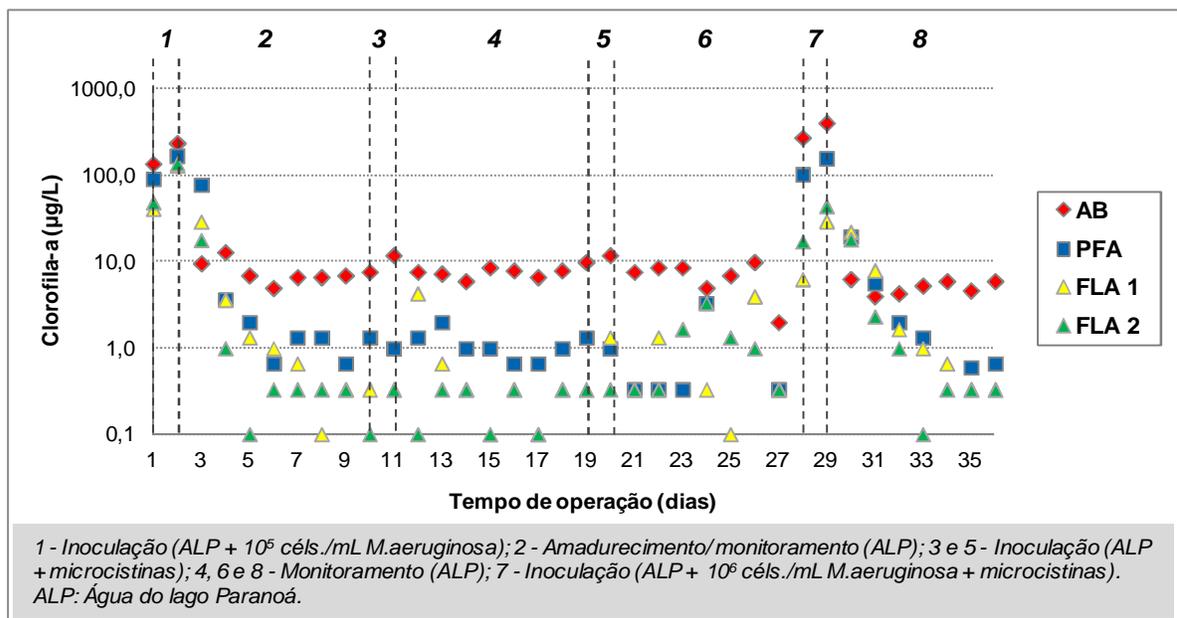


Figura 5. 19: Clorofila-a da água afluente (AB) e efluente do pré-filtro (PFA) e dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante a etapa experimental 4.

Analisando os resultados de turbidez (Figura 5.18), nota-se que o valor na água bruta nos dois primeiros dias de operação do sistema, primeira fase de inoculação, foi considerado baixo, tendo em vista que foi inserida uma água base com densidade na ordem de 10^5 céls./mL de

Microcystis aeruginosa. De fato, esse valor pode ter sido subestimado devido a um erro de calibração na faixa de detecção do turbidímetro que só foi corrigido a partir do terceiro dia de operação desta etapa. Para a densidade de células inseridas no sistema, esperava-se que os valores de turbidez variassem próximos a 20 UT para água bruta, como verificado na inoculação IV (fase 7).

Se não for considerado os três primeiros dias de operação, nota-se que a turbidez e a clorofila-a apresentaram comportamento similar nas diferentes fases do experimento, sendo observado traspasse de turbidez e clorofila-a após as duas inoculações com células de *M. aeruginosa*, inoculações I e IV. Particularmente após a quarta inoculação, é observado o traspasse de células, medido por meio da clorofila-a, durante dois dias, sendo que nos dois dias seguintes tanto o pré-filtro como os filtros lentos ainda apresentavam valores elevados de clorofila-a.

De fato, a contagem de células revelou a presença de *M. aeruginosa* em várias amostras de efluentes das unidades de filtração durante a realização da etapa experimental 4 (Apêndice A – Tabela A.12). Esse acontecimento chamou atenção, pois apesar de ter sido constatado o arraste de células nos demais experimentos, o período de tempo em que se estendeu a detecção de *M. aeruginosa* depois de cessada as fases de inoculação de células, fases 1 e 7, foi consideravelmente maior, conforme pode ser visto na Tabela 5.14, que reúne as amostras analisadas em que se observou a presença de células de *M. aeruginosa*.

O arraste de células nos filtros lentos de areia também foi evidenciado nas etapas anteriores, embora tenha sido mais pronunciado nesta etapa experimental. Acredita-se que o arraste prolongado de células de *M. aeruginosa* pode ter ocorrido devido à formação de caminhos preferenciais no meio filtrante dos filtros lentos, particularmente na interface com a parede da coluna de filtração, originados quando da montagem dos filtros lentos.

Tabela 5. 14: Amostras de água efluente ao pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) e aos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) em que se constatou a presença de células *M. aeruginosa*, excetuando-se os efluentes das inoculações I e IV.

Fase	Configuração do sistema	Dia de operação	PFA	FLA 1	FLA 2		
Amad./Monit. (Fase 2)	Figura 4.10 AB $\begin{cases} \rightarrow \text{PFA} \\ \rightarrow \text{FLA's} \end{cases}$	3	X	X	X		
		4	X				
		5			X		
		6			X		
		7		X			
		8		X			
		9			X		
		Monit. (Fase 4)	Figura 4.2 AB \rightarrow PFA \rightarrow FLA's	15			X
				16			X
17					X		
18				X			
Inoc. III (Fase 5)	Figura 4.2 AB \rightarrow PFA \rightarrow FLA's	19		X			
		20	X	X	X		
Monit. (Fase 6)	Figura 4.2 AB \rightarrow PFA \rightarrow FLA's	24			X		
		26			X		
		27	X	X	X		
Monit. (Fase 8)	Figura 4.2 AB \rightarrow PFA \rightarrow FLA's	30	X	X	X		
		31	X	X	X		
		32		X	X		
		33			X		
		35		X			

A Tabela 5.15 apresenta o balanço de massa de clorofila-a nas unidades durante a etapa 4. Nota-se que os filtros apresentam desempenho diferentes, com o FLA 2 quase sempre com eficiência maior que o FLA1.

Tabela 5. 15: Remoção de clorofila-a (μg) no pré-filtro de pedregulho (PFA) e nos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) baseada no balanço de massa das diversas fases da etapa 4.

Fase	AB	PFA	% Rem	FLA 1	% Rem.	FLA 2	% Rem.
Inoculação I	119.750,4	83.212,8	30,5%	54.595,2	34,4%	59.558,4	28,4%
Amad./Monit.*	17.424,0	27.984,0	-60,6%	11.542,4	33,8%	6.473,6	62,8%
Inoculação II	6.230,4	739,2	88,1%	211,2	71,4%	137,6	81,4%
Monitoramento	16.579,2	2.428,8	85,4%	1.964,8	19,1%	518,4	78,7%
Inoc. II + Monit.	22.809,6	3.168,0	86,1%	2.176,0	31,3%	656,0	79,3%
Inoculação III	6.969,6	739,2	89,4%	528,0	28,6%	211,2	71,4%
Monitoramento	15.523,2	1.478,4	90,5%	2.566,4	-73,6%	2.640,0	-78,6%
Inoc. III + Monit.	22.492,8	2.217,6	90,1%	3.094,4	-39,5%	2.851,2	-28,6%
Inoculação IV	217.747,2	83.529,6	61,6%	11.404,8	86,3%	19.536,0	76,6%
Monitoramento	11.616,0	9.482,9	18,4%	10.876,8	-14,7%	7.212,8	23,9%
Inoc. IV + Monit.	229.363,2	93.012,5	59,4%	22.281,6	76,0%	26.748,8	71,2%

(*) As porcentagens de remoção das unidades foram calculadas com base nos dados de clorofila-a na água afluyente (água do lago Paranoá- ALP) e efluente de cada unidade

Nota-se que as descargas de fundo realizadas no pré-filtro, adicionalmente ao fato de que o pré-filtro se encontrava fora de operação por cerca de dois meses, contribuíram negativamente no desempenho da unidade quanto à remoção de clorofila-a no início da etapa experimental 4. Tal acontecimento é evidenciado, principalmente, durante a fase de amadurecimento/monitoramento que apresentou arraste excessivo de células, expresso por meio do traspasse de turbidez (Figura 5.16) e clorofila-a (Figura 5.17) e pelo valor negativo de remoção apresentado na Tabela 5.15.

Embora a menor capacidade de retenção de células de *M. aeruginosa* no pré-filtro ao início desta etapa experimental, comparativamente aos outros experimentos, essa unidade começa a apresentar eficiências de remoção de clorofila-a compatíveis com as eficiências apresentadas nas etapas anteriores. Mesmo após a inoculação II, na qual o PFA foi alimentado com água do lago Paranoá contendo microcistinas, o pré-filtro parece manter os resultados de eficiência de remoção de clorofila-a constantes, apresentando novamente eficiência baixa a partir da inoculação IV. Cabe lembrar que na última inoculação houve a inserção de células e de toxinas de *M. aeruginosa*, o que parece realçar o efeito negativo do arraste de células no PFA, conforme abordado na etapa experimental 3.

Os filtros lentos apresentaram desempenho diferenciado entre si quanto aos dados de remoção de clorofila-a, embora os dados de turbidez tenham demonstrado resultados bastante similares para essas unidades. Apesar disso, durante a primeira fase de inoculação de células de *M. aeruginosa* é possível observar a baixa capacidade de retenção dos filtros limpos, fato não observado na inoculação IV, o que indica que o fato dessas unidades não terem sido submetidas a período de amadurecimento diminui consideravelmente a capacidade de retenção de células de *Microcystis aeruginosa* durante essa fase.

Se por um lado o FLA 1 apresentou piores resultados quando submetido à presença de microcistinas (inoculação II + monitoramento e inoculação III + monitoramento), essa unidade apresentou maiores remoções quando da presença de células na água (inoculação I e inoculação IV + monitoramento). A maior remoção de células na inoculação IV reflete na perda de carga dessa unidade (Figura 5.18).

Interessante observar que embora o FLA 2 tenha mostrado melhor desempenho que o FLA 1 quanto à remoção de *M. aeruginosa* nas seis primeiras fases de operação do sistema, não foi observada diferença significativa entre a perda de carga dessas unidades nesse período, conforme pode ser visto na Figura 5.18.

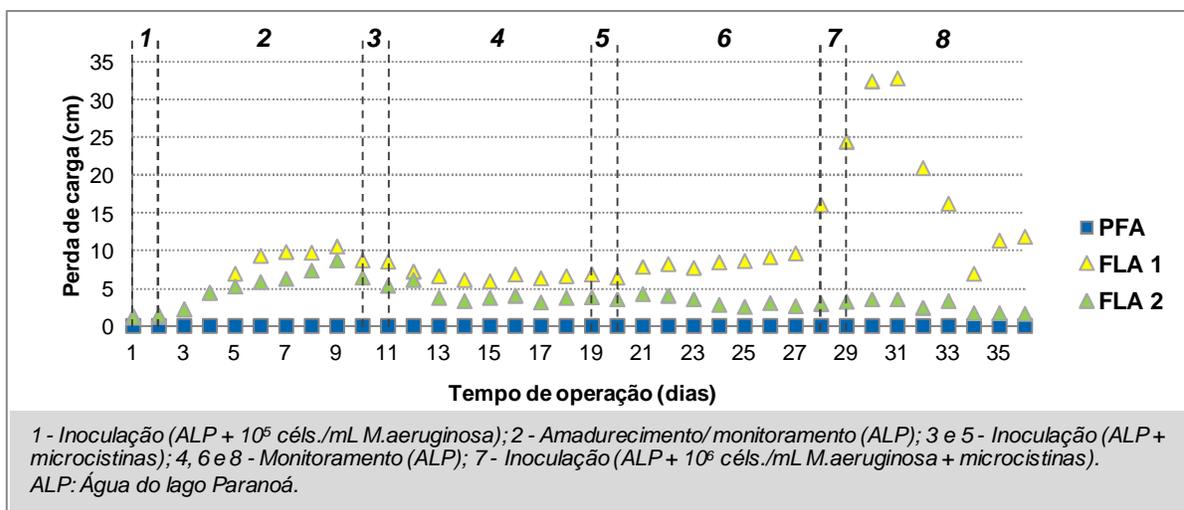


Figura 5. 20: Perda de carga no pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente e nos filtros lentos de areia durante a realização da etapa experimental 4.

A perda de carga nos filtros lentos desenvolve-se com a mesma tendência nas duas unidades no início da etapa 4, embora após o 21º dia observa-se que as perdas de carga nos filtros começam a divergir entre si. Na etapa 3, também foi observado comportamento semelhante para os dados de perda de carga nos filtros lentos, embora os FLAs tenham se mostrado como réplicas para as demais características avaliadas (turbidez, clorofila-a e coliformes).

As amostras de microcistina nessa etapa experimental foram analisadas para as fases de inoculação I, amadurecimento/monitoramento, inoculação IV e posterior monitoramento.

Assim como ocorreu na etapa 2, quando da análise dos dados de microcistinas observou-se que os resultados obtidos para microcistina total foram pouco confiáveis, visto que se observou concentração de toxina extracelular superior à concentração de toxina total de uma mesma amostra, portanto optou-se por realizar a avaliação do desempenhos das unidades de filtração com base nos resultados de microcistinas extracelulares apenas (Figuras 5.19 e 5.20).

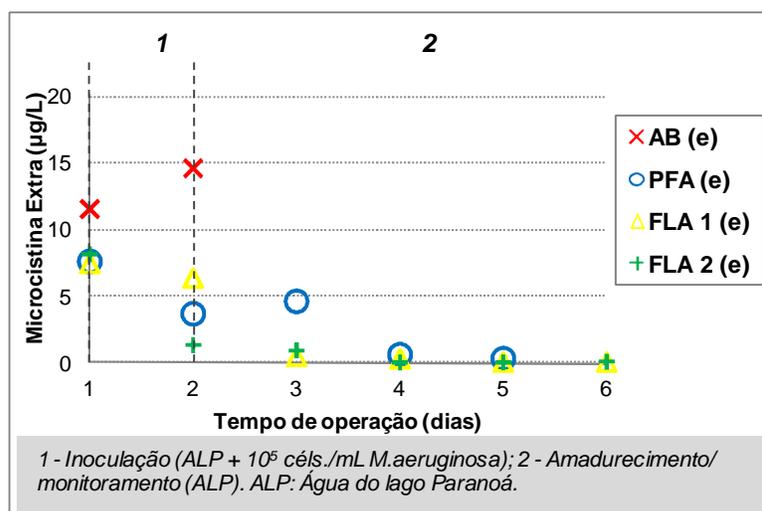


Figura 5. 21: Valores de microcistinas extracelulares (e) afluyente (AB) e efluente do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) e filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) – inoculação I e amadurecimento/monitoramento da etapa experimental 4.

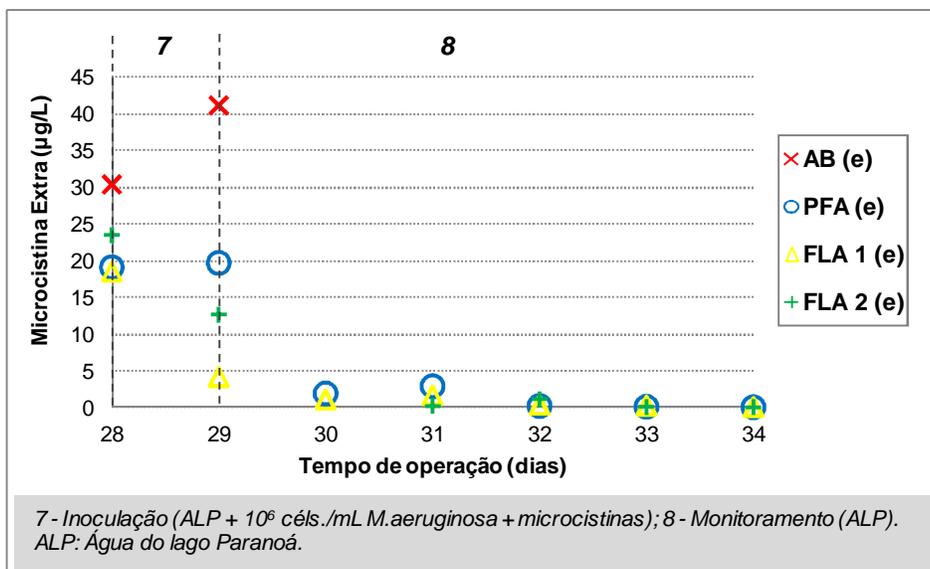


Figura 5. 22: Valores de microcistinas extracelulares (e) afluyente (AB) e efluente do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFA) e filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) - inoculação IV e monitoramento da etapa experimental 4.

Observa-se que depois de cessada as inoculações, a água efluente do PFA apresenta concentrações de microcistina extracelular menores que 5 µg/L, embora seja importante destacar que a quantidade de microcistinas afluyente durante a fase de inoculação I é quase três vezes menor que a quantidade de toxina afluyente na inoculação IV, e mesmo assim, o PFA parece promover melhor remoção no início da fase de monitoramento após a última inoculação.

Os filtros lentos parecem ter se comportado igualmente nas duas inoculações realizadas, apresentando concentrações de microcistinas dissolvidas menores que 1,5 µg/L após o término das fases de inoculação. Vale lembrar que durante a fase de amadurecimento/monitoramento (fase 2), após a inoculação I, essas unidades não foram alimentadas com efluente do pré-filtro e, portanto, não receberam um possível traspasse de toxinas e células do PFA durante a fase 2, o que indica que os filtros lentos tiveram melhores resultados na remoção de toxina dissolvida quando amadurecidos.

Ademais, quando se compara o comportamento dos dados de microcistina extracelular obtidos na etapa 2 (Figura 5.11) com os dados obtidos na etapa 4 (Figura 5.22), para filtros lentos

amadurecidos de maneiras diferentes, percebe-se que os filtros que se encontravam em operação por um maior período de tempo, obtiveram os melhores resultados, mesmo recebendo uma quantidade de toxina dissolvida maior, o que reforça a hipótese de que o amadurecimento é fator determinante na remoção de microcistinas extracelulares.

A hipótese de que os filtros lentos amadurecidos são capazes de remover toxinas de cianobactérias já foi confirmada por diversos autores (Grützmacher *et al.*, 2002, Sá, 2006, Ho *et al.*, 2006, entre outros). Entretanto, a atividade biológica no interior dos filtros lentos parece sofrer impacto negativo quando da inserção de toxinas juntamente com células de cianobactérias, produzindo água efluente fora dos padrões de potabilidade exigidos para o consumo humano.

5.3 - CARACTERIZAÇÃO DOS ORGANISMOS ENCONTRADOS NAS DESCARGAS DE FUNDO DO PRÉ-FILTRO PEDREGULHO COM ESCOAMENTO ASCENDENTE E NA CAMADA BIOLÓGICA DOS FILTROS LENTOS DE AREIA

É sabido que o desempenho dos sistemas de filtração lenta sofre intensa influência da atividade biológica e têm seus princípios de ação interligados ao desenvolvimento de uma biota no meio filtrante das unidades componentes desse sistema. Para tanto, a caracterização do biofilme presente pode colaborar no entendimento dos principais agentes responsáveis pela degradação de resíduos no interior ou mesmo nos primeiros centímetros dos meios filtrantes.

Assim, neste trabalho, buscou-se reunir informações sobre os organismos mais presentes nas unidades de filtração, bem como a identificação dos organismos que conseguiram atravessar o meio filtrante dos filtros lentos de areia. Os dados apresentados a seguir (Tabela 5.16 e 5.17) foram reunidos por meio de microscopia, contando inclusive com registros fotográficos de todos os micro-organismos identificados (Figuras 5.23 e 5.24).

Observou-se que as algas formam o grupo de organismos mais abundantes nos filtros lentos, conforme constatado por Salati (2010) nos seus experimentos com filtros idênticos e água

bruta com características similares às deste trabalho. Quanto ao pré-filtro de pedregulho, vale destacar a capacidade dessa unidade em reter uma diversidade de algas significativamente superior à unidade de filtração lenta, conforme pode ser observado na Tabela 5.16.

Tabela 5. 16: Gêneros/Espécies de algas retidos/presentes no pré-filtro de pedregulho e nos filtros lentos de areia.

Unidade de Filtração	Gênero/espécie de algas retidas
Pré-filtro de pedregulho	<i>Amphora</i> , <i>Anisonema</i> sp., <i>Ankistrodesmus</i> sp., <i>Aphanocapsa</i> sp., <i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Cocconeis placentula</i> , <i>Chlamydocapsa bacillus</i> , <i>Coelastrum cambricum</i> , <i>Coelastrum microporum</i> <i>Coelastrum</i> sp., <i>Crucigenia crotonensis</i> , <i>Crucigeniella rectangularis</i> , <i>Cyclotella</i> , <i>Cyclotella</i> sp., <i>Cymbella affinis</i> , <i>Euglena</i> sp., <i>Eunotia robusta</i> , <i>Gloeocystis schroeteri</i> , <i>Gomphonema</i> , <i>Mallomonas</i> sp., <i>Melosira</i> , <i>Gomphonema olivaceum</i> , <i>Cymbella</i> sp., <i>Melosira hustedti</i> , <i>Melosira itálica</i> , <i>Melosira agassizii</i> , <i>Melosira ambigua</i> , <i>Melosira granulata</i> , <i>Melosira herzogii</i> , <i>Melosira hustedti</i> , <i>Melosira patagônica</i> , <i>Melosira pseudogramulata</i> , <i>Melosira roeseana</i> , <i>Melosira</i> sp., <i>Navicula mesolepta</i> , <i>Nitzschia dissipata</i> , <i>Nitzschia palea</i> , <i>Nitzschia</i> sp., <i>Pinnularia viridis</i> , <i>Pleurotaenium coronatum</i> , <i>Pleurotaenium leptocladum</i> , <i>Pleurotaenium</i> sp., <i>Pleurotaenium coronatum</i> , <i>Scytomonas mayor</i> , <i>Sphaerocystis schroeteri</i> , <i>Staurastrum leptocladum</i> , <i>Surirella robusta</i> , <i>Tribonema cylindricum</i>
Filtro lento de areia	<i>Ankistrodesmus</i> sp., <i>Chromulina</i> sp., <i>Coelastrum reticulatum</i> , <i>Crucigenia rectangularis</i> , <i>Cryptodiffugia</i> sp., <i>Cyclotella</i> sp., <i>Euglypha</i> sp., <i>Quadrigula closterioides</i> , <i>Scenedesmus longispina</i> , <i>Scenedesmus</i> sp.

Considerando todos os grupos identificados, foi possível constatar que alguns dos organismos presentes nas amostras de descarga de fundo do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente encontravam-se também nas amostras da camada biológica dos filtros lentos, o que indica que parte dos organismos habitantes do meio filtrante do PFA foi capaz de transpor essa barreira, sendo interceptados na unidade de filtração lenta. A Figura 5.23 reúne os organismos encontrados tanto nas unidades de filtração em areia, quanto na unidade de filtração em pedregulho.

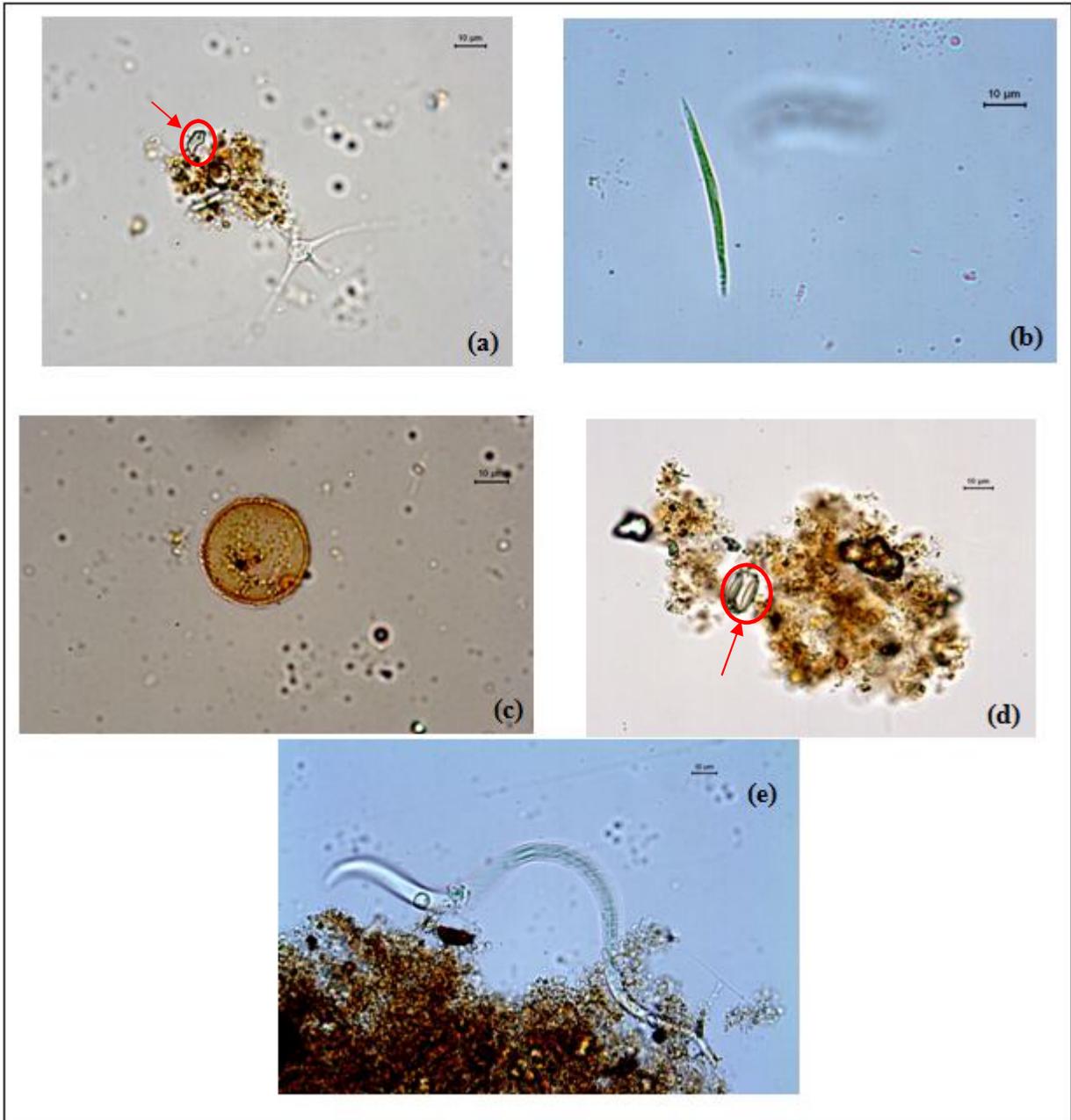


Figura 5. 23: Imagens adquiridas por microscopia dos organismos fitoplanctônicos presentes tanto no meio filtrante do pré-filtro de pedregulho, como também, no topo do meio filtrante dos filtros lentos: (a) *Amoeba sp.*, (b) *Ankistrodesmus sp.*, (c) *Arcella sp.*, (d) *Cyclotella sp.*, (e) Nematodo.

Para os demais grupos de organismos, dentre eles, protozoários, nematódeos e algumas espécies de cianobactérias, reuniram-se alguns dos representantes desses grupos encontrados nos primeiros centímetros do meio filtrante dos filtros lentos na Tabela 5.17.

Tabela 5. 17: Gêneros/Espécies de organismos retidos/presentes no pré-filtro de pedregulho e nos filtros lentos de areia.

Unidade de Filtração	Gênero/espécie dos organismos retidos
Pré-filtro de pedregulho	<i>Acanthocystis mimética</i> , <i>Actinophrys sol</i> , <i>Aelosoma hemprichi</i> , <i>Aelosoma</i> sp., <i>Amoeba</i> sp., <i>Arcella discóides</i> , <i>Arcella</i> sp., <i>Arcella vulgaris</i> , <i>Centropyxis aculeata</i> , <i>Centropyxis ecornis</i> , <i>Centropyxis spinosa</i> , <i>Copépodo</i> <i>Cyanodictyon</i> sp., <i>Cyclopyxis eurystoma</i> , <i>Diffugia lobostoma</i> , <i>Diffugia oblonga</i> , <i>Euglypha acanthophora</i> , <i>Euglypha cristata</i> , <i>Euglypha denticulata</i> , <i>Euglypha filifera</i> , <i>Euglypha rotunda</i> , <i>Euglypha strigosa</i> , <i>Oscillatoria redeckei</i> , <i>Oscillatoria</i> sp., <i>Oscillatoria subtilissima</i> , <i>Petalomonas</i> sp., <i>Stentor</i> sp., <i>Strombidium</i> sp., <i>Synedra ulna</i>
Filtro lento de areia	<i>Amoeba</i> sp., <i>Arcella</i> sp., <i>Lyngbya fragilis</i> , <i>Lyngbya subtilis</i> , <i>Nematoide</i> , <i>Oscillatoria redeckei</i> , <i>Oscillatoria</i> sp., <i>Oscillatoria subtilissima</i> , <i>Petalomonas</i> sp., <i>Phormidium</i> sp., <i>Protococcus viridis</i> , <i>Vorticella</i> sp.

Além das análises realizadas com amostras das descargas de fundo do PFA e da camada biológica dos FLAs, quando da realização da contagem de células nas amostras do efluente das unidades de filtração, foram identificados, além de células de *M. aeruginosa*, outros micro-organismos, a saber: um filamento bacteriano, hifas de fungo, *Treubaria triapendiculata* e ovo de *Lacane inermis*, o que evidencia que esses micro-organismos conseguiram ultrapassar todo o meio filtrante dos FLAs. A Figura 5.24 reúne os registros fotográficos da presença desses organismos na água efluente às unidades de filtração lenta.

Merece registro a presença do ovo de *Lacane inermis* nas amostras, que pode ser atribuído tanto à contaminação da cepa de *M. aeruginosa* quando da realização dos experimentos ou mesmo à presença natural desse protozoário nas águas do Lago Paranoá, como constatado por Salati (2010).

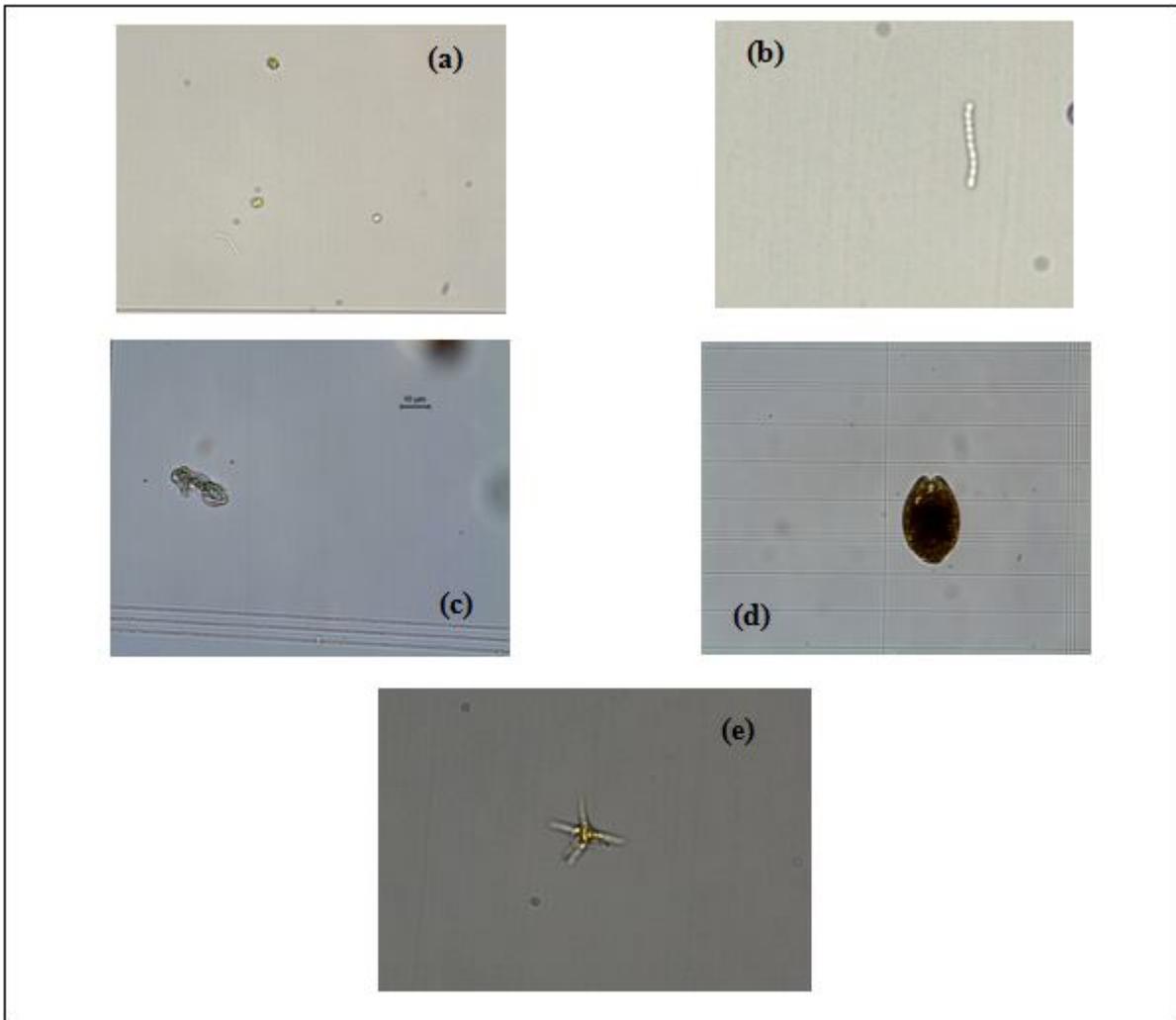


Figura 5. 24: Imagens adquiridas por microscopia dos organismos fitoplanctônicos presentes na água afluyente aos filtros lentos: (a) células de cultivo, (b) filamento bacteriano, (c) hifas de fungo, (e) ovo de *Lacane inermis*, (d) *Treubaria triapendiculata*.

6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O trabalho teve como principal objetivo avaliar a influência do amadurecimento num sistema composto por filtros lentos precedidos de pré-filtração em pedregulho para a remoção de células de *Microcystis aeruginosa* e microcistinas.

Durante os períodos de simulação de floração, a densidade de células de *Microcystis aeruginosa* na água afluyente ao sistema (PFA + FL) atingiu valores entre 10^5 céls./mL e 10^6 céls./mL, com as maiores concentrações de microcistinas extracelular na água afluyente em torno de 40 µg/L.

De posse dos resultados das etapas experimentais realizadas, concluiu-se que:

- O amadurecimento foi fator relevante para a melhoria de funcionamento do PFA e essa unidade se mostrou capaz de condicionar água para filtração em areia, devendo ser considerado o arraste de material previamente retido no pré-filtro, fato que pode ser minimizado por meio de procedimentos de descarga de fundo.
- As descargas de fundo, sem pausa na operação do PFA, causaram menor impacto no funcionamento do pré-filtro do que quando as descargas foram realizadas após desligamento dessa unidade por um período de pouco mais de dois meses;
- As unidades de filtração lenta apresentaram os melhores resultados na remoção de clorofila-a e turbidez na etapa experimental 3, onde os filtros lentos foram amadurecidos com água do lago Paranoá por 15 dias. Esses resultados evidenciam a importância do amadurecimento no desempenho dos filtros lentos de areia;
- A inoculação de toxinas (5 µg/L) parece influenciar negativamente a retenção de células de *M. aeruginosa* no PFA, talvez por causar algum distúrbio aos organismos presentes nos filtros (etapa 4);
- Os resultados de remoção de coliformes totais e *E. coli* reforça a hipótese de que a presença de microcistinas dissolvida na água afluyente prejudica o desempenho das unidades de filtração;

- Existe a possibilidade de haver traspasse de células *M. aeruginosa* mesmo 7 (sete) dias depois de cessada a alimentação de água bruta de células no sistema.

De um modo geral os resultados obtidos no presente estudo indicam que, mesmo precedido de pré-filtração em pedregulho, o filtro lento não será capaz de produzir água isenta de células de *Microcystis aeruginosa* e com concentrações de microcistinas atendendo ao padrão de potabilidade se alimentados com elevadas densidades de células e concentrações elevadas de microcistinas. Ao mesmo tempo, o estudo indica que podem ser atingidas remoções elevadas de microcistinas dissolvidas no filtro lento, o que distingue esse tipo de tratamento do tratamento convencional no qual a remoção de toxinas dissolvidas é muito baixa.

Assim, é importante persistir nos estudos envolvendo as sequências de tratamento que envolvem a filtração lenta, buscando vencer as deficiências detectadas neste trabalho e em outros já realizados. Para contribuir nessa direção, recomenda-se a realização de alguns estudos para:

- Investigar o impacto provocado pela presença de toxinas dissolvidas na água afluyente às unidades de filtração já amadurecidas;
- Avaliar configurações diferentes de filtros lentos, como por exemplo: ascendente *versus* descendente, filtros em série com menor profundidade, uso de pré-filtro de areia grossa, etc.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amancio, R. A. J. (2007). *Avaliação da eficiência da filtração lenta precedida de pré-filtração em pedregulho na remoção de cianobactérias e cianotoxinas*. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, DF, 77p.
- American Public Health Association (APHA) (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21ª Ed. Washington: APHA, AWWA, WEF.
- Arantes, C., Sá, J. C., Burnett, R.C., Schwartz, C. A., Brandão, C.C.S. (2004). “Avaliação da remoção de células de *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii* pela filtração lenta”. *VII AIDIS – Forjando el Ambiente que Compartimos*. San Juan, Porto Rico, 1-7.
- Arantes, C. (2004). *Uso da filtração lenta para a remoção de Cylindrospermopsis raciborskii e saxitoxinas*. Dissertação de Mestrado em Biologia Animal, Departamento de Ciências Fisiológicas, Universidade de Brasília, DF, 109p.
- Azevedo, S.M.F.O., Carmichael W.W., Jochimsen, E.M., Rinehart, K.L., Lau, S., Shaw, G.R. e Eaglesham, G.K. (2002). “Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru – Brazil.” *Toxicology*, **181-182**, 441-446.
- Azevedo, S.M.F.O. e Brandão, C.C.S. (2003). *Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano*. FUNASA/MS. Brasília, Brasil, 56p.
- Brandão, C.C.S., Wiecheteck, G.K., Mello, O.M.T., Di Bernardo, L., Galvis, C.C e Veras, L.R.V. (1998). “Remoção de algas por múltiplas etapas.” *Anais do VII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Paraíba, Brasil, 11-27.
- Bellamy, W., Silverman, G.P, Hendricks, D.W. e Logsdon, G.S. (1985a). “Removing *Giardia* With Slow Sand Filtration.” *Journal of the American Water Works Association*, **77**(2), 52-60.
- Bellamy, W., Hendricks, D.W. e Logsdon, G.S. (1985b). “Slow sand filtration: Influences of selected process variables.” *Journal of the American Water Works Association*, 62-66.

- Bourne D.G., Blakeley R.L., Riddles P., Jones G.J. (2006) “Biodegradation of the cyanobacterial toxin microcystin LR in natural water and biologically active slow sand filters.” *Water Research*, **40**, 1294-1302.
- BRASIL (2004). Ministério da Saúde. “Portaria nº 518: Procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão potabilidade.” *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasil, DF, 25 de março de 2004.
- Carmichael, W.W. (1992). “Cyanobacteria secondary metabolites – the cyanotoxins”. *Journal of Applied Bacteriology*, **72**, 445-459.
- Carmichael, W.W. (1994). “The Toxins of Cyanobacteria”. *Scientific American*, **270**(1), 78-86.
- Carvalho, S.M.C., Pereira, S. P., Oliveira, E.R A., Bem, M.T.M. e Moura, S.R. (2006). “Primeiro registro de floração de cianobactérias tóxicas em reservatório utilizado para abastecimento público no estado do Ceará”. *Anais do VIII Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Fortaleza, Brasil, 1-8.
- Ceballos, B.S.O., Azevedo, S.M.F.O. e Bendate, M.M.A. (2006). “Fundamentos biológicos e ecológicos relacionados às cianobactérias”. In: Pádua, V. L. (coord.) *Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água par consumo humano*. ABES/PROSAB.
- Cleasby, J.L. (1991). “Source Water Quality and Pretreatment Options for Slow Sand Filters” In: Longsdon, G.S. (ed.) *Slow Sand Filtration*. ASCE – American Society of Civil Engineers, Nova Iorque, E.U.A., 69-100.
- Chorus, I. e Bartram, J. (1999). *Toxic Cyanobacteria in Water*. E&FN Spon, Londres, 416p.
- Di Bernardo, L. e Dantas, A.D. (2005). *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Vols. 1 e 2**, Rio de Janeiro, Brasil.
- Di Bernardo, L., Brandão, C.C.S. e Heller, L. (1999). *Tratamento de Águas de Abastecimento por Filtração em Múltiplas Etapas*. PROSAB, Rio de Janeiro, Brasil, 114p.

- Duncan, A. 1988. The ecology of slow sand filters. In: Graham, N. e Collins, R. (eds.), *Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration*. John Wiley & Sons Ltda, Inglaterra, 163-180.
- Ellis, K.V. e Aydin, M.E. (1995). "Penetration of solids and biological activity into slow sand filters." *Water Research*, **29** (5), 1333-1341.
- El-Taweel, G.E. e Ali, H.A. (2000). "Evaluation of roughing and slow sand filters for water treatment". *Water, Air, and Soil Pollution*. **120**. 21-28
- Falconer, I.R. (1999). "An overview of problems caused by toxic blue-green algae (cianobactéria) in drinking and recreational water." *Environmental Toxicology*, **14**(1), 5-12.
- Fazolo, A., Di Bernardo L. e Brandão, C.C.S. (2000). "Desempenho de sistemas de pré-filtração em pedregulho com escoamento ascendente." *Anais do IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Porto Seguro, Brasil, 271-279.
- Ferrão-Filho, A.S., Kozlowsky-Suzuki, B. e Azevedo, S.M.F.O. (2002). "Accumulation of microcistins by a tropical zooplankton community." *Aquatic Toxicology*, **59**, 201-208.
- Galvis, G., Latorre, J., Ochoa, A.E e Vissher, J.T. (1996). "Comparison of horizontal and upflow roughing filtration." In: Graham, N. e Collins, R. (eds.) *Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration*. John Wiley & Sons Ltda, Inglaterra, 341-348.
- Galvis, G., Latorre, J., Vissher, J.T. (1999). *Filtración en múltiples etapas – Tecnología innovativa para el tratamiento de agua*. Série Documentos Técnicos, IRC/CINARA, Colômbia, 197p.
- Grützmacher, G., Böttcher, G., Chorus, I. e Bartel, H. (2002). "Removal of *Microcystis* by Slow Sand Filtration." *Environmental Toxicology*, **17**(4), 386-394.
- Haarhoff, J. e Cleasby, J.L. (1991). "Biological and Physical Mechanisms in Slow Sand Filtration" In: Longsdon, G.S. (ed.) *Slow Sand Filtration*. ASCE – American Society of Civil Engineers, Nova Iorque, E.U.A., 19-68.
- Haig, S.J., Collins, G., Davies, R.L., Dorea, C.C. e Quince, C. (2011). "Biological aspects of slow sand filtration: past, present and future". *Water Science & Technology: Water Supply*. **11.4**. 468-472.

- Hendricks, D.W. e Bellamy, W.D. (1991). "Microorganism removals by slow sand filtration" In: Longsdon, G.S. (ed.) *Slow Sand Filtration*. ASCE – American Society of Civil Engineers, Nova Iorque, E.U.A., 101-121.
- Himberg, K., Keijola, A.M., Hiisvirta, L., Pyysalo, H. e Sivonen, K. (1989). "The effect of Water Treatment Processes on *Microcystis* e *Oscillatoria* Cyanobacteria: A Laboratory Study." *Water Research*, **23**(8), 979-984.
- Ho, L., Meyn, T., Keegan, A., Hoefel, D., Brookes, J., Saint, C.P. e Newcombe, G. (2006). "Bacterial degradation of microcystins toxins within a biologically active sand filter." *Water Reseach*. **40**. 768-774.
- Ho, L., Hoefel, D., Saint, C.P. e Newcombe, G. (2007a). "Isolation and identification of a novel microcystin-degrading bacterium from a biological sand filter." *Water Reseach*. **41**. 4685-4695.
- Ho, L., Hoefel, D., Saint, C.P., Newcombe, G. (2007b). "Degradation of microcystin-LR through biological sand filters." *Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactived Waste Management*. **11**(3). 191-196.
- Jellison, K.L., Dick, R.I. e Weber- Shirk, M.L. (2000). "Enhanced ripening of slow sand filtration." *Journal of environmental engineering*, **126**(12), 1153-1157.
- Jochimsen, E.M., Carmichael, W.W., An, J., Cardo, D.M., Cookson, S.T., Holmes, C.E.M., Antunes, M.B.C., Filho, D.A.M., Lyra, T.M., Barreto, V.S.T., Azevedo, M.F.O. e Jarvis, W.R. (1998). "Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil." *The New England Journal of Medicine*. **338** (13). 873-878.
- Keijola, A.M., Himberg, K., Esala, A.L., Sivonen, K. e Hiisvirta, L. (1988). "The Removal of Cyanobacterial Toxins in Water Treatment Processes: Laboratory and Pilot-Scale Experiments." *Toxic Assessment: An International Journal*, **3**, 643-656.
- Logsdon, G.S. (2008). "Slow Sand Filtration" In: Longsdon, G.S. *Water Filtration Practices*. American Water Works Association, E.U.A., 211-228.
- Melo, A.E.S. (2006). *Influência da filtração lenta na remoção de células de *Cylindrospermopsis raciborskii**. Dissertação de mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-098/06, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 178p.

- Nascimento, M. M. (2011). *Remoção de microcistinas por meio de oxidação química com hipoclorito de sódio e validação do método de análise por cromatografia líquida com detector de massas*. Dissertação de mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-136/06, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 112p.
- Oliveira, F.H.P.C. e Albuquerque, N.L. (2009). Avaliação sazonal da qualidade da água do reservatório de Tapacurá (PE), pertencente à bacia do Rio Capibaribe. *Anais do 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Recife, Brasil, 1-10.
- Peralta, C.C. (2005). *Remoção do Indicador Clostridium perfringens e de Oocistos de Cryptosporidium parvum por Meio de Filtração Lenta – Avaliação em Escala Piloto*. Dissertação de mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-081/05, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 84p.
- Resende, S.M. e Machado, M.I. (2005). “Ocorrências de cianobactérias em represas e estações de tratamento de água no abastecimento público da cidade de Uberlândia, Minas Gerais – 2004.” *Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande, Brasil, 1-9.
- Sá, J.C. (2002). *Remoção de Microcystis aeruginosa e microcistina pelo processo de filtração lenta*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-48/02, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, DF, 115p.
- Sá, J.C., Oliveira, A.C.P., Azevedo, S.M.F.O. e Brandão, C.C.S. (2002). “Remoção de *Microcystis aeruginosa* pelo processo de filtração lenta.” *Anais do XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. CD-ROM. 9p.
- Sá, J.C. (2006). *Influência das características da camada da filtrante e da taxa de filtração na eficiência de remoção de Microcystis aeruginosa e microcistina na filtração lenta em areia*. Tese de Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.TD-02/06, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 186p.

- Saidam, M.Y e Butler, D. (1996). "Algae Removal by Horizontal Flow Rock Filters." In: Graham, N. e Collins, R. (eds.) *Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration*. John Wiley & Sons Ltda, Inglaterra, 327-340.
- Salati, D. S. (2010). *Desempenho da filtração lenta com diferentes períodos de amadurecimento no tratamento de águas contendo elevadas concentrações de células tóxicas de Microcystis aeruginosa*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-129/10, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 125p.
- Sant'Anna, C.L., Azevedo, M.T.P., Agujaro, L.F., Carvalho, M.C., Carvalho, L.R. e Souza, R.C.R. (2006). *Manual Ilustrado para Identificação e Contagem de Cianobactérias Planctônicas de Águas Continentais Brasileiras*. Editora Interciência, Rio de Janeiro, Brasil, 58p.
- Sant'Anna, C.L. e Azevedo, M.T.P. (2000). "Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil". *Nova Hedwigia*. **71**(3-4). 359-385.
- Saron, A., Penido A.S. e Fernandes, A.C. (2000). "A influência das algas nos mananciais de abastecimento de água." *Anais do IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Porto Seguro, Brasil, 464 -472.
- Silva, J.R.L., Nogueira, I.S., Silva, N.N.M. e Marques, J.A.V. (2005). "Ocorrências de floração de *Cylindrospermopsis raciborskii* em águas do rio Tocantins. Estudo de caso: ETA Tocantinia." *Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande, Brasil, 1-4.
- Sotero-Santos, R.B., Carvalho, E.G., Dellamano-Oliveira, M.J. e Rocha, O. (2008). "Ocorrence and toxicity of an *Anabena* bloom in a tropical reservoir (Southeast Brazil)". *Elsevier. Harmful Algae* 7. 590-598.
- Taira, R. (2008). *Remoção de Oocistos de Cryptosporidium na Filtração Lenta, Precedida ou não de Filtração Ascendente em Pedregulho*. Dissertação de Mestrado. Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 191p.
- Takenaka, R.A., Sotero-Santos, R.M.B., Okumura, D.T., Kuroda, E.K., Di Bernardo, L. (2005). Uso de bioensaios na avaliação de tecnologias de tratamento de água para

- remoção de células e toxinas de *Microcystis* SSP. *Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande, Brasil, 1-8.
- Teixeira, M.G.L.C., Costa, M.C.N., Carvalho, V.L.P., Pereira, M.S. e Hage, E. (1993). “Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil.” *Bulletin of the Pan American Health Organization*, 27(3).
- Timms, S., Slade, J.S. e Fricker, C.R.(1995). “Removal of *Cryptosporidium* by slow sand filtration”. *Water science and technology*. **31**(5-6). 81-84.
- Vargas, L.C. (1992). “Filtración Lenta en Arena” In: *Programa Regional de Mejoramiento de la Calidad del Agua para Consumo Humano*, CEPIS – Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente,
- Vieira, J.M.S., Azevedo, M.T.P., Azevedo, A.M.F.O., Honda, R.Y. e Corrêa, B. (2005). “Toxic cyanobacteria and microcystin concentrations in a public water supply reservoir in the Brazilian Amazonia region”. *Toxicon*. **45**. 901-909.
- Wakelin, S., Page, D., Dillon, P., Pavelic, P., Abell, G.C.J, Gregg, A.L., Brodie, E., DeSantis, T.Z., Goldfarb, K.C. e Anderson, G. (2011). “Microbial community structure of a slow sand filter schmutzdecke: a phylogenetic snapshot based on rRNA sequence analysis”. *Water Science & Technology: Water Supply*. **11.4**. 426-436.
- Weber-Shirk, M.L. (2002). “Enhancing slow sand filter performance with an acid-soluble seston extract”. *Water research*. **36**. 4753-4756.
- Weber-Shirk, M.L. e Chan, K.L. (2007). “The role of aluminium in slow sand filtration”. *Water research*. **41**. 1350-1354.
- Wegelin, M. (1996). *Surface Water Treatment by Roughing Filters – A Design, Construction and Operation Manual*. Swiss Centre for Development Cooperation in Technology and Management (SKAT), Suíça.
- Wood, L.R. (1985). “Chloroform-methanol of chlorophyll a.” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **42**, 38-43.

APÊNDICES

Apêndice A – Valores obtidos para os parâmetros monitorados

ETAPA 1

Tabela A.1 – Valores obtidos para turbidez, clorofila-a, coliformes totais e *E. coli* durante a realização do 1º experimento da 1ª etapa experimental.

Ciclo	Experimento 1							
	Turbidez (UT)		Clorofila-a (µg/L)		Coliformes totais (NMP/100mL)		<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	
	AB	PFA	AB	PFA	AB	PFA	AB	PFA
1	1,91	1,95	3,70	1,58	1223	7540	108	< 1
2	2,49	1,29	5,94	2,51	1990	657	< 1	31
3	2,74	1,20	6,34	2,51	880	203	63	41
4	2,74	1,22	6,47	2,51	836	243	52	10
5	2,10	0,97	3,83	1,32	776	52	31	< 1
6	3,52	1,07	8,05	3,04	663	292	< 1	< 1
7	3,47	1,12	6,60	2,51	624	256	41	< 1
8	2,78	0,98	5,28	1,19	1250	379	52	< 1
9	2,65	0,88	6,60	1,58	2310	156	< 1	< 1
10	2,71	1,03	5,68	1,85	2180	110	< 1	10
11	4,62	0,94	6,34	1,06	520	145	< 1	10
12	1,66	0,66	5,15	0,79	310	10	< 1	< 1
13	2,33	0,70	5,41	1,45	4320	74	100	< 1
14	2,85	0,70	7,79	1,06	1350	10	< 1	< 1
15	12,00	5,28	107,36	51,92	2489	122	< 1	< 1
16	14,80	6,29	94,60	70,84	959	292	< 1	< 1
17	14,50	6,90	143,88	69,96	8164	122	< 1	< 1
18	8,31	1,60	24,26	12,32	2160	633	< 1	< 1
19	4,08	0,75	4,49	0,10	930	52	< 1	< 1
20	3,52	0,82	3,96	0,10	6870	201	226	3
21	2,60	0,71	6,60	0,53	4884	206	591	11
22	2,67	0,70	7,26	0,10	1935	435	740	14
23	3,51	0,80	8,98	1,85	987	172	10	< 1
24	3,13	0,70	7,00	1,10	1989	116	< 1	< 1
25	3,32	0,75	7,92	1,58	1334	249	80	3
26	2,03	0,63	5,15	2,10	410	276	40	< 1
27	3,74	0,74	6,07	1,58	985	133	50	3
28	4,20	0,72	8,58	3,10	833	185	30	2
29	3,55	0,74	5,94	0,79	2723	111	70	< 1
30	38,10	19,70	326,92	174,24	3654	225	10	5
31	28,80	13,10	240,24	131,67	2909	162	40	2
32	2,33	2,45	5,68	14,78	1541	25	70	< 1
33	2,21	0,63	4,49	1,06	663	10	10	< 1
34	3,29	0,71	6,20	2,38	1483	10	68	< 1
35	3,98	0,57	5,94	1,58	1467	10	23	< 1
36	4,44	0,77	8,18	1,32	1658	10	60	< 1
37	4,20	0,70	6,47	1,85	1529	20	86	< 1
38	3,23	0,54	4,49	1,06	1723	41	162	< 1

Os valores em negrito destacam os dias em que houve inserção de células de *M. aeruginosa*.

Tabela A.2 - Valores obtidos para microcistinas total (t) e extracelular (e) com utilização de kit ELISA durante a realização do 1º experimento da 1ª etapa experimental.

Microcistina (µg/L) - Etapa 1, Experimento 1				
Ciclo	Afluente		Efluente	
	AB (t)	AB (e)	PFA (t)	PFA (e)
15	14,04	3,18	8,45	1,54
16	8,17	1,96	11,11	4,54
17	19,99	5,43	19,22	8,47
18			2,05	3,12
19			----	1,10
20			----	0,27
21			----	0,09
22			----	0,07
23			----	0,07
24			----	0,09
25			----	0,07
26			----	0,09
27			----	0,08
28			----	0,06
29			----	0,08
30	20,43	1,23	5,97	2,78
31	31,32	7,34	28,85	2,08
32			3,22	3,47
33			----	0,19
34			----	0,12
35			----	1,63
36			----	0,64
37			----	0,06
38			----	0,16

Os valores em negrito destacam os dias em que houve inserção de células de *M. aeruginosa*; As células em branco indicam que não houve análise em função de não ter sido inserido células de *M. aeruginosa* e/ou microcistinas; (----) Dias em que a microcistinas não foram quantificadas.

Tabela A.3 - Valores obtidos para turbidez, clorofila-a, coliformes totais e *E. coli* durante a realização do 2º experimento da 1ª etapa experimental.

Ciclo	Experimento 2							
	Turbidez (UT)		Clorofila-a (µg/L)		Coliformes totais (NMP/100mL)		<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	
	AB	PFA	AB	PFA	AB	PFA	AB	PFA
1	3,15	0,97	6,86	1,32	1223	8664	7540	199
2	4,90	0,95	5,81	1,72	1990	1553	657	63
3	4,82	0,85	5,81	1,58	836	512	243	52
4	18,60	8,58	216,48	115,72	776	598	52	74
5	31,70	17,20	312,40	193,16	624	657	256	30
6	2,21	2,88	4,22	28,05	2310	20	156	<1
7	3,47	0,55	6,47	2,31	520	379	145	<1
8	3,53	0,75	6,60	1,65	310	2419	10	2
9	5,02	0,89	7,66	1,32	1350	649	<1	9
10	9,79	0,66	6,22	1,32	959	1733	292	2
11	4,57	0,60	9,37	1,65	2160	249	633	2
12	3,97	0,74	9,77	1,32	6870	488	<1	2

Os valores em negrito destacam os dias em que houve inserção de células de *M. aeruginosa*.

Tabela A.4 - Valores obtidos para microcistinas total (t) e extracelular (e) com utilização de kit ELISA durante a realização do 2º experimento da 1ª etapa experimental.

Microcistina (µg/L) - Etapa 1, Experimento 2				
Ciclo	Afluente		Efluente	
	AB (t)	AB (e)	PFA (t)	PFA (e)
4	37,97	8,15	29,16	6,89
5	44,43	9,35	35,7	9,88
6			9,67	3,53
7			0,43	0,72
8			----	----
9			----	----
10			----	----
11			----	----
12			----	----

Os valores em negrito destacam os dias em que houve inserção de células de *M. aeruginosa*; As células em branco indicam que não houve quantificação de microcistinas da água bruta (AB), pois não houve inserção de células de *M. aeruginosa*; (----) Dias em que a microcistinas não foram quantificadas.

ETAPA 2

Tabela A.5 - Valores obtidos para turbidez e clorofila-a durante a 2ª etapa experimental.

Ciclo	ETAPA 2			
	Turbidez (UT)		Clorofila-a (µg/L)	
	AB	FLA 2	PFA	FLA 2
1	2,97	0,53	0,88	< 0,29
2	4,51	0,43	0,88	0,29
3	4,00	0,47	0,88	0,29
4	4,38	0,56	1,76	0,59
5	3,44	0,57	2,05	0,29
6	2,55	0,54	0,59	0,00
7	6,16	0,60	1,76	0,29
8	9,93	0,50	1,76	0,00
9	8,48	0,46	0,59	0,29
10	6,40	0,45	0,88	0,88
11	3,41	0,40	2,05	0,29
12	4,23	0,46	2,64	0,29
13	2,82	0,38	1,47	0,29
14	1,75	0,36	0,88	0,29
15	5,50	0,38	1,47	0,29
16	22,90	3,41	77,62	35,90
17	32,80	8,49	80,26	117,74
18	37,90	9,99	108,24	132,53
19	3,33	4,04	22,44	44,00
20	2,39	1,11	2,93	5,87
21	4,84	0,86	2,35	2,35
22	5,21	0,42	2,64	1,17
23	5,75	0,40	2,93	1,17
24	5,37	0,39	2,64	0,29
25	6,37	0,37	1,76	< 0,29

Os valores em negrito destacam o dia em que houve inserção de células de *M. aeruginosa*; O limite de detecção do método utilizado para quantificação de clorofila-a corresponde a 0,29 µg/L.

Tabela A.6 - Valores obtidos para microcistinas extracelular (e) com utilização de kit ELISA durante a realização 2ª etapa experimental.

Microcistina (µg/L) - Etapa 2				
Ciclo	AB (e)	PFA (e)	FLA 1 (e)	FLA 2 (e)
16	5,65	6,48	5,39	5,59
17	3,74	5,98	4,03	4,79
18	3,78	4,43	3,84	2,77
19		0,35	3,72	2,50
20		0,08	1,60	1,86
21		0,08	0,36	0,28
22		0,05	0,09	0,08
23		----	----	----
24		----	----	----
25		----	----	----

Os valores em negrito destacam os dias em que houve inserção de células de *M. aeruginosa*; As células em branco indicam que não houve análise em função de não ter sido inserido células de *M. aeruginosa* e/ou microcistinas; (----) Dias em que a microcistinas não foram quantificadas.

Tabela A.7 - Valores obtidos para coliformes totais e *E. coli* durante a realização da 2ª etapa experimental.

Ciclo	ETAPA 2							
	Coliformes totais				<i>E. coli</i> (NMP/100mL)			
	AB	PFA	FLA 1	FLA 2	AB	PFA	FLA 1	FLA 2
1	12230	309	96	<10	1730	<10	<10	<10
2	19560	231	79	32	2160	10	3	3
3	36540	63	111	14	3050	10	2	2
4	3310	145	99	11	100	<10	1	3
5	1850	52	68	1986	100	10	<1	<1
6	850	31	1203	30	100	<10	<1	<1
7	6310	63	365	291	100	20	<1	<1
8	3410	<10	345	108	<100	<10	<1	<1
9	7940	74	285	9	300	<1	<1	<1
10	2750	52	71	6	100	<1	<1	<1
11	4870	185	29	2	200	10	<1	<1
12	46110	116	146	1	2010	7	<1	<1
13	1600	60	866	57	200	4	<1	<1
14	200	25	91	5	<1	2	<1	<1
15	13540	110	172	7	100	10	<1	<1
16	10190	411	261	19	310	39	3	2
17	1850	186	147	4	200	10	<1	<1
18	510	66	15	1	100	4	<1	1
19	2820	219	34	11	100	15	<1	2
20	1680	59	4	6	410	9	<1	<1
21	24810	548	11	17	3320	59	1	3
22	6950	117	7	11	1200	17	<1	1
23	10170	133	7	3	740	10	<1	<1
24	2160	25	260	2	100	4	<1	1
25	4640	54	411	1	310	7	<1	<1

Os valores em negrito destacam os dias em que houve inserção de células de *M. aeruginosa*.

ETAPA 3

Tabela A.8 - Valores obtidos para turbidez e clorofila-a durante a realização da 3ª etapa experimental.

Ciclo	ETAPA 3							
	Turbidez (UT)				Clorofila-a (µg/L)			
	AB	PFA	FLA 1	FLA 2	AB	PFA	FLA 1	FLA 2
1	2,98	0,36	1,15	2,05	6,60	0,33	0,33	0,99
2	9,63	0,42	0,83	0,82	14,19	<0,29	0,99	0,99
3	5,04	0,38	0,79	0,86	12,21	0,66	0,33	0,99
4	6,07	0,36	0,72	0,75	10,23	0,66	0,99	0,66
5	5,48	0,52	0,75	0,64	8,58	0,66	0,33	0,33
6	59,70	12,20	6,89	8,41	341,22	183,48	99,00	108,90
7	3,15	3,63	1,85	1,83	7,26	50,60	17,60	17,16
8	2,87	0,54	0,51	0,62	7,26	2,64	0,88	0,44
9	4,31	0,39	0,52	0,55	12,21	0,44	4,40	0,44
10	5,06	0,46	0,49	0,48	11,55	0,44	0,44	0,44
11	5,91	0,45	0,40	0,48	13,53	0,44	<0,29	<0,29
12	46,10	1,91	0,61	0,95	173,58	23,10	9,24	8,58
13	4,55	1,16	0,52	0,54	13,53	7,92	1,76	2,20
14	2,67	0,34	0,38	0,41	11,22	0,88	0,44	0,44
15	2,02	0,35	0,39	0,37	9,24	0,88	0,44	0,44
16	4,27	0,37	0,35	0,33	10,23	0,88	0,88	0,44
17	8,27	0,55	0,38	0,34	23,76	1,76	0,44	0,88
18	42,63	14,41	13,48	0,00	177,54	83,49	28,38	26,07
19	8,77	1,21	1,04	0,69	11,22	6,60	7,48	5,28
20	5,22	0,54	0,47	0,51	4,95	0,88	1,32	1,32
21	5,89	0,61	0,36	0,36	5,28	0,44	<0,29	0,44
22	4,33	0,73	0,33	0,32	3,63	0,88	0,44	1,32
23	5,50	0,70	0,43	0,35	3,63	<0,29	<0,29	<0,29
24	4,16	0,59	0,32	0,31	5,28	<0,29	<0,29	<0,29
25	3,55	0,55	0,34	0,55	4,95	0,44	<0,29	0,44

Os valores em negrito destacam o dia em que houve inserção de células de *M. aeruginosa* e microcistinas; O limite de detecção do método utilizado para quantificação de clorofila-a corresponde a 0,29 µg/L.

Tabela A.9 - Valores obtidos para coliformes totais e *E. coli* durante a realização da 3ª etapa experimental.

Ciclo	ETAPA 3							
	Coliformes totais (NMP/100mL)				E. coli (NMP/100mL)			
	AB	PFA	FLA 1	FLA 2	AB	PFA	FLA 1	FLA 2
1	1010	49	153	2419	100	1	ND	1
2	24890	12	2419	2419	630	1	9	5
3	1460	28	2419	2419	<100	<1	2	<1
4	5290	4	24890	3310	300	<100	<100	<100
5	5040	4	24192	24192	<100	<10	<10	<10
6	2720	291	104624	10860	630	28	<100	<100
7	2750	59	2090	27550	200	3	<100	<100
8	310	6	980	7540	<100	1	<100	<100
9	6770	70	410	3790	<100	1	<100	<100
10	68670	133	100	310	7760	41	<100	<100
11	86640	93	200	520	6010	12	<100	<100
12	32550	2419	7	630	2780	365	<1	<1
13	13960	629	816	225	1730	63	15	3
14	10430	120	107	109	1340	10	<10	<10
15	1690	31	42	74	310	10	1	<1
16	23100	104	133	186	1730	15	1	<1
17	241920	579	68	68	2990	6	<1	<1
18	19	59	35	27	255	52	1	<10
19	100	10	20	20	<100	ND	<10	<10
20	51720	20	13	50	860	ND	1	<1
21	4611	48	16	73	1610	ND	<1	<1
22	1340	45	32	6	<100	1	<1	<1
23	3540	91	19	5	100	4	<1	<1
24	6690	155	15	11	1340	30	1	<1
25	4870	73	15	22	4390	7	1	<1

Os valores em negrito destacam os dias em que houve inserção de células de *M. aeruginosa* e microcistinas.

ETAPA 4

Tabela A.10 - Valores obtidos para turbidez e clorofila-a durante a realização da 4ª etapa experimental.

Ciclo	ETAPA 4							
	Turbidez (UT)				Clorofila-a (µg/L)			
	AB	PFA	FLA 1	FLA 2	AB	PFA	FLA 1	FLA 2
1	9,99	8,41	4,10	4,88	136,95	90,75	40,92	48,51
2	9,99	9,99	9,99	9,99	237,27	169,29	129,69	137,61
3	2,32	5,80	3,00	1,60	9,57	77,88	29,04	17,82
4	3,70	0,70	0,20	0,20	12,87	3,63	3,63	0,99
5	6,30	0,20	0,20	0,20	6,93	1,98	1,32	<0,29
6	2,50	0,57	0,17	0,07	4,95	0,66	0,99	0,33
7	2,70	0,22	0,07	0,07	6,60	1,32	0,66	0,33
8	2,71	0,07	0,09	0,07	6,60	1,32	<0,29	0,33
9	0,59	0,06	0,10	0,07	6,93	0,66	0,33	0,33
10	0,19	0,21	0,07	0,07	7,59	1,32	0,33	<0,29
11	4,84	0,07	0,16	0,08	11,88	0,99	0,33	0,33
12	3,08	0,06	0,09	0,08	7,59	1,32	4,29	<0,29
13	3,23	0,07	0,08	0,08	7,26	1,98	0,66	0,33
14	2,72	0,13	0,06	0,07	5,94	0,99	0,33	0,33
15	3,02	0,07	0,06	0,06	8,58	0,99	<0,29	<0,29
16	0,21	0,11	0,06	0,19	7,92	0,66	0,33	0,33
17	0,17	0,07	0,20	0,16	6,60	0,66	<0,29	<0,29
18	3,15	0,07	0,13	0,11	7,92	0,99	0,33	0,33
19	4,51	0,09	0,06	0,06	9,90	1,32	0,33	0,33
20	3,20	0,07	0,07	0,10	11,88	0,99	1,32	0,33
21	3,07	0,09	0,08	0,09	7,59	0,33	0,33	0,33
22	2,73	0,09	0,12	0,06	8,58	0,33	1,32	0,33
23	0,21	0,07	0,06	0,08	8,58	0,33	1,65	1,65
24	0,23	0,08	0,06	0,07	4,95	3,30	0,33	3,30
25	4,29	0,10	0,06	0,10	6,93	0,00	<0,29	1,32
26	4,51	0,09	0,06	0,06	9,90	0,00	3,96	0,99
27	3,29	0,07	0,09	0,05	1,98	0,33	0,33	0,33
28	19,10	5,63	0,58	1,76	273,24	102,96	6,27	17,16
29	23,70	10,60	0,20	3,63	407,22	158,07	29,37	43,89
30	0,10	0,05	2,03	1,64	6,27	19,47	22,11	18,15
31	0,17	0,47	0,11	0,10	3,96	5,61	7,92	2,31
32	2,23	1,08	0,37	0,12	4,29	1,98	1,65	0,99
33	2,41	0,10	0,07	0,05	5,28	1,32	0,99	<0,29
34	0,99	0,09	0,08	0,07	5,94	0,00	0,66	0,33
35	4,29	0,07	0,06	0,07	4,62	0,59	0,33	0,33
36	4,86	0,07	0,06	0,05	5,94	0,66	0,33	0,33

Os valores em negrito destacam os dias em que houve inserção de células de *M. aeruginosa* e/ou microcistinas; O limite de detecção do método utilizado para quantificação de clorofila-a corresponde a 0,29 µg/L.

Tabela A.11 - Valores obtidos para coliformes totais e *E. coli* durante a realização da 4ª etapa experimental.

Ciclo	ETAPA 4							
	Coliformes totais (NMP/100mL)				<i>E. coli</i> (NMP/100mL)			
	AB	PFA	FLA 1	FLA 2	AB	PFA	FLA 1	FLA 2
1	27550	24192	1354	24191,7	3090	327	52	148
2	3770	6770	72700	12740,0	410	<100	<100	<100
3	2460	48840	14390	5560,0	520	<100	<100	<100
4	2160	86640	7270	3550	310	<100	<100	<100
5	3180	9870	4410	840	200	<100	<100	<100
6	5040	9320	2010	1190	630	<100	<100	<100
7	17890	17930	7660	100	3730	<100	<100	<100
8	38730	34480	1610	3450	8160	<100	<100	<100
9	12740	10460	200	740	3890	<100	<100	<100
10	3640	2590	200	2130	630	<100	<100	<100
11	6630	9880	200	630	200	<100	<100	<100
12	15000	8090	100	310	860	<100	<100	<100
13	10140	7590	<100	310	2400	<100	<100	<100
14	8090	12740	100	200	1100	<100	<100	<100
15	5830	19862,8	313	481	860	100	<10	<10
16	5460	19862,8	389	203	1340	<10	<10	<10
17	1420	17890	<100	100	<100	<100	<100	<100
18	3930	7890	200	200	200	<100	<100	<100
19	3130	2490	100	310	<100	<100	<100	<100
20	9070	1210	100	100	2160	<100	<100	<100
21	4320	3640	100	100	300	<100	<100	<100
22	ND	410	100	ND	850	<100	<100	<100
23	3270	1483	300	226	980	10	<10	<10
24	2060	1720	300	146	850	<10	<10	<10
25	6690	6294	<100	132	410	10	<10	<10
26	7490	<100	<100	310	410	<100	<100	<100
27	54750	8570	<100	200	15760	200	<100	<100
28	8260	5460	<100	740	1850	310	<100	<100
29	10140	24192	100	2130	2180	6570	100	<100
30	8600	6940	100	<100	1850	<100	<100	<100
31	1090	630	100	<100	300	<100	<100	<100
32	4570	318	<100	860	100	<100	<100	<100
33	200	410	<100	<100	200	<100	<100	<100
34	10760	14140	<10	100	850	<10	<10	<10
35	16070	54750	100	135	2110	<10	<10	<10
36	14390	740	<10	2010	1430	<10	<10	<10

Os valores em negrito destacam os dias em que houve inserção de células de *M. aeruginosa* e/ou microcistinas.

Tabela A.12 – Dados de contagem de células (cél./mL), por meio da contagem microscópica em câmara de Neubauer, obtidos durante a realização da 4ª etapa experimental.

Ciclo	ETAPA 4			
	AB	PFA	FLA 1	FLA 2
1	3,21E+05	3,13E+05	2,13E+05	1,76E+05
2	5,25E+05	3,66E+05	3,70E+05	4,05E+05
3		2,15E+05	6,00E+04	3,63E+04
4		5,00E+03	0,00E+00	0,00E+00
5		0,00E+00	0,00E+00	2,50E+03
6		0,00E+00	0,00E+00	1,25E+03
7		0,00E+00	1,25E+03	0,00E+00
8		0,00E+00	1,25E+03	0,00E+00
9		0,00E+00	0,00E+00	1,25E+03
10		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
11		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
12		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
13		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
14		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
15		0,00E+00	0,00E+00	3,75E+03
16		0,00E+00	0,00E+00	1,25E+03
17		0,00E+00	0,00E+00	1,25E+03
18		0,00E+00	1,25E+03	0,00E+00
19		0,00E+00	1,25E+03	0,00E+00
20		2,50E+03	1,25E+03	1,25E+03
21		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
22		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
23		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
24		0,00E+00	0,00E+00	1,25E+03
25		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
26		0,00E+00	0,00E+00	1,25E+03
27		2,50E+03	1,25E+03	2,50E+03
28	7,38E+06	6,13E+04	1,50E+04	6,13E+04
29	5,00E+05	5,30E+05	9,00E+04	1,03E+05
30		4,75E+04	4,88E+04	6,88E+04
31		1,50E+04	3,13E+04	8,75E+03
32		0,00E+00	5,00E+03	3,75E+03
33		0,00E+00	0,00E+00	1,25E+03
34		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
35		0,00E+00	2,50E+03	0,00E+00
36		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00

Os valores em negrito destacam os dias em que houve inserção de células de *M. aeruginosa*; As células em branco indicam que não houve contagem em função de não ter sido inseridas células de *M. aeruginosa*; Os dados destacados em verde correspondem a detecção de células de *M. aeruginosa* no efluente das unidades de filtração nos dias em que a água bruta (AB) não continha células de *M. aeruginosa*; O limite de detecção do método é de 1,5E+03, o que corresponde à contagem de uma célula na câmara de Neubauer.

Tabela A.13 - Valores obtidos para microcistinas total (t) e extracelular (e) com utilização de kit ELISA durante a realização da 4ª etapa experimental.

Microcistina (µg/L) - Etapa 4								
Ciclo	AB (t)	AB (e)	PFA (t)	PFA (e)	FLA 1 (t)	FLA 1 (e)	FLA 2 (t)	FLA 2 (e)
1	17,83	11,55	4,13	7,62	17,56	7,46	16,48	8,16
2	26,97	14,59	16,97	3,70	11,19	6,36	12,74	1,36
3			7,56	4,63	3,00	0,50	3,01	0,95
4			3,95	0,64	0,29	0,32	0,66	0,05
5			0,18	0,33	0,13	0,07	0,11	0,05
6			0,45		0,03	0,08	0,16	0,12
7			----	----	----	----	----	----
8			----	----	----	----	----	----
9			----	----	----	----	----	----
10			----	----	----	----	----	----
11			----	----	----	----	----	----
12			----	----	----	----	----	----
13			----	----	----	----	----	----
14			----	----	----	----	----	----
15			----	----	----	----	----	----
16			----	----	----	----	----	----
17			----	----	----	----	----	----
18			----	----	----	----	----	----
19			----	----	----	----	----	----
20			----	----	----	----	----	----
21			----	----	----	----	----	----
22			----	----	----	----	----	----
23			----	----	----	----	----	----
24			----	----	----	----	----	----
25			----	----	----	----	----	----
26			----	----	----	----	----	----
27			----	----	----	----	----	----
28	41,40	30,41	8,69	19,14	20,62	18,54	20,33	23,52
29	42,10	41,15	9,46	19,73	11,55	4,20	16,23	12,69
30			3,82	1,98	3,35	1,14	4,16	
31			1,98	2,97	2,16	1,73	1,40	0,27
32			0,74	0,27	1,08	0,41	0,53	1,19
33			0,17	0,16	0,35	0,30	0,21	0,16
34			0,09	0,11	0,19	0,14	0,07	0,09
35			----	----	----	----	----	----
36			----	----	----	----	----	----

Os valores em negrito destacam os dias em que houve inserção de células de *M. aeruginosa*; As células em branco indicam que não houve análise em função de não ter sido inseridas células de *M. aeruginosa* e/ou microcistinas; (----) Dias em que a microcistinas não foram quantificadas; As células destacadas em amarelo indicam que não foi possível a realização da análise devido à quebra do recipiente de armazenamento da amostra.