

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

**DESEMPENHO DA FILTRAÇÃO LENTA COM
DIFERENTES PERÍODOS DE AMADURECIMENTO NO
TRATAMENTO DE ÁGUAS CONTENDO ELEVADAS
DENSIDADES DE CÉLULAS TÓXICAS DE *Microcystis*
*aeruginosa***

DAYANY SCHOECHER SALATI

ORIENTADORA: CRISTINA CELIA SILVEIRA BRANDÃO

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

BRASÍLIA/DF: MARÇO/2010

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL

**DESEMPENHO DA FILTRAÇÃO LENTA COM DIFERENTES
PERÍODOS DE AMADURECIMENTO NO TRATAMENTO DE
ÁGUAS CONTENDO ELEVADAS DENSIDADES DE CÉLULAS
TÓXICAS DE *Microcystis aeruginosa***

DAYANY SCHOECHER SALATI

**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. MARCO ANTONIO ALMEIDA DE SOUZA, PhD (ENC-UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)

PROF. LÉO HELLER, DSc (DESA/UFMG)
(EXAMINADOR EXTERNO)

BRASÍLIA/DF, 11 DE MARÇO DE 2010.

FICHA CATALOGRÁFICA

SALATI, DAYANY SCHOECHER

Desempenho da filtração lenta com diferentes períodos de amadurecimento no tratamento de águas contendo elevadas densidades de células tóxicas de *Microcystis aeruginosa* [Distrito Federal] 2010.

xviii, 125p., 210x297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2010). Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Filtração Lenta

2. Período de amadurecimento

3. Células tóxicas de *Microcystis aeruginosa*

4. Cianobactérias

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

SALATI, D.S. (2010). Desempenho da filtração lenta com diferentes períodos de amadurecimento no tratamento de águas contendo elevadas densidades 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.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Dayany Schoecher Salati

TÍTULO: Desempenho da filtração lenta com diferentes períodos de amadurecimento no tratamento de águas contendo elevadas densidades de células tóxicas de *Microcystis aeruginosa*

GRAU: Mestre ANO: 2010

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.

Dayany Schoecher Salati

dayanysalati@gmail.com

AGRADECIMENTOS

A toda minha Família pelo carinhoso apoio e especial incentivo para a realização dos trabalhos, em especialmente aos meus pais Marcelo Salati e Geane C. S. Salati e meus irmãos Daniele Schoecher Salati e Marcelo Salati Filho.

À Professora Cristina Brandão, pelas orientações, ensinamentos, conselhos, compreensão e motivação durante todas as etapas desse trabalho, uma profissional sempre disposta a oferecer o melhor de seu excepcional conhecimento. Aos Professores Léo Heller e Marco Antônio, pelas imprescindíveis críticas e sugestões feitas na defesa da dissertação.

Aos queridos amigos que também faziam suas jornadas no LAA, deixando meus finais de semana de trabalho menos estressantes, Maria, Carol, Melissa, Débora e Bruno Oliveira. Em especial, aos técnicos e companheiros Boy, Júnior e Marcilene, eles, pela paciência de todas as manhãs para buscarem a água do lago e ajudarem nas diversas montagens dos filtros, sempre com suas “engenhocas” certeiras, ela, pelo apoio na realização dos repiques de culturas e principalmente pelas risadas nos momentos mais tensos do trabalho.

A admirável Orlandina, pelo singular e importante auxílio para a contagem de cianobactérias e identificação dos microrganismos dos filtros, além das palavras doces e amenas.

Às amigas, Marcely, Égua mana! Você é especial. Alessandra, a amiga psicóloga para todas as horas, Melissa, pela delicadeza e sinceridade e Amanda, pelo sorriso contagiante.

A todos os amigos do PTARH, pela eterna amizade, conselhos e momentos de descontração.

Aos colegas da Funasa, Analistas de Infraestrutura, que sempre motivaram minhas idas a UnB nos horários de almoço, entenderam o motivo dos dias que não compareci ao trabalho, e a todos os coordenadores que também foram solícitos para que eu pudesse completar essa caminhada.

Ao amigo, namorado e futuro marido, Sérgio Siebra, pelo incentivo e companheirismo, principalmente durante as madrugadas na UnB durante as fases finais desse trabalho. Obrigada por fazer parte da minha vida!

A Deus e aos iluminados guias do plano espiritual, que sempre estarão comigo, seja onde eu estiver, com indiretas orientações serenas e confortáveis.

Dedicado aos meus avôs Adalberto Schoecher
e Affonso Salati (*in memoriam*) e as
minhas amadas avós,
Maria José e Nely.

RESUMO

DESEMPENHO DA FILTRAÇÃO LENTA COM DIFERENTES PERÍODOS DE AMADURECIMENTO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS CONTENDO ELEVADAS DENSIDADES DE CÉLULAS TÓXICAS DE *Microcystis aeruginosa*

Autor (a): Dayany Schoecher Salati

Orientador (a): Cristina Celia Silveira Brandão

Palavras-chave: tratamento de água, filtração lenta, período de amadurecimento, cianobactérias, remoção de células tóxicas de *Microcystis aeruginosa*.

Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Brasília, Março de 2010.

Número de páginas: 125

O florescimento de cianobactérias nos reservatórios de abastecimento público preocupa as autoridades de saúde, pois as cianotoxinas produzidas pelas cianobactérias podem acarretar em efeitos hepatotóxicos, neurotóxicos e dermatotóxicos sobre a saúde humana e animal. Há relatos sobre a presença de florações de células tóxicas, de cianobactérias, em vários ecossistemas aquáticos de todas as regiões do Brasil. A literatura especializada tem apresentado a filtração lenta como uma tecnologia de tratamento capaz de remover cianobactérias e cianotoxinas da água. Assim, o atual trabalho teve como objetivo avaliar a influência do período de amadurecimento dos filtros lentos sobre a eficiência de remoção de células de *Microcystis aeruginosa* e microcistinas liberadas no processo de tratamento. Para isso, foram realizados experimentos com filtros pilotos similares operados em paralelo, sem amadurecimento e submetidos a 15 e a 20 dias de amadurecimento, a uma taxa de filtração de $3 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$. Foram realizadas simulações de floração de *M. aeruginosa* em densidades que variaram de 10^6 cél./mL e 10^7 cél./mL com concentração de microcistinas totais no afluente, em média, de $60 \mu\text{g/L}$. Observou-se que filtros lentos submetidos a amadurecimento de 15 ou 20 dias produziram resultados similares com relação à remoção de células de cianobactérias. A ausência de amadurecimento não pareceu ser fator determinante para remoção de células de *M. aeruginosa* em filtros lentos, indicando que na situação em que a densidade de células de *M. aeruginosa* na água bruta é elevada, tendem a prevalecer os mecanismos físicos de remoção. Os filtros não amadurecidos foram mais eficientes para remoção de microcistinas extracelulares do que os filtros amadurecidos, provavelmente devido adsorção das toxinas na areia, que na condição experimental avaliada, se apresentava limpa e esterilizada. A baixa eficiência de remoção de microcistinas nos filtros amadurecidos, em relação aos relatos de literatura, indicam a ausência, ou baixa densidade, de bactérias especializadas na degradação dessa toxina na água bruta e, por conseqüência, no filtros lentos. Ficou claro, portanto, que períodos de amadurecimento de até 20 dias não garantem efluentes com qualidade satisfatória e sem risco para população em situações em que a água bruta seja oriunda de mananciais com floração tóxica de *M. aeruginosa*.

ABSTRACT

PERFORMANCE OF SLOW SAND FILTRATION WITH DIFFERENT RIPENING PERIODS IN THE TREATMENT OF WATER CONTAINING HIGH CELL DENSITIES OF TOXIC *Microcystis aeruginosa*

Author: Dayany Schoecher Salati

Supervisor: Cristina Celia Silveira Brandão

Key-words: water treatment, slow sand filter, ripening period, cyanobacteria, removal of toxic cells of *Microcystis aeruginosa*.

Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Brasília, March 2010

Number of pages: 125

The cyanobacteria bloom in public supply reservoirs is a matter of concern for health authorities because the cyanotoxins produced by cyanobacteria may lead to hepatotoxic, neurotoxic and dermatotoxic effects on human and animal health. There are reports about the presence of blooms of toxic cyanobacteria producing in many aquatic ecosystems in all regions of Brazil. The literature has shown that slow sand filtration as is capable of removing cyanobacteria and cyanotoxins from water. In this scenario, the present study aimed to evaluate the influence of the ripening period of slow sand filters on the removal efficiency *Microcystis aeruginosa* cells and microcystins released during the treatment process. For this, experiments were carried out with pilot filters operated in parallel, without and with 15 and 20 days of ripening period, using filtration rate of 3 m³/m².d. To simulate cyanobacterial bloom, a natural water was spiked with cell of *M. aeruginosa* resulting in a filter affluent water with 10⁶ cells/mL and 10⁷ cells/mL and, in average, a total concentration of 60 µg/L microcystins. It was observed that slow sand filters undergoing ripening periods of 15 or 20 days produced similar results with respect to the removal of *M. aeruginosa* cells. The lack of ripening period did not appear to be a determining factor for removal of cells from *M. aeruginosa* in slow sand filters, suggesting that when the cell density of *M. aeruginosa* in raw water is high, the physical mechanisms of removal may be predominant. The filters without ripening period were more efficient in removal of extracellular microcystin than the “mature” filters, probably due to adsorption of the toxin on the sand that, under experimental conditions evaluated, was previously cleaned and sterilized. The low removal efficiency of microcystins in the mature filters in relation to literature reports, indicate the absence, or low density, of bacteria specialized in the degradation of the toxin in the raw water and, consequently, in slow filters. It was clear therefore that ripening periods of up to 20 days do not guarantee safe filtrated water, without risk for human consumption, when the raw water is withdrawn from reservoir with toxic bloom of *M. aeruginosa*.

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO.....	1
2 - OBJETIVOS.....	4
3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1 - CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS.....	5
3.1.1 - Considerações gerais sobre as cianobactérias e sua ocorrência no Brasil.....	5
3.1.2 - As cianotoxinas	8
3.1.2.1 - Aspectos Gerais.....	8
3.1.2.2 - Hepatotoxinas.....	11
3.1.3 - Degradação biológica das microcistinas.....	14
3.2 - FILTRAÇÃO LENTA.....	17
3.2.1 - Aspectos gerais dos filtros lentos	19
3.2.2 - Organismos do Filtro Lento.....	22
3.2.3 - Mecanismos da filtração lenta	24
3.2.4 - Composição do filtro lento	26
3.3 - REMOÇÃO DE <i>Microcystis aeruginosa</i> E MICROCISTINAS PELA FILTRAÇÃO LENTA.....	28
4 - METODOLOGIA APLICADA.....	39
4.1 - ASPECTOS GERAIS DOS EXPERIMENTOS	39
4.2 - ASPECTOS DA INSTALAÇÃO PILOTO	41
4.3 - CULTIVO E SIMULAÇÃO DAS FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS.....	44
4.4 - DESENVOLVIMENTO DAS ETAPAS EXPERIMENTAIS	46
4.4.1 - Etapa 1: Avaliação da remoção de células de <i>Microcystis aeruginosa</i> e microcistinas nos filtros lentos com 15 dias e 20 dias de amadurecimento.....	47
4.4.2 - Etapa 2: Avaliação da remoção de células de <i>Microcystis aeruginosa</i> e microcistinas nos filtros lentos sem amadurecimento.....	49

4.4.3 - Metodologia utilizada para limpeza dos filtros lentos entre diferentes repetições.....	50
4.5 - PARÂMETROS MONITORADOS DURANTE OS EXPERIMENTOS	51
4.5.1 - Análises de qualidade da água.....	51
4.5.2 - Tomadas de perda de carga	53
4.5.3 - Oxidação das águas de descarte e águas filtradas.....	53
4.6 - FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM E ANÁLISES	54
4.7 - CARACTERIZAÇÃO SIMPLIFICADA DE ORGANISMOS PRESENTES NA CAMADA BIOLÓGICA DOS FILTROS LENTOS DE AREIA	55
5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	57
5.1 - EXPERIMENTOS COM DIFERENTES PERÍODOS DE AMADURECIMENTO	58
5.1.1 - Experimento 1 - FLA 1 e FLA 2 com amadurecimento.....	59
5.1.2 - Experimento 2 - FLA 1 e FLA 2 com amadurecimento.....	68
5.1.3 - Experimento 3 - FLA 1 e FLA 2 com amadurecimento.....	75
5.1.4 - Comparação dos três experimentos com filtros lentos submetidos ao período de amadurecimento e verificação da reprodutibilidade do tratamento	82
5.2 - EXPERIMENTOS SEM AMADURECIMENTO	85
5.2.1 - Experimento 1 – FLA 1 e FLA 2 sem amadurecimento.....	85
5.2.2 - Experimento 2 – FLA 1 e FLA 2 sem amadurecimento.....	92
5.2.3 - Comparação dos dois experimentos de filtros lentos sem amadurecimento e verificação da reprodutibilidade do tratamento.....	96
5.3 - CARACTERIZAÇÃO SIMPLIFICADA DOS MICRORGANISMOS DA <i>schmutzdecke</i>.....	99
6 - CONCLUSÕES.....	105
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	108
APÊNDICES.....	117

Apêndice A – Parâmetros Monitorados..... 118

Apêndice B – Dados correlacionados de microcistinas intracelulares124

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Florações de cianobactérias encontradas em diversas regiões do Brasil nos anos de 2008 e 2009	7
Tabela 3.2 – Principais tipos de cianotoxinas, gêneros produtores e seus efeitos.....	10
Tabela 3.3 – Taxa média de biodegradação da microcistinas em µg de microcistinas/L/dia observada para diferentes microrganismos.....	17
Tabela 3.4 – Qualidade da água recomendável para tratamento por filtração lenta.....	22
Tabela 3.5 – Parâmetro gerais de projeto para filtros lentos	27
Tabela 3.6 – Diferentes variações de areia e água utilizadas no experimento de Ho <i>et al.</i> (2007) em escala de laboratório	36
Tabela 4.1- Características do meio filtrante.....	43
Tabela 4.2 - Períodos de repetições da etapa experimental 1.....	49
Tabela 4.3 – Parâmetros avaliados e seus respectivos métodos e equipamentos utilizados	52
Tabela 4.4 – Análises realizadas nos diferentes pontos dos sistemas de tratamento de acordo com as fases experimentais.....	54
Tabela 5.1- Condição e período de realização dos experimentos.....	58
Tabela 5.2 – Características da água do lago Paranoá (sem adição de células de <i>M. aeruginosa</i>) durante o experimento1, com amadurecimento (N=30)	60
Tabela 5.3 – Remoção de microcistinas total considerando o balanço de massa nas fases de inoculação e monitoramento do experimento 1, com amadurecimento.	64
Tabela 5.4 - Valores mínimos e máximos de Coliformes Totais e <i>E. coli</i> encontrados nas amostras de água bruta e água filtrada (FLA 1 (AF) e FLA 2 (AF)) durante o experimento 1, com amadurecimento.....	66
Tabela 5.5 – Remoção de clorofila-a nos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) baseada no balanço de massa das diferentes fases do experimento 1, com amadurecimento.....	68
Tabela 5.6 - Características da água do lago Paranoá (sem adição de células de <i>M. aeruginosa</i>) durante o experimento 2, com amadurecimento (N = 30)	69
Tabela 5.7 - Remoção de clorofila-a nos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) baseada no balanço de massa das diferentes fases do experimento 2, com amadurecimento.....	73
Tabela 5.8 - Valores mínimos e máximos de Coliformes Totais e <i>E. coli</i> encontrados nas amostras de água bruta e água filtrada (FLA 1 (AF) e FLA 2 (AF)) durante o experimento 2, com amadurecimento.....	74

Tabela 5.9 - Características da água do lago Paranoá (sem adição de células de <i>M. aeruginosa</i>) durante o experimento 3, com amadurecimento (N = 30)	75
Tabela 5.10 – Remoção de microcistinas total considerando o balanço de massa nas fases de inoculação e monitoramento do experimento 3, com amadurecimento	80
Tabela 5.11 - Valores mínimos e máximos de Coliformes Totais e <i>E. coli</i> encontrados nas amostras de água bruta e água filtrada (FLA 1 (AF) e FLA 2 (AF)) durante o experimento 3, com amadurecimento.....	82
Tabela 5.12 – Balanço de massa de clorofila-a e eficiências de remoção nas 3 fases de cada experimento com amadurecimento (AF = Água Filtrada).	83
Tabela 5.13 - Características da água do lago Paranoá (sem adição de células de <i>M. aeruginosa</i>) durante o experimento 1, sem amadurecimento (N = 10).....	85
Tabela 5.14 – Remoção de microcistinas total considerando o balanço de massa nas fases de inoculação e monitoramento do experimento 1, sem amadurecimento.....	89
Tabela 5.15 - Características da água do lago Paranoá (sem adição de células de <i>M. aeruginosa</i>) durante o experimento 2, sem amadurecimento (N = 10).....	92
Tabela 5.16 - Remoção de microcistinas total considerando o balanço de massa nas fases de inoculação e monitoramento do experimento 2, sem amadurecimento.....	95
Tabela 5.17 – Balanço de massa de clorofila-a e eficiências de remoção das 2 fases (inoculação e monitoramento) de cada experimento sem amadurecimento.....	97
Tabela 5.18 – Gêneros/Espécies de algas identificadas na camada superficial de areia de todos os experimentos	100
Tabela 5.19 - Gêneros/Espécies de protozoários, rotíferos e helmintos identificados na camada superficial de areia de todos os experimentos	104

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Células viáveis de <i>Microcystis aeruginosa</i> (Sant'Anna, 2000).....	6
Figura 3.2 – Estrutura química da microcistina-LR (Kaebernick e Neilan, 2001).....	12
Figura 3.3 – Estrutura química da nodularina (Kaebernick e Neilan, 2001).....	13
Figura 3.4 – Esquema típico das principais unidades de um filtro lento (Adaptado de Di Bernardo e Dantas, 2005)	27
Figura 3.5 – (a) Percentual remanescente de microcistinas-LR nos filtros lentos de areia TM1 e TM 2; (b) Percentual remanescente de microcistinas-LR nos filtros lentos de areia BM 1, BM 2 e BM 3 (Ho <i>et al.</i> , 2007).	37
Figura 4.1 - Lago Paranoá com destaque para a região do ponto de captação de água utilizada nos experimentos	39
Figura 4.2 - Esquema geral da instalação piloto, sem escala	41
Figura 4.3 - Filtros Lentos de Areia com detalhes da camada suporte e tomadas de pressão	42
Figura 4.4 - Curva granulométrica da areia utilizada nos filtros lentos	44
Figura 4.5 – (a) Sala de cultivo, (b) cultivo de <i>M. aeruginosa</i> com cerca de 15 dias de crescimento, (c) Adição de cultivo a água bruta do lago Paranoá e (d) aspecto da água com concentrações de 10^6 cél./mL no reservatório de água bruta.	45
Figura 4.6 – Procedimentos gerais das etapas experimentais 1 e 2.....	46
Figura 4.7- Experimento em andamento durante a fase de inoculação de células de <i>M. aeruginosa</i> nos FLA 1 e FLA 2.....	48
Figura 5.1 – Box Whisker Plot para valores de turbidez e clorofila-a da água do lago Paranoá afluyente aos filtros durante o experimento 1, com amadurecimento (N = 30).	59
Figura 5.2 - Valores de turbidez da afluyente (AB) e efluente aos filtros lentos de areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 1, com amadurecimento.	61
Figura 5.3 - Valores de clorofila-a afluyente (AB) e efluente aos filtros lentos de areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 1, com amadurecimento.	61
Figura 5.4 - Valores de microcistinas totais (t) e extracelulares (e) afluyente (AB) e efluente aos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 1, com amadurecimento.....	63
Figura 5.5 - Valores de coliformes totais da água afluyente e efluente aos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 1, com amadurecimento (AB= Água Bruta).	65

Figura 5.6 - Desenvolvimento da perda de carga total nos FLA 1 e FLA 2 durante o experimento 1, com amadurecimento.....	67
Figura 5.7 - Box Whisker Plot para valores de turbidez e clorofila-a da água do lago Paranoá afluente aos filtros durante o experimento 2, com amadurecimento (N = 30).	69
Figura 5.8- Desenvolvimento da perda de carga nos FLA 1 e FLA 2 durante o experimento 2, com amadurecimento.....	70
Figura 5.9 - Valores de turbidez da Água Bruta (AB) afluente e efluente aos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 2, com amadurecimento.	72
Figura 5.10 - Valores de clorofila-a da Água Bruta (AB) afluente e efluente aos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 2, com amadurecimento.....	72
Figura 5.11 – Valores diários da massa de clorofila-a afluente (AB) e efluente aos filtros lentos nos 3 dias de inoculação e 3 dias seqüentes do monitoramento.	73
Figura 5.12 - Valores de coliformes totais da Água Bruta (AB) afluente e efluente aos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 2.....	74
Figura 5.13 - Box Whisker Plot para valores de turbidez e clorofila-a da água do lago Paranoá afluente aos filtros durante o experimento 3, com amadurecimento (N = 30).	76
Figura 5.14 - Valores de turbidez da Água Bruta (AB) afluente e efluente dos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 3, com amadurecimento.....	76
Figura 5.15 - Valores de clorofila-a da Água Bruta (AB) afluente e efluente dos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 3, com amadurecimento.....	76
Figura 5.16 – Rotífero <i>Lecane inermis</i> encontrado no cultivo do 2º dia de inoculação do experimento 3 (a) e o ovo do microrganismo (b) - aumento de 400 vezes.	77
Figura 5.17 - Valores diários da massa de clorofila-a afluente (AB) e efluente aos filtros lentos nos 3 dias de inoculação e 3 dias seqüentes do monitoramento no experimento 3. .	78
Figura 5.18 - Valores de microcistinas total (t) e extracelular (e) afluente (AB) e efluente dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 3, com amadurecimento.	79
Figura 5.19 - Desenvolvimento da perda de carga nos FLA 1 e FLA 2 durante o experimento 3, com amadurecimento.....	81
Figura 5.20 - Valores de coliformes totais da água afluente e efluente aos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 3, (AB = Água Bruta).....	81

Figura 5.21 – Balanço global de clorofila-a e microcistinas totais(t) afluyente(AB) e efluente dos filtros (FLA 1 e FLA 2) durante a fase de inoculação de células de <i>M.aeruginosa</i> e a fase de monitoramento dos experimentos 1 e 3, com amadurecimento.	84
Figura 5.22 – Valores de turbidez da afluyente e efluente dos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 1, sem amadurecimento (AB = Água Bruta).	87
Figura 5.23 - Valores de clorofila-a da água afluyente e efluente aos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 1, sem amadurecimento (AB = Água Bruta).	87
Figura 5.24 - Valores diários da massa de clorofila-a afluyente (AB) e efluente aos filtros lentos nos 2 dias de inoculação e 2 dias seqüentes do monitoramento no experimento 1, sem amadurecimento.	88
Figura 5.25 - Valores de microcistinas total (t) e extracelular (e) afluyente (AB) e efluente aos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 1, sem amadurecimento.	88
Figura 5.26 - Valores de coliformes totais da água afluyente e efluente aos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 1, sem amadurecimento.....	90
Figura 5.27 - Desenvolvimento da perda de carga total nos FLA 1 e FLA 2 durante o experimento 1, sem amadurecimento.	91
Figura 5.28 - Desenvolvimento da perda de carga nos 5 cm iniciais dos FLA 1 e FLA 2 durante o experimento 1, sem amadurecimento.	91
Figura 5.29 - Valores de turbidez da afluyente e efluente aos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 2, sem amadurecimento (AB = Água Bruta).	93
Figura 5.30 - Valores de clorofila-a da afluyente e efluente aos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 2, sem amadurecimento (AB = Água Bruta).	93
Figura 5.31 - Valores de microcistinas total (t) e extracelular (e) afluyente (AB) e efluente aos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 2, sem amadurecimento.	94
Figura 5.32 – Valores de coliformes totais da água afluyente e efluente aos filtros lentos de areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 2, sem amadurecimento.....	95
Figura 5.33 - Desenvolvimento da perda de carga total nos FLA 1 e FLA 2 durante o experimento 2, sem amadurecimento.	96
Figura 5.34 - Balanço global de clorofila-a e microcistinas totais(t) afluyente(AB) e efluente (AF) aos filtros (FLA 1 e FLA 2) durante a fase de inoculação de células de <i>M.aeruginosa</i> e a fase de monitoramento dos experimentos 1 e 2, sem amadurecimento.	98

Figura 5.35 - Imagens adquiridas por microscopia (em média 200x) dos organismos fitoplânctônicos observados nas camadas superficiais dos filtros lentos: (a) *Staurastrum leptocladum*, (b) *Crucigenia rectangularis*, (c) *Pediastrum duplex*, (d) *Melosira varians*, , (e) *Fragilaria crotonensis* e (f) *Coleastrum microporum*. 101

Figura 5.36 – (a), (h), (j) *Lecane* sp., (b) *Mayorella* sp., (c) *Cyclidium* sp., (d) *Arcella vulgaris*, (e) e (f) *Vorticella monilata*, (g) *Lecane inermis*, (i) Nematóide, (k) *Actinosphaerium* sp. e (l) *Arcella* sp. 103

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMECLATURAS E ABREVIACÕES

AB.....	Água Bruta
C1	C-toxina-análogo 1
cél.	Células
cm	Centímetro
COD.....	Carbono Orgânico Dissolvido
dcSTX.....	Decarbamoilsaxitoxina
dcGTX	Decarbamoilgoniautoxina
ELISA.....	Enzime Linked Immuno Sorbent Assay
FiME.....	Filtração em Múltiplas Etapas
FLA 1.....	Filtro Lento de Areia 1
FLA 2.....	Filtro Lento de Areia 2
GTX.....	Goniautoxina
L.....	Litro
LAA	Laboratório de Análise de Águas
m.....	metro
m ²	Metro Quadrado
MS	Ministério da Saúde
neoSTX.....	Neosaxitoxina
NMP	Número Mais Provável
PFPA.....	Pré-filtro de Pedregulho com Escoamento Ascendente
pH.....	Potencial Hidrogeniônico
PROSAB.....	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
PSP	<i>Paralytic Shellfish Poison</i>
PTARH.....	Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos
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 Celcius
µg.....	micrograma
µm.....	micrômetro

1 - INTRODUÇÃO

A implementação de medidas de preservação e controle ambiental no País não acompanhou o ritmo do crescimento econômico, o que, entre outros efeitos, acarretou a degradação de muitos corpos de água, inclusive de mananciais de abastecimento.

Muitos mananciais encontram-se em estágios avançados de eutrofização, decorrentes do aporte da alta carga de nutrientes, o que favorece o crescimento desequilibrado de certos organismos, como algas e cianobactérias. Por possuírem propriedades adaptativas relevantes em relação às algas, as cianobactérias florescem nos corpos de água com predominância sobre outros organismos fitoplanctônicos. O fato preocupa as autoridades de saúde e os responsáveis pelo abastecimento de água, pois as cianobactérias são potencialmente produtoras de toxinas, denominadas de cianotoxinas, que acarretam efeitos hepatotóxicos, neurotóxicos e dermatotóxicos sobre a saúde humana e animal.

Existem mais de 2000 espécies e cerca de 150 gêneros de cianobactérias descritas na literatura, dentre os quais 40 gêneros produzem algum tipo de toxina. Há relatos da presença de florações de cianobactérias em quase todas as partes do mundo, e, no Brasil, florações de células tóxicas, produtoras de cianotoxinas, já foram registradas em vários ecossistemas aquáticos de todas as regiões. Nos anos de 2008 e 2009, publicações relataram a ocorrência de *Microcystis aeruginosa* em densidades elevadas, superiores a $1,4 \times 10^5$ cél/mL, em Minas Gerais e Pernambuco.

Em 1996, dezenas de pacientes morreram após serem submetidos a sessões de hemodiálise com água contaminada com microcistinas (hepatotoxina), na cidade de Caruaru, Pernambuco, Brasil. Tal cianotoxina é conhecida por causar danos principalmente às células do fígado e desordens intestinais, o que pode gerar, portanto, tumores malignos e levar até a morte. Esse caso, de repercussão internacional, levou os responsáveis pela saúde pública no Brasil a se preocuparem com os níveis dessas toxinas na água e fez com que esse metabólito fosse incorporado ao Padrão de Potabilidade de água para consumo humano da Portaria do Ministério da Saúde de nº518 de 2004, com valor máximo permissível de $1\mu\text{g/L}$.

A falta de saneamento básico e a presença de mananciais eutrofizados é uma realidade para muitos municípios no país. Além disso, as tecnologias geralmente adotadas para o

tratamento da água para consumo humano envolvem processos de coagulação/floculação, e filtração rápida (precedidas ou não de sedimentação), que são deficientes para remoção de cianotoxinas. Por outro lado, tratamentos como a oxidação química com cloro e ozônio, ou a adsorção em carvão ativado, mostram-se eficientes para remoção de toxinas dissolvidas, porém são tecnologias de alto custo operacional e que exigem pessoal qualificado.

A literatura especializada tem indicado que a filtração lenta apresenta grande potencial para remover cianobactérias e cianotoxinas da água. O tratamento de água por filtração lenta caracteriza-se por ser uma tecnologia que não envolve procedimentos operacionais sofisticados nem a aplicação de produtos químicos, além de muito eficiente na remoção de diversos organismos patogênicos. Tais características credenciam a filtração lenta como uma tecnologia apropriada, principalmente para pequenas comunidades e municípios, muito comuns à realidade do Brasil, pois, segundo dados do IBGE, contagem realizada em 2007, aproximadamente 90% dos municípios brasileiro possuem população inferior a 50.000 habitantes e com sistemas de tratamento de água inconsistentes com suas realidades operacionais, de gestão e financeiras.

Sabe-se que, para garantir a remoção de impurezas e patógenos e fornecer água de qualidade e sem riscos à saúde, o filtro lento, eficiente principalmente por apresentar processo biológico de remoção de contaminantes, deve passar por um período de amadurecimento da camada biológica (*schmutzdecke*). Esse amadurecimento depende de vários fatores ambientais, inclusive das características físico-químicas e da diversidade biológica da água afluenta ao filtro lento. Quando submetidos a água afluenta com qualidade compatível ao tratamento, períodos de amadurecimento superiores a 10 dias, geralmente são suficientes para o filtro lento produzir água com qualidade adequada para o consumo humano quanto aos parâmetros turbidez, coliformes totais e *Escherichia coli*.

Estudos sugerem que a remoção de cianobactérias e cianotoxinas pela filtração lenta depende também do amadurecimento, bem como da adaptação e presença de microrganismos específicos na camada biológica. Recentemente, alguns trabalhos avaliaram, de forma sistemática, o impacto desses fatores na remoção de microcistinas dissolvidas. Entretanto, há uma carência de estudos similares para avaliar o impacto tanto do amadurecimento quanto da aclimação da camada biológica na remoção das células de cianobactérias.

Nesse contexto, e dando continuidade aos trabalhos realizados no Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos (PTARH) da Universidade de Brasília (UnB) para avaliar a eficiência da filtração lenta na remoção de cianobactérias potencialmente produtoras de cianotoxinas, o atual trabalho visa avaliar a influência de diferentes períodos de amadurecimento do filtro lento na remoção de células viáveis de *Microcystis aeruginosa* tóxicas, produtoras de microcistinas. Além disso, o trabalho analisa a reprodutibilidade do desempenho da filtração lenta no tratamento de águas contendo elevadas densidades de células viáveis de *Microcystis aeruginosa*.

Duas hipóteses serviram como base para o desenvolvimento do trabalho: (1) quanto maior o período de amadurecimento do filtro lento, maior a eficiência de remoção de células tóxicas de *Microcystis aeruginosa* e microcistinas no filtro; (2) tratando a mesma água bruta, quando filtros lentos são submetidos às mesmas condições operacionais e a períodos de amadurecimento idênticos, o desempenho do tratamento é similar, ou seja, há reprodutibilidade do comportamento dos filtros lentos.

2 - OBJETIVOS

O presente trabalho tem como objetivo geral avaliar a influência do período de amadurecimento dos filtros lentos no tratamento de águas contendo elevadas densidades de células viáveis de *Microcystis aeruginosa* produtora de microcistinas.

Como objetivos específicos propõe-se:

- a) Avaliar, de forma comparativa, a influência de diferentes períodos de amadurecimento dos filtros lentos, 15 e 20 dias, bem como filtros lentos não amadurecidos, no tratamento de águas contendo elevadas densidades de células viáveis de *Microcystis aeruginosa*;
- b) Observar a reprodutibilidade do desempenho dos filtros lentos, submetidos a distintos períodos de amadurecimento, quando submetidos a elevadas densidades de células de *Microcystis aeruginosa*; e,
- c) Realizar caracterização qualitativa dos organismos presentes na *schmutzdecke* formada nos filtros lentos com diferentes períodos de amadurecimento.

3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 - CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS

3.1.1 - Considerações gerais sobre as cianobactérias e sua ocorrência no Brasil

Cianobactérias constituem um grande grupo de microrganismos procariontes evoluídos fotossintetizantes, de grande capacidade adaptativa, que são encontradas na água doce, na água salgada, em solos úmidos e recobrindo troncos de árvores e superfícies rochosas. Em água, quando em condições ambientais favoráveis, principalmente na presença de elevadas cargas de nutrientes como fósforo e nitrogênio, podem ocorrer florações desses organismos em que espécies tóxicas de cianobactérias podem liberar metabólitos conhecidos como cianotoxinas (Bartram *et al.*, 1999; Von Sperling *et al.*, 2008, entre outros).

Quanto à morfologia, as cianobactérias podem ser encontradas nas formas unicelulares, em colônias e em filamentos multicelulares. Esses organismos não possuem carioteca e apresentam tilacóides, organelas responsáveis pelo armazenamento de pigmentos fotossintetizantes com várias colorações de azul-verde a vermelho-lilás (Mur *et al.*, 1999).

A capacidade adaptativa das cianobactérias decorre desses seres apresentarem características tanto de algas, como de bactérias e por isso, possuem vantagem sobre outras espécies que compõem o fitoplâncton. Algumas cianobactérias, como as filamentosas, são capazes de fixar nitrogênio atmosférico por apresentarem células diferenciadas como os heterocistos responsáveis pela fixação do nitrogênio, e acinetos, responsáveis pelo armazenamento de nutrientes em condições adversas, o que irá favorecer a dominância dessas perante as algas e outras cianobactérias (Bartram *et al.*, 1999).

Dentre as capacidades adaptativas, pode-se citar também a presença de vesículas de gás no citoplasma de algumas cianobactérias, permitindo-lhes a possibilidade de se movimentarem na coluna de água de lagos a procura da intensidade ótima de luz (Walsby, 1987 *apud* Bartram *et al.*, 1999). Assim, adicionada a vantagem de realizarem fotossíntese em condições ótimas, têm a vantagem de permanecerem na coluna d'água sob características físicas e químicas ideais para seu crescimento.

Além disso, na busca da intensidade ótima de luz, florações de cianobactérias flutuantes originam uma superfície que forma sombra sobre os demais organismos do fitoplâncton

que não tem a capacidade de se moverem verticalmente na coluna de água, causando uma supressão desses adversários através da competição por luz (Paerl e Huisman, 2008).

As florações de cianobactérias podem acarretar problemas paisagísticos e recreacionais, devido à formação da espuma e do mau cheiro, além de fornecer gosto à água devido à produção, por alguns gêneros, do metabólito secundário denominado de geosmina (McDowall *et al.*, 2009). Essas florações conferem aspecto gelatinoso na camada superficial da água, de coloração turquesa, que varia de milímetros a alguns centímetros (Carmichael, 1994), o que muitas vezes pode até mesmo impedir a continuidade do uso de determinada fonte de água.

Revisões recentes realizadas por Komárek (2003) e Komárek e Anagnostidis (2005) sugerem aproximadamente 150 gêneros de cianobactérias e 2000 espécies de acordo com o Código Internacional de Nomenclatura Botânica.

Mur *et al.* (1999) descreveram ainda uma lista de fatores ambientais que favorecem o crescimento das cianobactérias, como a estabilidade da coluna de água, de moderados a altos níveis de nutrientes, temperaturas entre 15°C e 30°C, pH entre 6 e 9 ou maior, ausência de ventos ou ventos brandos, baixa turbulência e velocidade da água, alta insolação e morfologia do corpo de água favorável. Tais fatores são encontrados em muitos reservatórios brasileiros, o que intensifica a possibilidade de ocorrer florações de cianobactérias no país.

Segundo Sant'Anna *et al.* (2008), a espécie *Microcystis aeruginosa* (Figura 3.1) é considerada a de mais ampla distribuição no território brasileiro, e a *Anabaena*, o gênero com maior número de espécies potencialmente tóxicas (*A. circinalis*, *A. flos-aquae*, *A. planctonica*, *A. solitaria* e *A. spiroides*). No total, foram encontradas no Brasil 32 espécies de cianobactérias comprovadamente produtoras de cianotoxinas.

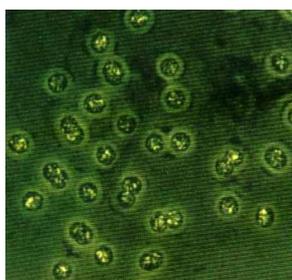


Figura 3.1 - Células viáveis de *Microcystis aeruginosa* (Sant'Anna, 2000).

A Tabela 3.1 apresenta alguns registros de ocorrência de cianobactérias encontradas nos últimos 2 anos em diversas regiões do país. Observa-se que a maioria são potencialmente produtoras de cianotoxinas e foram encontradas em altas concentrações de células. Os registros apresentados foram extraídos de publicações científicas, entretanto, acredita-se que um número bem maior de florações tenha ocorrido durante esse intervalo de tempo nas várias regiões do país.

Tabela 3.1 – Florações de cianobactérias encontradas em diversas regiões do Brasil nos anos de 2008 e 2009

Local	Gêneros encontrados	Quantificação	Autor
Araruama - RJ	<i>Microcystis protocystis</i> , ^{1,2} <i>Anabaena circinalis</i> , ^{1,2} <i>A. planctonica</i> , ^{1,2} <i>A. spiroides</i> , ^{1,2} <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> , <i>Aphanocapsa holsatica</i> e <i>Chroococcus dispersus</i> .	Eventos com > 20 000 cél/mL de cianobactérias	(Appel <i>et al.</i> , 2009)
Fraiburgo - SC	¹ <i>Microcystis</i> , ^{1,2} <i>Oscillatoria</i> , ¹ <i>Planktolyngbya</i> , ¹ <i>Anabaena</i> , ¹ <i>Pseudoanabaena</i> , ¹ <i>Gleiterinema</i> , ¹ <i>Limnotrix</i> e ¹ <i>Merismopedia</i>	Média de 200 tricomas/L de Oscilatória	(Bento <i>et al.</i> , 2009)
Vargem das Flores - MG	^{1,2} <i>Microcystis</i> , <i>Sphaerocavum brasiliense</i> , ^{1,2} <i>Aphanocapsa sp.</i> , <i>Radiocystis fernandoi</i> e <i>Microcystis novacekii</i> .	Eventos com > 140 000 cél/mL de cianobactérias na estação chuvosa	(Von Sperling <i>et al.</i> , 2008; Gomes <i>et al.</i> , 2009)
São Lourenço da Mata - PE	^{1,2} <i>Microcystis</i> , ^{1,2} <i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Radiocystis</i> , <i>Aphanocapsa</i> , <i>Geitlerinema</i> , <i>Merismopedia</i> , <i>Coelomoron</i> , <i>Planktothrix</i>	Eventos com > 180 000 células/mL de cianobactérias na estação chuvosa	(Oliveira e Albuquerque, 2009)
São Carlos - SP	^{1,2} <i>Anabaena</i>	-	(Sotero Santos <i>et al.</i> , 2008)
Fortaleza - CE	^{1,2} <i>Planktothrix</i> , ¹ <i>Cylindrospermopsis</i> , ¹ <i>Oscillatoria agardhii</i>	25 000 cél/mL, dominância de <i>Planktothrix</i>	(Von Sperling <i>et al.</i> , 2008)

¹Reconhecidas como potencialmente tóxicas; ²Gêneros predominantes nas florações.

Gomes *et al.* (2009) e Appel *et al.* (2009), estudaram as relações entre os parâmetros físicos, químicos e biológicos que interferem na variação da população de cianobactérias. Em Vargem das Flores, Minas Gerais, Gomes *et al.* (2009) evidenciaram a ausência de cianobactérias do gênero *Microcystis* em períodos secos (inverno), quando o reservatório encontrava-se desestratificado, e o reaparecimento dessas no período chuvoso (verão), com o aumento da concentração de nutrientes na coluna d'água e retorno da estratificação. Observa-se, portanto, a tendência à sazonalidade das cianobactérias. Appel *et al.* (2009) também observou sazonalidade da abundância das cianobactérias em Araruama, no Rio de Janeiro.

Ainda com relação a aspectos climáticos, Paerl e Huisman (2008) relatam que as cianobactérias são favorecidas pelo aquecimento global, já que têm a capacidade de se reproduzirem em temperaturas mais altas dos que outros organismos do fitoplâncton como as diatomáceas e algas verdes. Como o aquecimento da superfície permite a estratificação dos lagos, com o aquecimento global, os períodos de estratificação ficam mais longos favorecendo a reprodução e permanência de certas espécies de cianobactérias.

Além da sazonalidade, as florações de cianobactérias também podem variar quanto à espécie predominante. Bento *et al.* (2009), Gomes *et al.* (2009) e Oliveira e Albuquerque (2009) evidenciaram a alteração na diversidade planctônica, principalmente quanto à predominância de gêneros de cianobactérias de acordo com a mudança nos aspectos climáticos e de qualidade do reservatório.

Nesse contexto, o evidente aparecimento das florações de cianobactérias, decorrente principalmente da eutrofização dos corpos de água, preocupa os responsáveis pelo abastecimento público, pela saúde pública e pesquisadores quanto à produção de cianotoxinas, que podem causar problemas de várias grandezas à saúde e ocasionar até a morte, a depender do tipo de cianotoxina e da dose de exposição.

3.1.2 - As cianotoxinas

3.1.2.1 - Aspectos Gerais

Um dos maiores desafios dos cientistas é descobrir o porquê e quais circunstâncias levam as cianobactérias a produzirem as cianotoxinas. Em um mesmo ambiente podem existir

cepas diferentes de uma mesma espécie que são produtoras, ou não de toxinas, o que dificulta a descoberta de quais fatores estimulam a produção (Oswald *et al.*, 2007).

Kaebnick e Neilan (2001) e Wiegand e Plugmacher (2005) estudaram as possíveis funções dos chamados metabólitos secundários, ou seja, das cianotoxinas. Dentre elas pode-se destacar: defender-se contra predadores, induzir a alteração da estrutura populacional do ambiente para adquirirem vantagens ecológicas e a liberação de toxinas para suprimir o crescimento de certa espécie competidora para tornarem-se dominantes, além de poderem atrair ou reprimir outros organismos ou cianobactérias para estabelecer relações tróficas. A biologia molecular tem avançado em pesquisas que identificam os genes responsáveis pela produção de cianotoxinas, haja vista que estudos de ordem molecular são capazes de identificar individualmente os fatores ambientais responsáveis pelo desencadeamento da produção de cianotoxinas.

Cerca de 50% a 95% das toxinas produzidas pelas cianobactérias ficam armazenadas dentro das células de acordo com Chow *et al.* (1999) e são liberadas na água principalmente durante a idade senil das cianobactérias ou durante a lise das mesmas.

As cianotoxinas podem ser enquadradas em três grupos de estruturas químicas: os peptídeos cíclicos, como as microcistinas e a nodularina; os alcalóides, como a anatoxina-a(S), as saxitoxinas e a cilindrospermopsina; e o grupo dos lipopolissacarídeos. A atuação das cianotoxinas ocorre geralmente na inibição da síntese de proteínas (Sivonen e Jones, 1999) e são de ordem hepatotóxicas e promotoras de tumores, neurotóxicas e dermatotóxicas (Andrade *et al.*, 1998; Sivonen e Jones, 1999).

A Tabela 3.2 apresenta os tipos de cianotoxinas, as principais espécies produtoras e seus respectivos problemas à saúde humana. Entretanto, o atual trabalho, em função de seus objetivos, destaca o grupo das hepatotoxinas.

Supõe-se que o primeiro relato de intoxicação por cianotoxinas ocorreu há mais de 1000 anos na China, quando soldados se intoxicaram ao beberem “água de aspecto esverdeado” em campanha militar no sul do país (Goodman *et al.*, 1999). Todavia, o primeiro registro científico da história das cianobactérias é datado de 1878, quando gado e outros animais foram intoxicados por cianotoxinas ao beberem água com proliferação de *Nodularia spumigena* (Carmichael, 1994).

Tabela 3.2 – Principais tipos de cianotoxinas, gêneros produtores e seus efeitos.
(Adaptado de Wiegand e Pflugmacher, 2005 e WHO, 2008)

Cianotoxina	Gêneros produtores	Efeito
Microcistinas	<i>Microcystis, Anabaena, Anabaenopsis, Plankthotrix, Nostoc, Oscillatoria</i>	Inibe a proteína fosfatase (PP1 e PP2A)
Nodularina	<i>Nodularia</i>	Inibe a proteína fosfatase (PP1 e PP2A)
Saxitoxina	Dinoflagelados (<i>Protogonyaulax, Alexandrium, Gymnodinium, Pyrodinium</i>) Cianobactérias (<i>Aphanizomenon, Anabaena, Lyngbya, Cyndrospermopsis</i>)	Bloqueia canais de sódio nas células neurais
Anatoxina-a	<i>Anabaena, Aphanizomenon, Cyndrospermopsis, Planktothrix, Oscillatoria, Microcystis</i>	Liga-se irreversivelmente ao receptor acetilcolina nicotínico
Anatoxina-a(s)	<i>Anabaena</i>	Inibe a ação da acetilcolinesterase e impede a ação da acetilcolina ligada aos receptores
Cilindrospermopsina	<i>Cyndrospermopsis, Aphanizomenon, Umezakia, Raphidiopsis, Anabaena</i>	Inibe proteínas que fazem a síntese de DNA
Lipopolassacarideo	Cianobactérias em geral	Potencial efeito irritante, afeta tecidos expostos.

O caso mais crítico de exposição à cianotoxinas com humanos ocorreu na cidade de Caruaru, no estado de Pernambuco, Brasil, onde em fevereiro de 1996, 116 pacientes de hemodiálise começaram a sofrer de náusea, vômito, distúrbios visuais e cansaço muscular, tipicamente causados por neurotoxinas e hepatotoxinas, após serem expostos a água com floração de cianobactérias. O primeiro paciente faleceu em 20 de fevereiro de 1996 e até dezembro do mesmo ano, mais 51 paciente vieram a falecer com a chamada “Síndrome de Caruaru”, segundo relatos de Azevedo *et al.* (2002).

Deste modo, na segunda e terceira edições do Guia de Normas Internacionais para Abastecimento de Água da Organização Mundial de Saúde (OMS), publicados respectivamente em 1998 e 2008, o valor limite para cianotoxina microcistina-LR é de $1\mu\text{gL}^{-1}$ na água destinada ao abastecimento público. Desde 1998 até a última edição, publicada em 2008, a OMS considera que os dados disponíveis não eram suficientes para estabelecer recomendações para outras cianotoxinas, permanecendo apenas o valor limite para microcistina-LR (WHO, 2008).

No Brasil, o Ministério da Saúde (MS) determinou por meio da Portaria n°1469, no ano de 2000, posteriormente reeditada pela Portaria MS n° 518 de 2004, que as instituições responsáveis pelo tratamento e abastecimento de água para consumo humano, que fazem a captação em reservatórios superficiais, são obrigadas a fazer o monitoramento de cianobactérias e cianotoxinas (Brasil, 2004). Além disso, a Portaria determina como padrão de potabilidade a concentração máxima de $1 \mu\text{gL}^{-1}$ para as microcistinas LR.

Ao referenciar outras cianotoxinas, devido à pequena quantidade de registros de concentrações aceitáveis existentes, a Portaria 518 do Ministério da Saúde apenas recomenda limites de $15 \mu\text{gL}^{-1}$ e $3 \mu\text{gL}^{-1}$ para cilindrospermopsinas e saxitoxinas respectivamente.

3.1.2.2 - Hepatotoxinas

O grupo das hepatotoxinas compreende as toxinas de cadeias polipeptídicas cíclicas, como as microcistinas e a nodularina e os alcalóides, como as cilindrospermopsinas.

As microcistinas são formadas por uma cadeia cíclica de sete aminoácidos, ou seja, são heptapeptídeos cíclicos que apresenta a seguinte estrutura geral: D-Ala X D MeAsp Z Adda D Glu Mdha, sendo que X e Z são dois L aminoácidos variáveis, onde D MeAsp é eritro ácido metilaspártico e Mdha é N-metildeidroalanina (Brandão *et al.* 2004; WHO, 2008). Existem mais de 80 estruturas diferentes de microcistinas codificadas até o momento de acordo com WHO (2008), geradas a partir da variação dos dois L-aminoácidos (Sivonen e Jones, 1999). Entretanto, estudos comprovam que a microcistinas mais freqüente é a microcistina-LR com as variáveis dos aminoácidos leucina (L) e arginina (R). Outras variantes freqüentemente encontradas são a microcistina-RR, a YR e a LA (Figueiredo *et al.*, 2004). A Figura 3.2 apresenta a estrutura química da microcistina-LR.

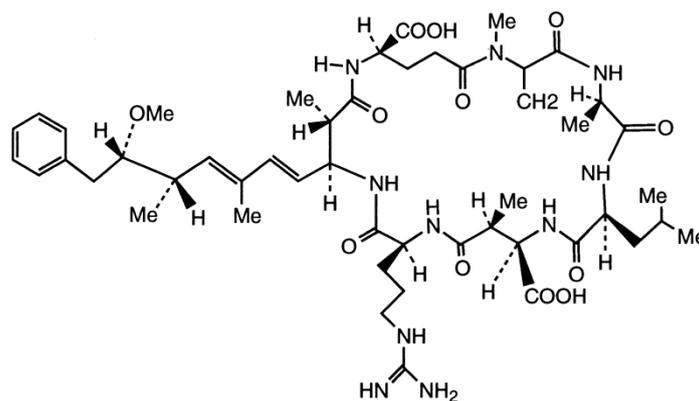


Figura 3.2 – Estrutura química da microcistina-LR (Kaebernick e Neilan, 2001).

Nas florações de cianobactérias, a principal produtora de microcistinas é a *Microcystis aeruginosa*, seguida de suas espécies e outros gêneros, como a *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Planktothrix*, *Oscillatoria* e *Phormidium* (Figueiredo *et al.*, 2004; WHO, 2008) e por uma espécie isolada do solo, a *Haphalosiphon hibernicus* (Sivonen e Jones, 1999).

Kaebernick e Neilan (2000) mostraram que para a espécie *Microcystis aeruginosa* a produção de microcistinas e a concentração extracelular são dependentes da intensidade e da qualidade de luz, ou seja, células de *M. aeruginosa* expostas à elevada intensidade luminosa do comprimento de onda da luz vermelha apresentavam maior produção de microcistinas, enquanto que sob o comprimento de onda da luz azul, a produção foi menor.

No Brasil, Oliveira (2003) estudou sessenta cepas de *Microcystis sp.*, de 15 reservatórios de água das regiões Sul, Sudeste e Nordeste do País e confirmou, a partir de análises de Reação em Cadeia da Polimerase (PCR), forte relação entre a produção de cianotoxinas e a presença do gene *mcyB*. Oito reservatórios continham cepas tóxicas, dos quais dois tinham como uso o abastecimento público de água. O autor encontrou coexistência de cepas genotipicamente tóxicas e não tóxicas em diferentes reservatórios, o que deixou claro que florações de *Microcystis sp.* compõem um mosaico, com indivíduos geneticamente diferentes dentro da mesma população, cada um, possivelmente, com a sua própria tolerância para fatores ambientais e com potencial de toxicidade distintos.

Quanto aos danos provocados à saúde, após serem absorvidas pelo trato gastrointestinal, as hepatotoxinas são transportadas até os hepatócitos pelos ácidos biliares, provocando danos aos citoesqueletos das células do fígado e conseqüentes lesões, o que desencadeia hemorragias internas que podem provocar um choque fatal no sistema circulatório dentro

Comparando com as microcistinas, a nodularina apresenta maior potencial para promover tumores (Kankaanpää, *et al.*, 2002) e não forma ligações covalentes com as proteínas fosfatases, o que leva a fadiga muscular (Sivonen e Jones, 1999).

A outra hepatotoxina existente, a cilindrospermopsina, é um alcalóide guanídico cíclico inibidor de síntese protéica. Apesar de prejudicar principalmente as células do fígado, também apresenta efeitos citotóxicos nos rins, baço, coração, pulmão e trato intestinal (Wormer, 2008).

A cilindrospermopsina é produzida principalmente pela espécie *Cilindrospermopsis raciborskii* (Sivonen e Jones, 1999), e já foi encontrada na Austrália, Brasil, Filipinas, Indonésia, Cuba, Flórida e em outras regiões, principalmente nas de clima tropical (Chapman e Schelske, 1997).

No Brasil, o estudo de Bouvy *et al.* (2000) relatou a ocorrência do gênero *Cylindrospermopsis sp* em 31 reservatórios no estado de Pernambuco, sendo essa uma espécie potencialmente produtora de cilindrospermopsina, como também a *Aphanizomenon sp.*, *Umezakia sp.*, *Raphidiopsis sp* e a *Anabaena sp.* (Wiegand e Pflugmacher, 2005).

3.1.3 - Degradação biológica das microcistinas

O conhecimento da persistência das cianotoxinas e cianobactérias é de crucial importância na tomada de decisão quanto ao gerenciamento de corpos de água, sejam eles recreacionais, ou destinados ao abastecimento público. Assim, os responsáveis pela distribuição de água devem sempre estar atentos a ocasionais florações de cianobactérias para suprirem as estações de tratamento com tecnologias eficazes na remoção das cianobactérias e cianotoxinas (Cousins *et al.*, 1996).

Jones e Orr (1994) mostraram que a persistência da *Microcystis aeruginosa* foi de nove (09) dias em um lago de uso recreacional, após a aplicação de algicida. Após esse intervalo, cerca de 90% a 95% dos organismos degradam-se em apenas 3 dias.

Quanto à microcistina-LR, Cousins *et al.* (1996) determinaram que sua meia vida é de 3 a 4 dias, e que esse período pode variar com as condições ambientais. Ao testarem a biodegradabilidade das microcistinas, observaram que em águas naturais, onde ocorrem

naturalmente florações de cianobactérias, as mesmas começam a ser degradadas em poucas horas, já em águas esterilizadas, não foi observada significativa degradação durante 12 dias de experimento. Posteriormente, Saito *et al.* (2003) concluíram que a microcistinas apresenta alta persistência em água natural, tolerância a temperaturas elevadas, resistência à hidrólise química e oxidação e uma lenta degradação natural.

Christoffersen *et al.* (2002) concluíram que as microcistinas são naturalmente degradadas por bactérias heterotróficas em corpos de água onde o florescimento de algas ocorre anualmente. Em apenas 5 dias, aproximadamente 90% da quantidade inicial de microcistinas desapareceram da amostra em estudo, independente da quantidade inicial, o que demonstra a adaptação dos organismos ao tipo de toxina. Esses autores comentam sobre outros estudos que apresentam um período de adaptação dos microrganismos heterotróficos até que estes comecem a degradar as toxinas e por isso, talvez, a biodegradação ocorra um intervalo de tempo maior.

Para confirmar os estudos de Christoffersen *et al.* (2002), Lemes *et al.* (2007) estudaram no Brasil a biodegradação natural da microcistina-LR pela comunidade aquática da Lagoa dos Patos, localizada no município de Rio Grande, no estado do Rio Grande do Sul. Como ocorrem florações de *Microcystis aeruginosa* há 25 anos na Lagoa dos Patos, os autores conseguiram identificar uma bactéria responsável pela biodegradação das microcistinas. A bactéria identificada é do gênero *Burkholderia* que, além acelerar o processo de degradação da microcistinas foi capaz de sobreviver em meios que ofereciam microcistinas como única fonte de carbono.

Entretanto, os maiores avanços referentes à biodegradação das microcistinas estão ligados à descoberta do gene *mlrA*, responsável por codificar a enzima que quebra a ligação peptídica ADDA-Arg da estrutura cíclica da microcistina-LR. Após a abertura do ciclo da molécula, as microcistinas em forma linear são divididas em aminoácidos por outras enzimas codificadas pelos genes *mlrB* e *mlrC*. Então, o gene *mlrD* codifica a proteína transportadora dos aminoácidos que serão absorvidos pelas células (Saito *et al.*, 2003). Dessa maneira, o gene *mlrA* é o mais importante para a biodegradação das microcistinas, pois promove a quebra da estabilidade da estrutura cíclica dessa cianotoxina.

Por existirem poucas informações a respeito do gene *mlrA* no banco de dados de DNA, Saito *et al.* (2003) não especificaram a origem do gene, mas estudos realizados por Bourne *et al.* (2006) e Ho *et al.* (2007) obtiveram resultados satisfatórios para biodegradação da microcistinas na presença da bactéria *Sphingomonas sp.* codificada como MJ-PV. Ho *et al.* (2007) conseguiram identificar o grupo de genes (*mlrA*, B, C e D) previamente associados à biodegradação das microcistinas pelas *Sphingomonas sp.*

É interessante ressaltar que ambos os autores utilizaram amostras de microrganismos retirados de filtros lentos de areia, previamente adaptados às cianotoxinas, o que releva a importância desse tratamento para águas com florações de cianobactérias potencialmente tóxicas. Além de afirmar a importância do mecanismo biológico de remoção dos filtros lentos.

Bourne *et al.* (2006), inclusive, aconselham a inoculação da bactéria em filtros lentos de areia não adaptados às cianotoxinas, para acelerar o processo de aclimação e posterior biodegradação da microcistina-LR.

Além da necessidade de aclimação dos organismos para iniciarem o processo de biodegradação das microcistinas, a presença de fontes extras de carbono pode representar um fator de atenuação sobre as taxas de biodegradação das microcistinas, promovendo redução na velocidade de consumo por microrganismos. Minillo *et al.* (2009), ao estudarem a degradação das microcistinas por microrganismos presentes no biofilme de filtros de carvão com atividade biológica, encontraram diferença temporal de biodegradação ao utilizar um meio de cultivo contendo suplementos orgânicos juntamente com o extrato de microcistinas.

Por outro lado, Lemes *et al.* (2008) verificaram que ao utilizarem microcistinas purificadas, a biodegradação foi acelerada por não existirem outras fontes de matéria orgânica para os organismos.

Estudo realizado por Euletério (2007) confirma o resultado ora encontrado por Minillo *et al.* (2009) e por Lemes *et al.* (2008), pois, ao estudar a biodegradação das microcistinas, encontrou velocidades reduzidas para o consumo dessas cianotoxinas na presença de fontes de carbono adicionais, conforme pode ser observado na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 – Taxa média de biodegradação da microcistinas em µg de microcistinas/L/dia observada para diferentes microrganismos

Microrganismo Estudado (s)	Com carbono adicional µg microcistinas/L/dia	Sem carbono adicional µg microcistinas/L/dia
Cultura retirada do Lago Mead (CA)	5,3	11,2
Cultura retirada do Los Angeles Aqueduct Filtration Plant	7,2	12,5
<i>Sphingomonas sp.</i>	12,1	13,8

Os dados obtidos por Euletério (2007) levam a concluir a alta capacidade de biodegradação das microcistinas pelas *Shingomonas sp.*, já que, mesmo na presença de outras fontes de carbono, a taxa de biodegradação continuou elevada com relação às outras culturas, que foram retiradas de ambientes propícios a apresentarem bactérias biodegradadoras de microcistinas.

Outro tipo de atividade “anti-cianobactéria” foi identificada por Kuroda *et al.* (2009) ao constatarem possível biocontrole de cianobactérias por leveduras *Pichia fermentans* e *Saccharomyces cerevisiae* NCYC 738. Ao inocular as leveduras, separadamente, em cultura de cepa *Microcystis sp.*, produtora de cianotoxina, os autores verificaram redução da ordem de 65,4 a 82,1% no número total de células de *Microcystis sp.*, respectivamente. Resultado esse que não foi observado no controle sem leveduras.

Nesse sentido, os estudos relatados, embora ainda poucos, revelam a biodegradação de microcistinas por bactérias autóctonas a ambientes que comumente apresentam florações de cianobactérias produtoras dessa cianotoxina. Dessa maneira, pode-se vislumbrar a promissora eficiência dos processos biológicos de tratamento de água para remoção de cianotoxinas e cianobactérias, principalmente na presença de organismos aclimatados a essas toxinas.

3.2 - FILTRAÇÃO LENTA

A escolha do tratamento de água mais adequado para determinado município ou comunidade deve levar em consideração a qualidade da água a ser tratada; a disponibilidade de recursos financeiros para implantação, operação e manutenção da Estação de Tratamento de Água (ETA); a disponibilidade de área; de mão de obra

disponível; fatores climáticos; aceitabilidade da tecnologia pela comunidade; entre outros, que possam garantir a sustentabilidade do projeto.

As tecnologias de tratamento de água mais utilizadas podem ser enquadradas em dois grupos: com coagulação química e sem coagulação química. Para implementação das primeiras são necessários produtos químicos e pessoal qualificado, características, por vezes, incompatíveis com determinadas regiões. Já as tecnologias sem coagulação química, apresentam baixo custo operacional, são facilmente operadas e não necessitam de produtos químicos para coagulação, sendo por isso, particularmente adequadas para pequenas comunidades ou municípios com populações de 10000 a 100000 habitantes (Logsdon, 1991).

A filtração lenta se insere nessas tecnologias e foi muito utilizada no Brasil até a década de 60. Entretanto, sob influência da cultura norte-americana e, sobretudo, pelos altos níveis de degradação ambiental dos mananciais de abastecimento, a partir da década de 70, houve o processo de substituição da tecnologia da filtração lenta por processos de tratamento com ciclo completo (Murtha *et al.*, 1999; Murtha e Heller, 2003; Di Bernardo e Dantas, 2005; Sánches *et al.*, 2006 e outros).

Existem registros da utilização da filtração lenta em níveis crescentes tanto em países emergentes, como na Colômbia e Índia, quanto em países desenvolvidos, como Holanda, Inglaterra e Estados Unidos (Murtha *et al.*, 1999; Murtha e Heller, 2003). O ressurgimento do interesse na utilização da tecnologia também é motivado pela eficiência para remoção de cistos de *Giardia*, oocistos de *Cryptosporidium* (Heller *et al.* 2006), cianobactérias e cianotoxinas (Sá, 2006; Melo, 2006), sólidos e outros organismos.

Um exemplo atual do ressurgimento do interesse, comprovando a simplicidade e eficiência da tecnologia, ocorreu na África do Sul, onde Tiwari (2009) estudou o uso de filtros lentos de areia para tratamento doméstico da água para populações rurais do Kenya, que utilizavam fontes de água impróprias para consumo. Houve significativa redução (54%) no número de crianças com diarreia durante o período de estudo. A facilidade de operação do filtro, a produção de água em elevados níveis de quantidade e qualidade e os baixos custos de instalação e operação, aliados a significativas melhorias à saúde dos usuários do sistema geraram uma aceitabilidade de 90% da população estudada. Outro aspecto relevante da

filtração lenta é a ausência de resíduos tóxicos gerados no tratamento, como pode ocorrer em estações convencionais (Murtha *et al.*, 1999).

3.2.1 - Aspectos gerais dos filtros lentos

Os filtros lentos operam com baixas taxas de filtração, areia de granulometria fina e, geralmente, sem pré-cloração, o que favorece o aparecimento de uma camada biológica nos primeiros centímetros da superfície do meio filtrante. Essa camada, conhecida também como *schmutzdecke*, palavra originalmente alemã, é composta por algas, protozoários e bactérias que se desenvolvem no decorrer da carreira de filtração e tem função essencial no processo de remoção de impurezas da água. Entretanto, outros mecanismos físicos químicos, de primordial atuação na filtração rápida, como o transporte e aderência, também exercem papel fundamental na remoção de partículas durante da filtração lenta (Ives, 1969; Haarhoff e Cleasby, 1991).

Enquanto que nos filtros rápidos a taxa de filtração é de 120 m³/m².d a 15 m³/m².d, nos filtros lentos esse valor permanece em torno de 2 a 4 m³/m².d (Di Bernardo e Dantas, 2005). Assim, o tempo de detenção da água nos filtros lentos é bem maior do que nos filtros rápidos, favorecendo o desenvolvimento da *schmutzdecke*.

A camada biológica depende diretamente da quantidade de nutrientes da água afluenta, dos microrganismos presentes na mesma e da incidência de luz no filtro lento de areia. Dessa maneira, para que seja garantido o equilíbrio do crescimento dos organismos e entre os mesmos, é recomendável que o sistema seja mantido com taxa de filtração, temperatura e qualidade da água constantes.

De acordo com Brito *et al.* (2005), taxas de filtração de 3 m³/m².d determinam menores velocidades de escoamento no interior do meio filtrante, facilitando a atuação dos mecanismos de transporte e conseqüentemente a formação do biofilme. Em condições hidráulicas mais favoráveis, porém, com menores quantidades afluentes de matéria orgânica, a comunidade biológica do filtro lento se desenvolve de maneira mais seletiva. Além disso, quanto maior o tempo de carreira de filtração, maior será o equilíbrio alcançado entre as diversas populações que colonizam o filtro.

O desenvolvimento da *schmutzdecke* inicia-se pelos organismos autótrofos, primários, que iniciam a cadeia alimentar dentro do próprio filtro e favorecem o crescimento de seres heterótrofos que, posteriormente irão atuar no processo de remoção de impurezas da água afluyente ao filtro lento (Haarhoff e Cleasby, 1991).

Campos *et al.* (2002) estudaram a atividade biológica em um filtro lento com disponibilidade de luz solar e em outro coberto. Sob mesmas condições, o primeiro, apresentou produção de biomassa de 120 $\mu\text{gC/g}$ após 56 dias de experimento, enquanto que o segundo produziu apenas 15 $\mu\text{gC/g}$ após 103 dias de experimento. Esse aumento da biomassa microbiana no filtro descoberto concentrou-se nos primeiros 2 cm do meio filtrante e expressa a importância da fotossíntese como fonte de carbono autóctona. Quanto ao filtro coberto, a disponibilidade de matéria orgânica restringe-se a água afluyente.

Uma estratégia para diminuir a produção autóctona, para aumentar o período de operação do filtro e minimizar o processo de colmatação da areia, é a adoção de taxas de filtração mais elevadas para diminuir o tempo de detenção na água dos filtros (Haarhoff e Cleasby, 1991).

Observada a importância da camada biológica no filtro lento, condições climatológicas são fundamentais para garantia do equilíbrio do filtro, haja vista a necessidade de luz dos organismos primários e temperatura favorável para o desenvolvimento e sobrevivência dos mesmos (Ellis e Aydin, 1995; Campos *et al.*, 2002; Di Bernardo e Dantas, 2005).

Como a *schmutzdecke* se desenvolve nos primeiros centímetros da superfície do filtro lento, a quantidade de microrganismos e matéria orgânica particulada diminui consideravelmente a partir dos 40 cm de profundidade (Ellis e Aydin, 1995). Brito *et al.* (2005) também observaram que os 0,45 cm iniciais do meio filtrante são muito importantes para a remoção de microrganismos na filtração lenta, entretanto, também foi verificada remoção de turbidez e microrganismos nas camadas mais profundas, de 0,45 a 0,60 cm e na de 0,60 a 0,75 cm de profundidade para taxas de 3 e 6 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$.

Com o passar do tempo, devido ao aumento da *schmutzdecke*, a perda de carga torna-se elevada, quando então é realizada a raspagem da superfície do filtro lento, ou seja, a limpeza. Tal procedimento irá remover grande parte da camada biológica, aproximadamente 1 a 3 cm onde se localizam a maioria dos organismos, fato que

promoverá a perda de eficiência do filtro até que haja novo equilíbrio entre os microrganismos (Di Bernardo e Dantas, 2005).

Estudos preliminares de limpeza dos filtros lentos abordam a retrolavagem, limpeza tradicionalmente adotada para filtração rápida, como alternativa mais facilmente aplicável para remoção do excesso de partículas acumuladas no meio filtrante de areia. A retrolavagem realizada nos estudos favoreceu a permanência da comunidade biológica minimizando assim o período de amadurecimento (Pizzolatti *et al.*, 2009).

Contudo, como toda tecnologia, a filtração lenta apresenta algumas limitações, principalmente quanto à qualidade da água afluyente ao filtro lento, apesar de ser uma tecnologia de tratamento que envolve processos físicos, químicos e biológicos para remoção de partículas em uma única unidade (Wegelin, 1996; Murtha *et al.*, 1999).

Uma das limitações atribuída à filtração lenta é sua baixa eficiência quanto à remoção de cor verdadeira, pois a remoção eficaz das substâncias que atribuem cor verdadeira à água, particularmente as substâncias húmicas, depende de processos químicos de coagulação, o que não é característico dos filtros lentos (Di Bernardo *et al.*, 1999).

Grandes quantidades de sólidos em suspensão e turbidez na água afluyente ao filtro podem ser desfavoráveis para a biomassa que coloniza o meio filtrante, o que compromete a qualidade microbiológica da água produzida, além de colmatar mais rapidamente as camadas superficiais. Nesse sentido, picos de turbidez e sólidos suspensos prejudicam o desempenho da filtração lenta, haja vista a necessidade de equilíbrio do fornecimento de nutrientes aos microrganismos do filtro e a rápida obstrução dos interstícios do meio filtrante que ocorrerá durante esses picos (Di Bernardo e Dantas, 2005).

Quanto à quantidade de algas, a literatura clássica indica que, quando em altas concentrações, esses organismos limitam o funcionamento dos filtros lentos, principalmente as algas filamentosas, que, por formarem emaranhados que ficam retidos na camada superficial, obstruem rapidamente a superfície do meio filtrante. Esse aspecto é discutido com mais aprofundamento no item 3.4.

A Tabela 3.4 apresenta recomendações de valores máximos para certas características na água afluyente a filtros lentos. Essa tabela exemplifica as recomendações nos Estados Unidos e no Brasil na década de 1990.

Tabela 3.4 – Qualidade da água recomendável para tratamento por filtração lenta (Di Bernardo *et al.*, 1999)

Características da água	Valores Máximos Recomendáveis	
	Cleasby (1991)	Di Bernardo (1993)
Turbidez (uT)	5	10
Cor verdadeira (uC)	-	5
Algas	< 5 mg/m ³	200 UPA*/mL
Coliformes Totais (NMP/100mL)	-	1000

*Unidade Padrão de Área

Assim, com o intuito de ampliar a utilização da filtração lenta para águas de qualidade inferior à recomendada na Tabela 3.4, é necessária a utilização de pré-tratamentos que condicionem a qualidade da água bruta às limitações da filtração lenta (Visscher, 2006).

Nesse contexto, em muitas situações, a filtração lenta passou a ser adotada como uma etapa final do tratamento de água (Murtha *et al.*, 1999), sendo, por exemplo, precedida de unidades de pré-filtração em pedregulho (Di Bernardo *et al.*, 1999) ou mesmo de tratamentos com coagulação química.

Aliada a limitações da água bruta, outra desvantagem freqüentemente citada na literatura que trata a filtração lenta é a grande demanda de terreno para construção do sistema. Entretanto, essa desvantagem pode ser desconsiderada em pequenas comunidades, haja vista a boa relação custo-benefício para aquisição de áreas nestes locais (Murtha *et al.*, 1999).

3.2.2 - Organismos do Filtro Lento

Conforme relatado anteriormente os principais organismos que constituem o “ecossistema” de um filtro lento são: bactérias, algas, protozoários e seres invertebrados.

Dentre as algas, podem-se encontrar as diatomáceas, caracterizadas por possuírem carapaça de sílica que permanece intacta após a morte; as cianobactérias que podem ou não produzir cianotoxinas e serem fixadoras de nitrogênio atmosférico; as algas móveis que se

movimentam por flagelos e tem capacidade de superarem a força hidrodinâmica; algas planctônicas e as unicelulares que geralmente se unem em grupos de variadas formas.

Na unidade de filtração, as algas são encontradas em grande concentração na camada superficial de areia e variam quanto a gêneros e espécies de acordo com a sazonalidade e tempo de operação dos filtros.

A distribuição das algas no interior dos filtros irá depender diretamente da morfologia de cada organismo. Algas unicelulares são mais facilmente carregadas pela água afluyente do que as filamentosas, como as do gênero *Melosira*, que podem ficar retidas nos interstícios menores. Com isso, as algas favorecem a colmatação do meio filtrante, tanto na superfície pelas algas filamentosas, quanto no interior, por algas menores. Assim, a concentração de algas declina rapidamente com o aumento da profundidade do filtro, sendo praticamente ausentes a 80 cm da superfície (Haarhoff e Cleasby, 1991).

Protozoários e invertebrados que poderão pertencer à comunidade biológica do filtro lento restringem-se principalmente aos oriundos da água afluyente ao tratamento e outras características ambientais e de operação.

Os protozoários dominantes em corpos de água doce são os rizópodes (amebas) e ciliados. Por não apresentarem flagelos, os rizópodes alimentam-se por fagocitose. Já os ciliados, como, por exemplo, do gênero *Vorticella*, usam seus cílios para movimentação e alimentação. Sob certas condições ambientais, protozoários formam cistos resistentes a dessecação, congelamento e altas temperaturas (Haarhoff e Cleasby, 1991).

O grupo dos invertebrados compreende os rotíferos, cladoceras, copepodes, entre outros. Os rotíferos são predadores de organismos flutuantes e pequenas partículas e por isso, conhecidos como seres “filtradores”; os cladocera apresentam hábito rastejador ou bentônico e movem-se entre os detritos, a maioria das espécies bentônicas alimenta-se raspando matéria orgânica da superfície de plantas, sedimentos ou outros materiais, enquanto as espécies planctônicas são filtradoras; os copepodes apresentam seis pares de nadadeiras e alguns gêneros moram e se alimentam exclusivamente dos sedimentos (Streble e Krauter, 1987). São encontrados ainda os platelmintos, os nematelmintos, anelídeos e larvas de insetos, exclusivamente bentônicas que se alimentam de organismos menores (Haarhoff e Cleasby, 1991).

Os protozoários e invertebrados são, da mesma maneira que as algas, arrastados pelo fluxo de água e se encontram em maiores concentração na superfície do meio filtrante. (Evins e Greaves, 1979 *apud* Haarhoff e Cleasby, 1991). Apesar disso, a mesma referência cita alguns trabalhos que encontraram esses organismos em profundidades até maiores do que 20 cm da superfície do filtro.

Quanto aos hábitos de alimentação desses organismos, observa-se que quando em equilíbrio, ocorre uma cadeia trófica de seres que habitam o interior do meio filtrante. Dentre as relações de trofia que podem ocorrer no interior do filtro, podem-se citar a das amebas, que se alimentam de algas unicelulares e pequenas partículas, com os ciliados do gênero *Vorticella*, que ingerem bactérias afluentes ao filtro e os rotíferos, conhecidos pela capacidade de predação de algas.

Estudos mostram que a quantidade de colônias bacterianas diminui no interior do filtro com o passar do tempo enquanto que o número de protozoários ciliados, especialmente os do gênero *Vorticella*, aumenta, caracterizando, portanto, a predação dentro do meio filtrante (Lloyd, 1973 *apud* Brito *et al.*, 2005).

É evidente, portanto, que as características de alimentação de cada organismo e suas relações ecológicas irão determinar sua distribuição dentro do filtro, além de outros fatores como luminosidade, concentração de oxigênio, temperatura, presença de toxinas, entre outros. Além disso, fatores ambientais irão determinar os gêneros e espécies que irão colonizar o filtro lento.

Nesse sentido, verifica-se que há um equilíbrio trófico dentro do filtro lento onde cada organismo contribui para o equilíbrio do sistema, favorecendo que ocorra então remoção de partículas da água afluenta. Evidencia-se, portanto, a primordial importância da atividade biológica dentro dos filtros lentos.

3.2.3 - **Mecanismos da filtração lenta**

Observada a presença dos organismos no filtro lento, Haarhoff e Cleasby (1991), afirmam acerca da dificuldade em se definir quais os reais mecanismos que atuam na remoção de impurezas da água afluenta, entretanto, se reconhece a existência de mecanismos

biológicos, físicos e químicos, destacando-se os primeiros para a eficiência dos filtros lentos.

Os mesmos autores afirmam que mecanismos como predação, consumo de detritos e matéria morta por saprófitos, morte ou inativação de microrganismos pelo ambiente hostil do filtro atuam na remoção de impurezas. Outros mecanismos que ocorrem durante a filtração e o desenvolvimento da camada biológica que auxiliam para remoção são o efeito bactericida da luz solar e de produtos extracelulares de algas e a presença da zooglea. Essa última constitui um agregado de bactérias que formam uma camada gelatinosa, o que permite maior retenção de partículas coloidais.

Devido à extrema importância da camada biológica, após a raspagem, os filtros lentos não apresentam a mesma eficiência de remoção, se comparados aos filtros com comunidade biológica desenvolvida, ou seja, maduros. Assim, no início da carreira de filtração, os mecanismos predominantes no filtro lento serão uma combinação de efeitos de transporte e aderência, existentes também nos filtros rápidos, dessa maneira, é comum a extrapolação dos mecanismos do filtro rápido para o filtro lento.

Os mecanismos de transporte encarregam-se em conduzir as partículas suspensas para a proximidade dos grãos coletores que se ligam por meio de forças superficiais ou de aderência (Ives, 1969). Enquanto não ocorre superação das forças superficiais pela força de cisalhamento resultante do escoamento, as partículas ficam aderidas aos coletores, porém, com a ligação das partículas aos coletores, aos poucos os espaços intersticiais diminuem, o que provoca aumento na velocidade de escoamento intersticial e conseqüente aumento da força de cisalhamento, fato que leva ao rompimento das ligações partículas-coletores, ocasionando o traspasse – passagem das partículas para camadas inferiores do filtro, podendo alcançar a tubulação de drenagem (Di Bernardo e Dantas, 2005).

Uma combinação de mecanismos de transporte atua no filtro lento como o mecanismo de peneiramento, interceptação, sedimentação, difusão e adsorção (Haarhoff e Cleasby, 1991).

O mecanismo de peneiramento (Haarhoff e Cleasby, 1991) ou de coar (Di Bernardo e Dantas, 2005) é a simples ação das partículas maiores ficarem presas nos interstícios menores que elas entre os grãos. Conforme as partículas são capturadas, os interstícios

diminuem de tamanho, o que forma uma superfície de peneiramento capaz de capturar partículas ainda menores na superfície do filtro.

As partículas que passam através da superfície pelos mecanismos de transporte, geralmente carregadas negativamente, adentram o meio filtrante e se aderem à superfície dos grãos coletores por forças moleculares ou de London Van der Waals (Ives, 1969). Acredita-se que no filtro lento, tais interações partículas-coletores sejam mais intensas pelo fato da taxa de filtração ser menor, o tempo de detenção ser maior e o meio filtrante de granulometria mais fina, o que aumenta a superfície de contato e conseqüentemente as chances de interações (Haarhoff e Cleasby, 1991).

Entretanto, uma questão que intriga muitos pesquisadores é o fato das partículas carregadas negativamente, da mesma maneira que os grãos de areia, ficarem retidas. Estudos nesse sentido demonstram ser plausível o efeito da camada biológica quanto à adsorção de partículas no filtro lento. Bactérias heterotróficas aeróbias são capazes de produzir biopolímeros extracelulares formadores de biofilmes capazes de remover sólidos suspensos da água (Metcalf & Eddy, 2003).

3.2.4 - Composição do filtro lento

Por ser um sistema bastante simplificado de tratamento de água, um filtro lento é composto por um tanque, em que se situa a camada filtrante, a camada suporte e a tubulação de drenagem. Esse tanque deve ser dotado de uma estrutura de entrada com medidor de vazão e sistemas de válvulas e equipamentos que servirão para controles operacionais, de acordo com o esquema representado na Figura 3.4. Um estudo dos principais parâmetros de projeto para filtros lentos utilizados nos Estados Unidos foi publicado por Haarhoff e Cleasby (1991) e estão apresentados na Tabela 3.5. Di Bernardo *et al.* (1999) também faz recomendações quanto aos parâmetros com valores bastante próximos aos apresentados na Tabela 3.5.

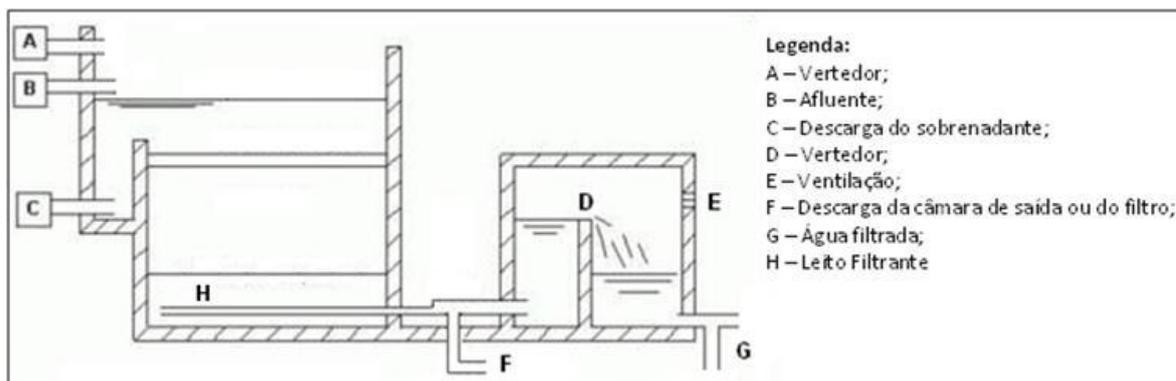


Figura 3.4 – Esquema típico das principais unidades de um filtro lento (Adaptado de Di Bernardo e Dantas, 2005).

Tabela 3.5 – Parâmetro gerais de projeto para filtros lentos (Adaptado de Haarhoff e Cleasby, 1991)

Parâmetros de Projeto	Valores recomendados
Período de operação	24h/d
Taxa de filtração	2,4 – 4,8 m/d
Profundidade do meio filtrante:	
- Inicial	0,8 – 0,9 m
- Final – após sucessivas raspagens	0,5 – 0,6 m
Altura da camada suporte	0,3 – 0,5 m
Tamanho efetivo da areia	0,15 – 0,30 mm
Coefficiente de desuniformidade	< 5, preferivelmente < 3
Altura da água acima da superfície	1 m

Com relação a esses parâmetros de projetos, o período de operação de 24h, bem como a taxa de filtração baixa são primordiais para beneficiarem a formação da camada biológica, como já colocado. Taxas de filtração mais altas podem prejudicar o equilíbrio dos microrganismos e aumentar o traspasse no interior dos filtros.

Quanto ao tamanho efetivo da areia e a espessura do meio filtrante, ao estudar diferentes variáveis de projeto para filtração lenta, Sá (2006) verificou que o tamanho efetivo da areia de 0,28 mm, bem como a altura do meio filtrante de 90 cm são parâmetros recomendáveis para esse tipo de tratamento quando submetido a florações de *M. aeruginosa* e microcistinas.

O coeficiente de desuniformidade deve ser baixo para que os grãos de areia menores não preencham os espaços vazios entre os grãos maiores, o que diminui a porosidade do meio filtrante e aumenta a perda de carga (Haarhoff e Cleasby, 1991), desfavorecendo carreiras de filtração mais longas.

3.3 - REMOÇÃO DE *Microcystis aeruginosa* E MICROCISTINAS PELA FILTRAÇÃO LENTA

Os crescentes registros de cianobactérias em distintos reservatórios e mananciais eutrofizados de abastecimento de água preocupam pesquisadores e agentes que trabalham com abastecimento público. Todavia, tratamentos convencionais que envolvem coagulação, floculação e filtração, adotados na maioria dos municípios, não alcançam a eficiência necessária para garantir a remoção de cianotoxinas e proporcionar uma água livre de riscos. Tal fato reforça a necessidade de se buscarem alternativas eficientes e viáveis para solução deste problema.

Ao estudar o comportamento de espécies tóxicas de cianobactérias, *Microcystis sp.*, *Oscillatoria agardhi* e *Anabaena flos-aquae*, com relação a diferentes técnicas de tratamento de água em escala laboratorial e piloto, Keijola *et al.* (1988) não relatam eficiência quanto à remoção dessas espécies, nem de suas respectivas cianotoxinas, em tratamentos convencionais. Entretanto, o uso de carvão ativado granular, da pré-ozonização com dosagens de 1 mg/L, e da filtração lenta apresentou significativa redução de toxinas.

Nesse estudo, para avaliar a filtração lenta, Keijola *et al.* (1988) utilizaram dois filtros com 14 cm de diâmetro e meio filtrante de 24 cm de profundidade, construídos em material transparente e colocados em ambiente coberto. A taxa de filtração adotada foi de 2 m³/m².d e a água utilizada no experimento continha neurotoxinas de *A. flos-aquae* e hepatotoxinas de *M. aeruginosa* e *O. agardhi* adicionadas em água bruta do Lago Päijänne. Os autores observaram substancial remoção de hepatotoxinas de *M. aeruginosa* e neurotoxinas de *A. flos-aquae*, porém, durante os experimentos com toxinas de *O. agardhi*, os filtros já apresentavam alta perda de carga, o que dificultou a verificação da real eficiência de remoção para tal toxina. Assim, foi alcançada remoção superior a 80% para toxinas de *M. aeruginosa* e a 65 % para de *A. flos-aquae*. Os autores, portanto, associaram a remoção das toxinas à atividade biológica no filtro lento, pois ao estudarem o processo físico de remoção pela filtração, esse não foi capaz de remover as toxinas dissolvidas.

Apesar do potencial demonstrado no trabalho de Keijola *et al.* (1988), somente no século seguinte, novos estudos avaliaram a remoção de cianobactérias e cianotoxinas por filtração

lenta em areia. Grützmacher *et al.* em 2002 relataram que a filtração lenta foi eficiente para a remoção de microcistinas, principalmente pelo fato de apresentar a camada biológica capaz de realizar a biodegradação dessas substâncias tóxicas. O estudo em questão foi realizado em grande escala e possibilitou aos autores verificarem a eficiência do filtro lento para remoção de microcistinas já dissolvidas na água afluyente bem como microcistinas liberadas gradualmente, durante a fase de declínio das cianobactérias presentes na camada de água sobre o filtro.

O experimento realizado com microcistinas dissolvidas diretamente apresentou eficiência de 96% quando alimentado por 30 horas com uma taxa de $0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Ou seja, a concentração inicial de $12,8 \text{ }\mu\text{g/L}$, foi reduzida para aproximadamente $0,56 \text{ }\mu\text{g/L}$ após a filtração lenta. Os autores afirmam, portanto, que a atividade biológica foi a principal responsável pela remoção das microcistinas dissolvidas.

Já no experimento com células de *Planktothrix agardhii*, com uma quantidade equivalente de $50 \text{ }\mu\text{g/L}$ de microcistinas intracelular e taxa de filtração de $0,2 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, foi verificada remoção inicial (primeiros 4 dias) superior a 85%. Entretanto, houve acentuado declínio dessa remoção para valores inferiores a 50% ao longo do período experimental. Contudo, é relevante o fato de que a temperatura, nesse período, atingiu valores abaixo de $4 \text{ }^\circ\text{C}$, o que pode levar a conclusão de que a atividade biológica foi inexpressiva, contribuindo para a ineficiência do filtro.

Também em 2002, no Brasil, Sá descreve seu estudo sobre a utilização da filtração lenta para remoção de cianobactérias tóxicas. O objetivo do trabalho, desenvolvido em escala piloto, foi avaliar a remoção de células viáveis de *Microcystis aeruginosa* e de microcistinas dissolvida na água, bem como a lise celular no interior do filtro lento. Operando os filtros com taxa de filtração de $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, a remoção de células foi superior a 99% quando a água afluyente apresentava densidade da ordem de 10^5 cél./mL , correspondente a cerca de 60 a $70 \text{ }\mu\text{g/L}$ de microcistinas intracelular. Já em concentrações maiores da ordem de 10^6 cél./mL , houve transpasse significativo de células para mesma taxa de filtração. Entretanto, quando a taxa de filtração foi diminuída para $2 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, a eficiência de remoção de células passou de 75% para 90%, fato que permite concluir a efetiva influência da taxa de filtração na eficiência do filtro lento para a remoção de células de *M. aeruginosa*.

Quanto à remoção de microcistinas, Sá (2002) observou que quando a microcistinas extracelular é proveniente de lise celular dentro do meio filtrante, o processo não é eficiente para removê-la, pois a oxidação da microcistinas extracelular é dependente da atividade biológica dentro do filtro que, por sua vez, é inversamente proporcional à profundidade do meio filtrante. Já quando tais toxinas já se encontravam dissolvidas na água afluente aos filtros, a eficiência de remoção era elevada, considerando o período de “amadurecimento” e aclimatação com a toxina. Para todas as concentrações de microcistinas extracelular testadas (de até 425 µg/L), a remoção de coliformes nos filtros lentos foi afetada significativamente.

Cabe ressaltar também, que o trabalho de Sá (2002) avaliou a remoção de *M. aeruginosa* e microcistinas por meio de filtro lento tipo *sanduíche*, com uma camada intermediária, de 30 cm, de carvão ativado granular. Tal filtro apresentou eficiência de 100% de remoção de microcistinas dissolvidas e praticamente a mesma remoção de células viáveis de *M. aeruginosa*.

Em outro trabalho, também em escala piloto, Sá (2006) avaliou o desempenho da filtração lenta no que se refere à remoção de células de *M. aeruginosa* e de microcistinas extracelular, mas agora com foco na avaliação da influência de alguns parâmetros de projeto e operação visando a melhoria da eficiência do processo. O trabalho foi realizado em quatro etapas, com utilização de três filtros lentos de areia (FLA-1, FLA-2 e FLA-3), operados em paralelo e alimentados com água do lago Paranoá (Brasília/DF) adicionada de células de *M. aeruginosa* e microcistinas extracelular, em momentos distintos do experimento.

Na primeira etapa, utilizando taxa de filtração de 3 m³/m².d, foi estudada a influência do tamanho efetivo da areia (0,35 mm, 0,28 mm e 0,22 mm) na remoção de *M. aeruginosa*. O meio filtrante com maior tamanho efetivo (0,35 mm) apresentou resultados desfavoráveis quanto à remoção de clorofila-a se comparado com os demais tamanhos testados (0,28 e 0,22 mm). Entretanto, o filtro de granulometria mais fina apresentou elevado crescimento de perda de carga, o que compromete seu uso para águas com concentrações similares à do experimento, de 10⁵ cél./mL.

Na segunda etapa, ainda utilizando a taxa de filtração de $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, foi avaliada a eficiência da espessura da camada de areia. Para tanto, foram colocados 60 cm de areia no FLA-1, 90 cm no FLA-2 e 110 cm no FLA-3, e o tamanho efetivo da areia em todos os filtros era 0,28 mm, valor mais apropriado considerado pelo autor. Apesar dos dados apontarem a ocorrência de traspasse de células nos três filtros, no meio filtrante de menor espessura foi onde o fenômeno foi mais intenso. Com isso o autor chama atenção para maior traspasse de células, e portanto maior risco para saúde, após as sucessivas limpezas do filtro lento. Entre os filtros de 90 cm e de 110 cm de profundidade, não foi observada diferença significativa em relação aos parâmetros analisados no efluente das unidades, indicando que a camada de 90 cm de areia, mais comumente utilizada em projetos de filtros lentos, é recomendada também para águas com presença de *M. aeruginosa*.

O objetivo da terceira etapa foi avaliar a influência da taxa de filtração aplicada aos filtros lentos. Assim, foram aplicadas as taxas de $2 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, $4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ e de $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. A espessura da camada de areia era de 90 cm e tamanho efetivo dos grãos de 0,28 mm. O filtro operado com maior taxa de filtração apresentou menor eficiência que os outros filtros, principalmente quanto à remoção de clorofila-a. Nas condições estudadas tanto a taxa de filtração de $2 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ quanto a de $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ favoreceram remoções similares de *M. aeruginosa* e microcistinas, contudo, a taxa de $2 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ irá garantir menor risco quanto à presença desses organismos na água filtrada.

A influência da taxa de filtração na remoção de microcistinas foi objeto do trabalho de Rossi *et al.* (2009) que avaliou a eficiência de remoção dessas cianotoxinas nos filtros lentos, em escala piloto, para 4 diferentes taxas de filtração. Foram utilizados 4 filtros, operados paralelamente, com vazões de $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$; $1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$; $0,75 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ e $0,35 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Microcistinas extracelulares foram inoculadas em água pré-tratada (por pré-filtro dinâmico e pré-filtro vertical ascendente) durante 3 dias, sendo que suas concentrações foram de $5 \text{ }\mu\text{g/L}$ no primeiro dia, $15 \text{ }\mu\text{g/L}$ no segundo e $30 \text{ }\mu\text{g/L}$ no último dia de inoculação. Os resultados mostraram que, apesar dos valores de microcistinas efluente de todos os filtros estarem acima do limite recomendado pela Portaria nº 518, os filtros operados com as menores taxas foram mais eficientes para remoção de microcistinas, assim como Sá (2006) observou em seu trabalho.

Na quarta e última etapa de seu trabalho, Sá (2006) estudou os limites de aplicabilidade da filtração lenta no que diz respeito à concentração de células de *M. aeruginosa* e microcistinas extracelular. Utilizando os três filtros lentos com mesmo tamanho efetivo da areia (28 mm), mesma espessura da camada de areia (110 cm – para garantir menor risco) e taxa de filtração de 2 m³/m².d. Em fases distintas de operação dos filtros, a água de alimentação apresentava concentrações variadas de microcistinas (140 µgL⁻¹, 25 µgL⁻¹, 45 µgL⁻¹, 130 µgL⁻¹, 17 µgL⁻¹) e densidade de células de *M. aeruginosa* (3x10⁶ cél./mL e 2x10⁶ cél./mL).

Os resultados mostraram que na primeira vez que os filtros foram alimentados com 10⁶ cél./mL, houve um período inicial de retenção de células com posterior traspasse para a água filtrada, tanto o de microcistinas intracelular (células), como extracelular. O traspasse de microcistinas extracelulares, quando a água bruta continha apenas células de *M. aeruginosa*, indica a ocorrência da lise de células no filtro. Contudo, na segunda vez em que os filtros foram alimentados com 10⁶ cél./mL, o traspasse foi muito inferior, fato que pode indicar que a aclimação dos filtros é importante para eficiência dessas unidades. Apesar da remoção de microcistinas total – extracelular + intracelular – ter sido nula durante a primeira passagem de células, quando os filtros encontravam-se maduros e aclimatados, expostos previamente à microcistinas, estes foram capazes de remover cerca de 49% de microcistinas total. O autor observou que a quantidade de massa removida de microcistinas parece depender da aclimação da comunidade biológica do filtro lento.

Sá (2006) concluiu, portanto, que a filtração lenta apresenta grande potencial para o tratamento de águas contendo *M. aeruginosa* e microcistinas, desde que haja a aclimação prévia dos filtros à toxina, bem como elevado grau de maturação dos filtros. Entretanto, devido à complexidade dos fatores que influenciam na capacidade de remoção de microcistinas pelos filtros lentos, o trabalho de Sá (2006) sugere que existem riscos quando a água bruta que alimenta os filtros lentos apresentar valores próximos da ordem de 10⁶ cél./mL de *M. aeruginosa* e concentrações superiores a 20 µg/L de microcistinas extracelular.

Pesquisa desenvolvida na Austrália por Ho *et al.* (2006) objetivou verificar a degradação biológica de microcistina-LR e microcistina-LA nos filtros lentos. Os autores também

avaliaram a predominância do mecanismo de remoção biológica sobre os mecanismos físicos na remoção das toxinas.

Para o desenvolvimento dos experimentos, Ho *et al.* (2006) utilizaram três colunas de vidro (A, B e C), em escala de bancada, com 30 cm de comprimento, 2,5 cm de diâmetro, 15 cm de areia de tamanho efetivo de 0,83 mm. Entretanto, os períodos de amadurecimento e aclimação às cianotoxinas eram diferentes em cada coluna.

A coluna A, foi preenchida com areia de filtros da Estação de Tratamento de Água Morgan e recebeu água do reservatório Morgan durante 12 meses antes do experimento, quando ocorreram picos de microcistina-LR e LA. Antes de iniciar o experimento, a coluna A ficou livre da exposição com microcistinas durante seis meses. A proposta, com uso dessa coluna, foi avaliar a habilidade de uma areia em remover as cianotoxinas depois de prolongado intervalo sem contato com as mesmas, simulando um transiente natural de floração de cianobactérias. A coluna B foi preenchida com areia da mesma estação de tratamento de A, mas sem receber microcistinas previamente. Já a coluna C, apesar de também ter sido preenchida com a mesma areia, esse material foi autoclavado para inativar os microrganismos antes de iniciar o experimento. Iniciado o experimento, todas as colunas foram alimentadas com água do Reservatório Myponga, previamente filtrada para remoção de matéria particulada, adicionada de microcistina-LR e LA, na concentração de 20 µg/L de cada toxina. As colunas foram alimentadas por um período de 39 dias sob diferentes taxas de filtração (colunas A e B) e 5 dias (coluna C).

Ho *et al.* (2006) não detectaram microcistina-LR nem LA em momento algum do efluente retirado da coluna A. Além disso, também não foram encontradas microcistinas nas amostras coletadas a meia profundidade do meio filtrante, aproximadamente no meio da coluna. O que significa que na metade do tempo de detenção utilizado, com taxa de filtração correspondente a 57,6 m³/m².d, o tratamento já seria eficiente.

Análises realizadas no estudo mostraram que a biomassa da coluna A concentrava-se no topo do meio filtrante. Outras análises também revelaram a presença de grupos de aminoácidos e peptídeos similares aos presentes na microcistinas, assim, provavelmente a maior quantidade de microcistinas foi degradada nas regiões superiores da coluna A. Os autores concluíram que toda a microcistinas foi removida no topo do meio filtrante.

Em contraste com a coluna A, o efluente da coluna B apresentou microcistina-LR e LA nos primeiros 3 dias de inoculação. Porém, após esse intervalo, não foram encontradas cianotoxinas em toda duração do experimento, de 40 dias. Resultados semelhantes foram encontrados para a coluna C.

Sugere-se, portanto, que o tempo necessário para estabelecimento do biofilme e aclimação da microcistinas, nesse experimento, foi bem curto, inferior a 4 dias. Como citado, Sá (2006) também verificou eficiência de remoção dos filtros lentos para valores de até 20 µg/L de microcistinas. Além disso, valores positivos de microcistinas encontrados no início da carreira de filtração nas colunas B e C, expressam que a remoção de microcistinas foi através de degradação biológica, e não devido a outros processos físicos, como a adsorção. A remoção imediata de microcistinas na coluna A indicou que a pré-exposição da camada biológica às microcistinas, e maior comunidade biológica, foram responsáveis pela eliminação do período de aclimação antes do início da degradação das cianotoxinas.

Visto que os filtros lentos necessitam de uma fase de maturação, para que a população de microrganismos se estabilize, grandes períodos de aclimação nos sistemas de tratamento de água podem aumentar os riscos, das populações e animais abastecidos, à exposição à cianotoxinas, no caso de florações aleatórias.

Nesse sentido, Bourne *et al.* (2006) investigaram a adição da bactéria do gênero *Sphingomonas sp.* codificada como MJ-PV, considerada como potencial biodegradadora de microcistinas, em filtros lentos para avaliar a possível diminuição de período de aclimação dos mesmos.

Para realizar o experimento, Bourne *et al.* (2006) utilizaram filtros lentos, em escala piloto. Os filtros foram construídos de PVC, com 0,10 m de diâmetro, 1 m de comprimento, 0,5 m de espessura do meio filtrante com tamanho efetivo da areia de 0,2 a 0,4 mm. A camada suporte era composta por seixos rolados e pedregulhos com tamanho efetivo variando de 0,40 a 0,80 mm. Existiam 8 pontos de tomadas de amostras distribuídos ao longo do meio filtrante.

A água bruta utilizada era originária do rio Murrumbidge, que apresentava condições naturais favoráveis para a sobrevivência da MJ-PV. Antes de servir como afluente ao filtro

lento, a água bruta foi sedimentada e a ela foi adicionada microcistina-LR até atingir uma concentração final de aproximadamente 50 µg/L. A taxa de aplicação foi de 3,1 m³/m².d, resultando em um tempo de contato de 30h. A água permanecia ainda por 18 horas acima do meio filtrante, totalizando um tempo de 48 horas dentro do filtro. Três filtros foram inoculados com 5x10⁹ células de MJ-PV e outros três filtros de areia não receberam a cultura da MJ-PV.

Bourne *et al.* (2006) observaram que a partir do sexto dia de experimento, nenhum filtro apresentava residuais de microcistina-LR no efluente, indicando que não houve melhoria significativa da degradação de microcistina-LR nos filtros inoculados com relação aos não inoculados. Todos os filtros apresentaram similar degradação, incluindo uma fase de aclimatação que durou de 2 a 4 dias. Entretanto, os autores verificaram a possibilidade de contaminação com a MJ-PV nos filtros não inoculados via linhas de distribuição da água e reservatório de alimentação. De qualquer forma não foi descartada a hipótese da existência de um organismo endêmico da água bruta que também apresente características da MJ-PV.

Bourne *et al.* (2006) destacam que apesar da inoculação de MJ-PV ter ocorrido em altas concentrações, para exceder os níveis de bactérias nativas da água, o método de inocular apenas na camada superior de areia pode não favorecer o processo de colonização do filtro pelas *Sphingomonas* sp. Presumivelmente, a água arrastaria parte do inóculo para camadas inferiores do filtro, favorecendo maior chance de contato entre as bactérias e a microcistinas. No entanto, os autores avaliaram como pequeno o tempo de contato para que as bactérias se fixassem na areia e conseqüentemente degradassem a microcistinas.

Por isso, apesar dos resultados, Bourne *et al.* (2006) consideram que a inoculação de uma população de MJ-PV em filtros lentos pode ser uma alternativa viável para redução do período de aclimatação, acelerando o processo de degradação das microcistinas e diminuindo riscos à saúde da população.

Trabalho realizado por Ho *et al.* (2007) confirmou que a microcistina-LR pode ser efetivamente removida da água por filtros lentos, reforçando as conclusões de Bourne *et al.* (2006). Os autores testaram diferentes combinações de tipo de água e areia utilizada nos experimentos. Os filtros lentos tinham as mesmas dimensões dos estudados por Ho *et al.*

(2006), mas foram operados com taxa de filtração de 14 m³/m².d. As diferentes variações de areia e água utilizadas pelos autores estão apresentadas na Tabela 3.7.

A água tratada utilizada nos experimentos BM (1, 2 e 3) e JW 1 passou por processos de coagulação, floculação e sedimentação antes de ser destinada aos filtros lentos.

Tabela 3.6 – Diferentes variações de areia e água utilizadas no experimento de Ho *et al.* (2007) em escala de laboratório

Coluna de filtração	Tipo de Areia	Água afluyente	µg/L de microcistinas	Temperatura em °C
TM1	ETA Morgan (Autoclavada)	Reservatório Myponga	20	20
TM2	ETA Morgan	Reservatório Myponga	20	20
BM1	ETA Morgan	Água tratada	10	20
BM2	Areia limpa com NaOH da ETA Morgan	Água tratada	10	20
BM3	Areia limpa com NaOH da ETA Myponga	Água tratada	10	20
JW1	ETA Happy Valley	Água tratada	3	20
BS1	ETA Morgan	Reservatório Myponga	10	10

A areia utilizada nos filtros TM1 e TM2 da Estação de Tratamento de Água (ETA) Morgan estava sendo utilizada há 25 anos e, conseqüentemente, essa continha um biofilme bem desenvolvido. Entretanto, ao autoclavar a areia destinada ao TM1, esse biofilme foi desativado. Ho *et al.* (2007) perceberam que ambos os filtros degradaram as microcistinas em apenas 4 dias. Contudo, no TM2, a degradação da cianotoxina iniciou-se imediatamente após a alimentação do filtro como pode ser observado na Figura 3.4(a), que mostra o percentual de microcistina-LR remanescente com o passar dos dias de operação.

Para os filtros BM, foi observada completa remoção no mesmo período dos filtros TM, conforme apresentado na Figura 3.5(b), indicando comportamento similar para remoção de microcistinas em filtros que apresentavam ou não previamente um biofilme desenvolvido. No entanto, a ausência do biofilme no BM2 e BM3 resultou em um comportamento diferente para remoção da toxina, pois o BM1 removeu aproximadamente 80% da

microcistinas nos dois primeiros dias, com a remoção completa no quarto dia. Já o BM2 e BM3 removeram as cianotoxinas gradualmente.

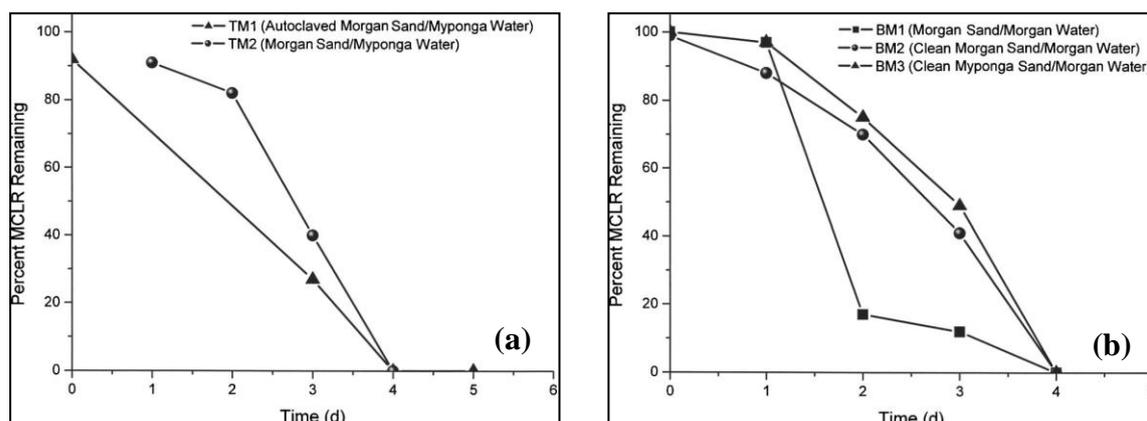


Figura 3.5 – (a) Percentual remanescente de microcistinas-LR nos filtros lentos de areia TM1 e TM 2; (b) Percentual remanescente de microcistinas-LR nos filtros lentos de areia BM 1, BM 2 e BM 3 (Ho *et al.*, 2007).

O filtro JW1 apresentou remoção de apenas 20% da concentração inicial na primeira vez que foi alimentado com microcistinas-LR durante os primeiros 4 dias. Contudo, ao ser submetido novamente à microcistinas na água afluyente, os valores residuais de microcistinas-LR ficaram abaixo dos níveis de detecção, em apenas 2 dias, o que caracterizou a necessidade do período de aclimatação dos microrganismos responsáveis por biodegradar a microcistinas-LR nesse filtro.

O filtro BS1, apesar de apresentar inicialmente biofilme ativo, foi planejado com objetivo de se estudar o efeito da temperatura na remoção biológica de microcistinas. Assim quando submetido a temperaturas próximas a 10 °C, o filtro BS1 removeu em média apenas 25% da cianotoxina nos primeiros 10 dias de operação. Os autores inferiram que a baixa eficiência de remoção de microcistinas nesse filtro decorreu da ausência ou pouca atividade biológica ocasionada pela baixa temperatura. Remoção similares também foram encontradas por Grützmacher *et al.* (2002) em temperaturas em torno de 4°C. A remoção total da microcistinas no BS1 ocorreu após 27 dias de operação.

A pequena remoção nos primeiros 10 dias do experimento BS1 sugere que os microrganismos responsáveis pela degradação são inativos a baixas temperaturas. Fato que dificulta a remoção de microcistinas por filtração lenta em países de clima frio, apesar de poder existir microrganismos degradadores de microcistinas que se adaptem aos climas

frios. No entanto, em países como o Brasil, a tecnologia encontra temperaturas ideais para ser implementada.

A partir dos estudos apresentados, observa-se que os filtros lentos geralmente apresentam boas eficiências de remoção de microcistinas. Entretanto, o estudo da influência do período de amadurecimento dos filtros lentos no tratamento de águas com elevadas concentrações de células de *M. aeruginosa* e microcistinas ainda é uma questão intrigante, pois como observado, mesmo quando os filtros apresentam camada biológica bem desenvolvida, podem não ser eficientes para remoção de cianotoxinas. Além disso pode existir a influência da matéria orgânica afluente aos filtro, originária da biomassa algal de células de cianobactérias.

Assim, faz-se necessário a realização de trabalhos que estudem a relevância, bem como a influência do amadurecimento dos filtros lentos quando essas unidades são submetidas a florações de cianobactérias e cianotoxinas, para que seja avaliada a viabilidade do uso do tratamento em situações de floração, bem como a assegurada à proteção à saúde da população a ser abastecida.

4 - METODOLOGIA APLICADA

4.1 - ASPECTOS GERAIS DOS EXPERIMENTOS

O trabalho experimental foi desenvolvido no Laboratório de Análise de Águas (LAA) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília (UnB), que conta com uma instalação para estudos referentes à filtração lenta.

A água base utilizada no experimento foi a do lago Paranoá (Brasília-DF). Diariamente eram coletados cerca de 200L, utilizando-se o sistema de captação de água bruta da Estação-Piloto de Tratamento de Água da UnB, que bombeava água para tambores instalados em veículo próprio e transportados até o LAA. A Figura 4.1 apresenta o ponto de captação de água localizado no braço norte do lago.

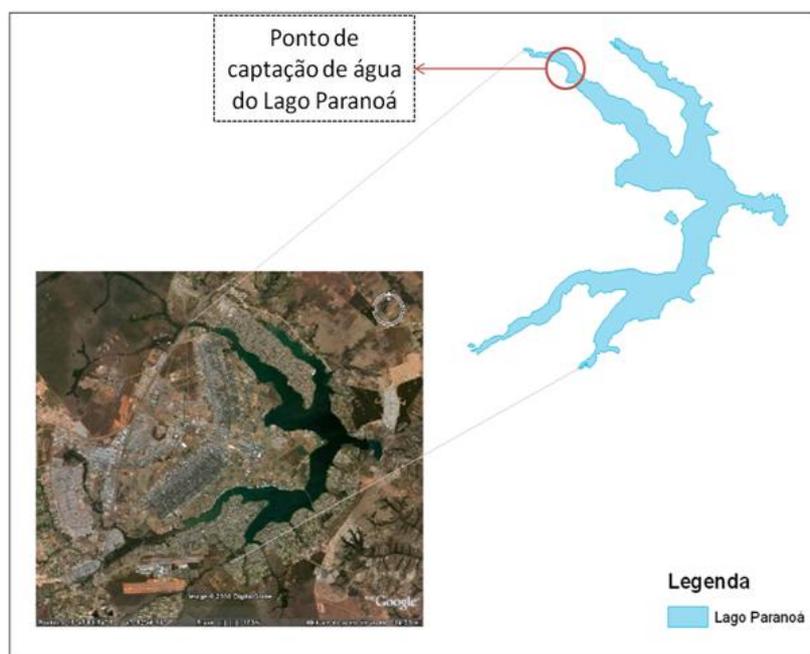


Figura 4.1 - Lago Paranoá com destaque para a região do ponto de captação de água utilizada nos experimentos.

O Lago Paranoá foi formado artificialmente em 1959, no perímetro urbano da cidade de Brasília – DF, e durante longo período recebeu esgotos domésticos da cidade além de outras fontes difusas de fósforo e de despejos de matadouros clandestinos. Essa condição levou à eutrofização do lago e conseqüente floração de *Microcystis aeruginosa* na década de 70, o que causou a primeira grande mortandade de peixes, seguida de outras na década de 80 e 90, também decorrentes da eutrofização. Nessas circunstâncias, a companhia de

saneamento responsável pela coleta e tratamento do esgoto doméstico da cidade de Brasília implantou 2 estações avançadas de tratamento de esgotos, minimizando o aporte de fósforo e nitrogênio ao lago Paranoá, além de implantar outras medidas mitigadoras que desfavorecem florações de cianobactérias (Angelini *et al.* 2008).

Atualmente, a água do lago Paranoá apresenta características compatíveis com o tratamento por filtração lenta, como baixa turbidez, cor e pouca variação em sua qualidade. Nesse sentido, a boa qualidade da água apresentada, associada ao histórico de florações de *M. aeruginosa*, viabiliza a utilização da mesma, tanto pelos seus parâmetros físicos quanto químicos e biológicos, para estudos de remoção de células de *M. aeruginosa* e microcistinas.

As cianobactérias e cianotoxinas avaliadas foram cultivadas no próprio LAA e adicionadas à água base nos dias de simulação das florações. Foram realizadas 2 etapas experimentais descritas a seguir:

- 1) Avaliação do desempenho dos filtros lentos com 15 dias e 20 dias de amadurecimento para remoção de células viáveis de *Microcystis aeruginosa* em concentrações entre 10^6 a 10^7 cél/mL e microcistinas em concentrações médias de 70 µg/L.
- 2) Avaliação do desempenho do filtro lento sem amadurecimento para remoção de células viáveis de *Microcystis aeruginosa* em concentrações entre 10^6 a 10^7 cél/mL e microcistinas em concentrações médias de 70 µg/L.

Para avaliar a reprodutibilidade da eficiência dos filtros lentos com diferentes períodos de amadurecimento, a etapa 1 foi repetida 3 vezes e a etapa 2 repetida 2 vezes, já que, na etapa 2, consideraram-se os dois filtros idênticos, como mostrado no item 4.4.2.

O desempenho das unidades de filtração foi avaliado a partir do monitoramento da água afluente e efluente aos filtros por meio das análises de características de qualidade como alcalinidade, pH, turbidez, temperatura, clorofila-a, microcistinas total e extracelular, contagem de células de *Microcystis aeruginosa*, coliformes totais e *Escherichia coli*. Para avaliação do amadurecimento da *schmutzdecke*, foram realizadas análises biológicas qualitativas dos microrganismos observados nas amostras retiradas dos primeiros centímetros da areia. Foi realizado também o monitoramento da perda de carga no meio

filtrante e da ocupação do meio filtrante, por meio de tomadas piezométricas instaladas nos filtros lentos de areia.

4.2 - ASPECTOS DA INSTALAÇÃO PILOTO

A instalação é composta por um tanque de alimentação de água bruta; 1 bomba para recalque de água bruta; um reservatório intermediário de nível constante, com vertedor do tipo tulipa para evitar possíveis variações de vazão afluyente aos filtros lentos; uma bomba peristáltica de cabeçote duplo (Masterflex, modelo 7518-00) para alimentar os filtros em paralelo; duas colunas de filtração lenta em acrílico, e reservatórios de coleta de água tratada. Um esquema e vista geral da instalação piloto são apresentados nas Figura 4.2 e 4.3.

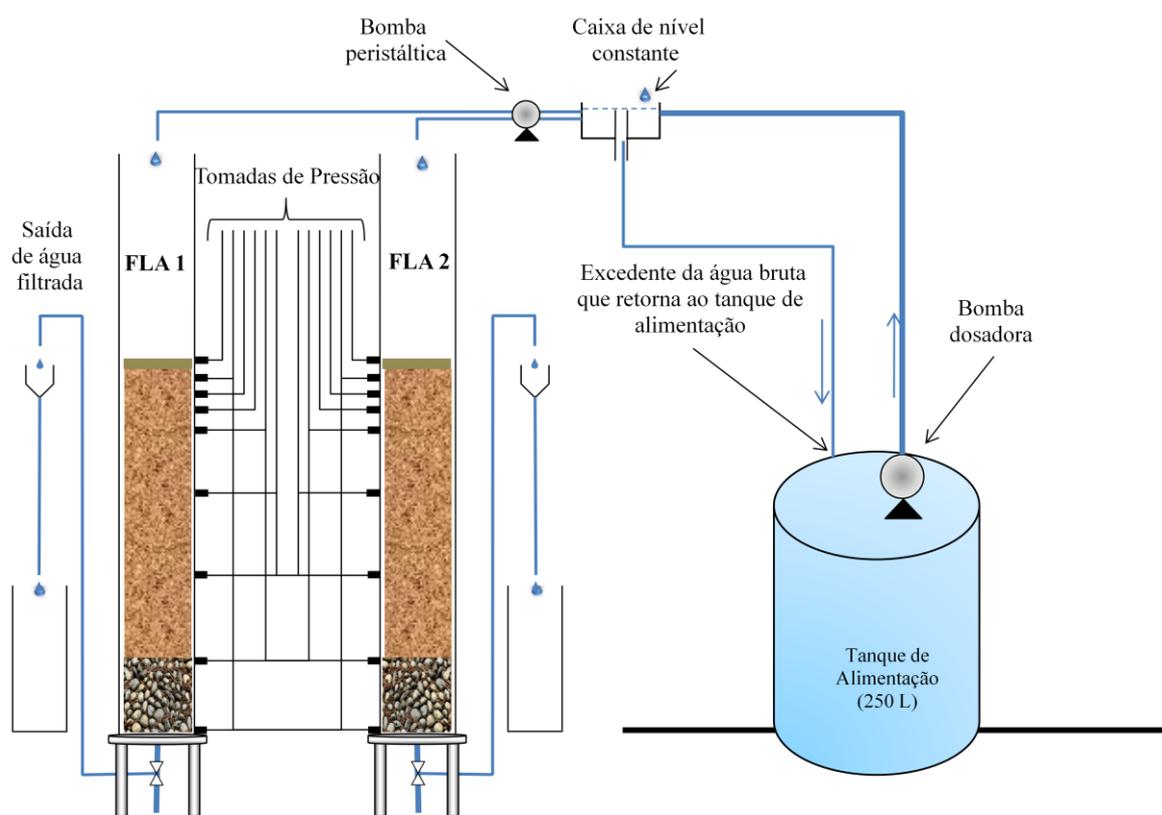


Figura 4.2 - Esquema geral da instalação piloto, sem escala.

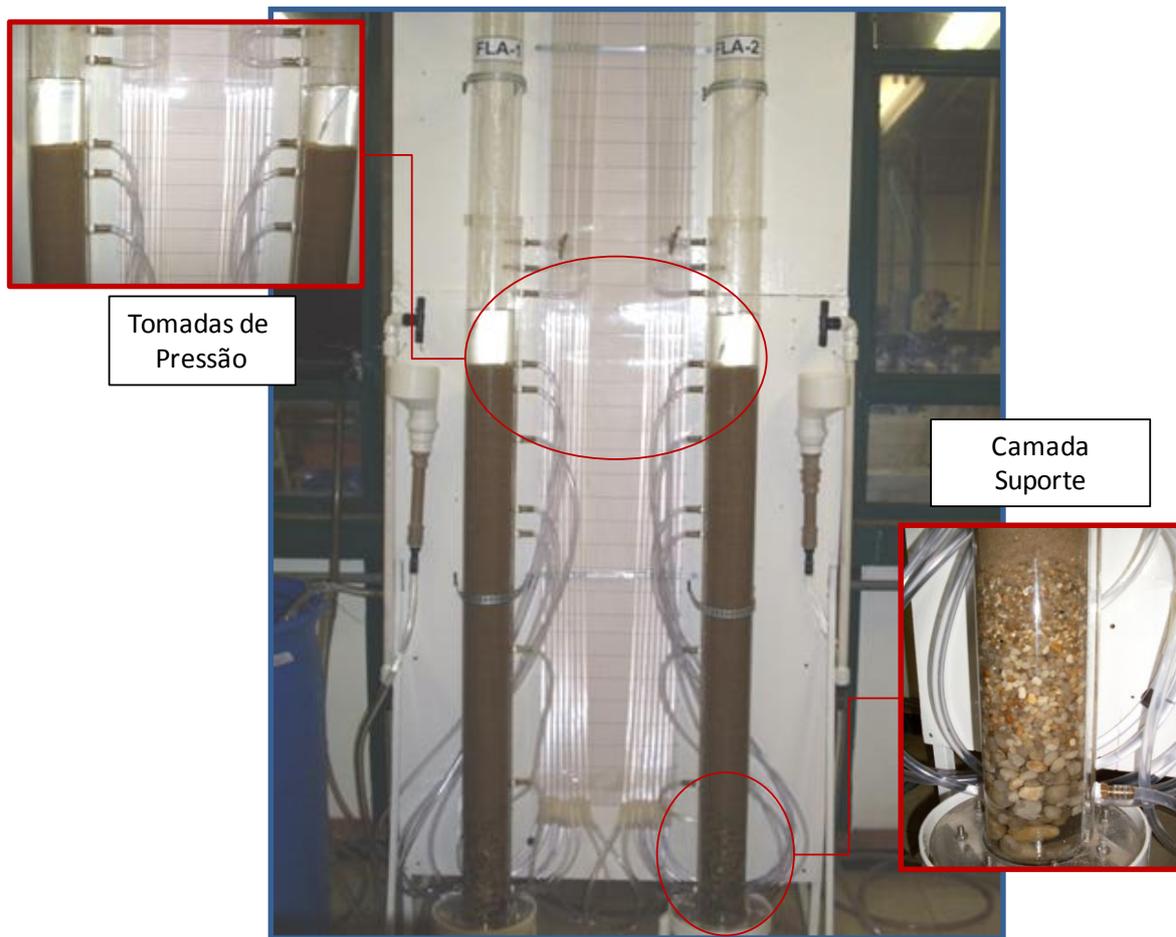


Figura 4.3 - Filtros Lentos de Areia com detalhes da camada suporte e tomadas de pressão. As colunas de acrílico apresentam 2,3 m de comprimento, 8,5 cm de diâmetro e foram preenchidas com 90 cm de areia, e a camada suporte com 30 cm de espessura e granulometria decrescente do fundo da coluna até a interface com a areia, para evitar caminhos preferenciais da água e perda de areia. A partir do esquema da Figura 4.2, observa-se que os filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) foram alimentados em paralelo. A água bombeada do reservatório de água bruta seguia para a caixa de nível constante, com um vertedor tulipa, com uma vazão bem maior do que a água que seguia para os filtros lentos. Dessa maneira, todo o excedente era redirecionado ao reservatório de água bruta, a fim de minimizar desperdícios, principalmente de cultivo de *M. aeruginosa*.

A Figura 4.3 mostra detalhes da camada suporte e das tomadas de pressão. Em cada coluna, foram instaladas 8 tomadas de pressão distribuídas ao longo dos meios filtrantes, sendo a primeira localizada na superfície da areia, e a segunda à 5 cm de profundidade, faixa onde se concentra a camada biológica e, conseqüentemente, ocorre o maior

desenvolvimento da perda no carga ao filtro lento. As outras 6 tomadas estão dispostas em alturas diferentes até que a última atinge a camada suporte.

Cabe ressaltar que a instalação encontrava-se desmontada no início do experimento. Assim, a areia disponibilizada foi inicialmente peneirada a fim de se obterem os parâmetros de projeto almejados, apresentados na Figura 4.2 e Tabela 4.1. Depois de peneirada, a areia foi homogeneizada e lavada em água corrente por várias vezes, até não apresentar mais resíduos aparentes, ou seja, a água de lavagem apresentar aspecto totalmente transparente. Em seguida, a areia foi colocada em estufa a 150 °C, por 24h, a fim serem eliminados possíveis microrganismos que tenham permanecido aderidos à areia durante o processo de lavagem. Dessa forma, considera-se que, no início dos experimentos, o meio filtrante estava estéril.

Para o preenchimento dos filtros, a areia foi novamente umedecida com água destilada antes de ser disposta no filtro. Durante o preenchimento, sempre era mantida uma lâmina d'água de aproximadamente 3 cm na superfície, para minimizar a estratificação da areia e a presença de ar nos interstícios da areia. Quando preenchidos, até ser atingida a altura de 90 cm de areia, os filtros foram alimentados com água destilada, em fluxo ascendente a uma taxa de aproximadamente 1,5 m³/m².d durante 24h. Tal procedimento foi necessário para remoção de resíduos de ar nos filtros e possível formação de caminhos preferenciais.

Para assegurar maior similaridade entre os filtros, o preenchimento do FLA 1 e do FLA 2 sempre era realizado ao mesmo tempo, ou seja, para cada 5 cm de areia colocada no FLA 1, 5 cm também eram colocados no FLA 2, até que se completassem os 90 cm.

A Tabela 4.1 e a Figura 4.4 apresentam as características do meio filtrante e a curva granulométrica da areia, respectivamente, utilizada nos filtros lentos.

Tabela 4.1- Características do meio filtrante

Parâmetro	Valores Adotados
Tamanho dos Grãos (mm)	0,15 – 0,84
Diâmetro efetivo (d ₁₀ em mm)	0,27
Coefficiente de desuniformidade (d ₁₀ /d ₆₀)	1,85
Porosidade (ε)	0,40
Espessura do meio filtrante (m)	0,90

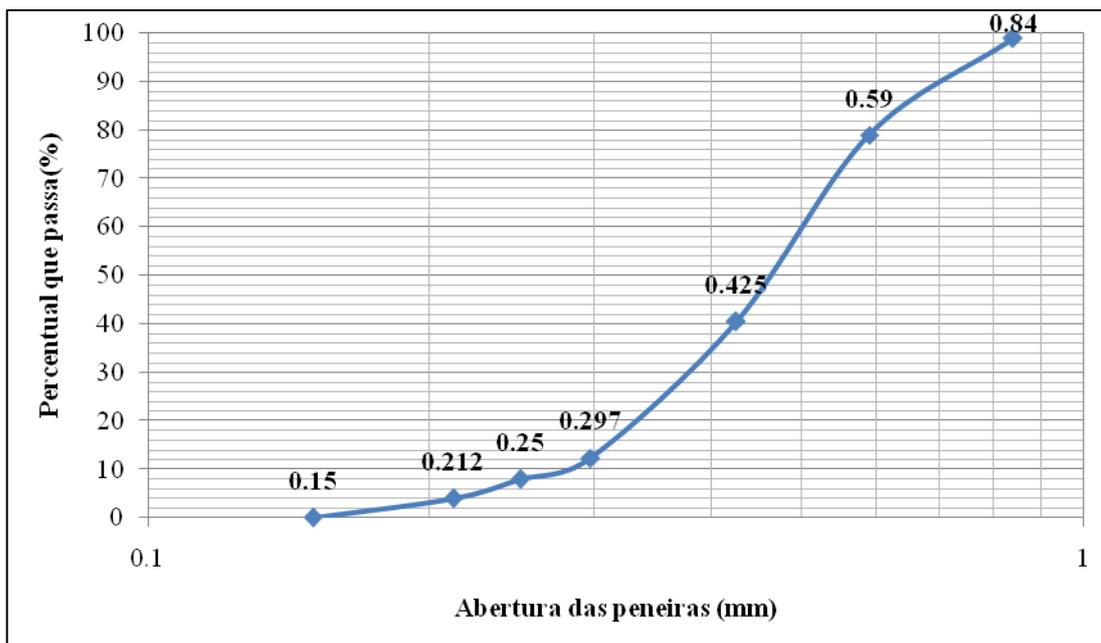


Figura 4.4 - Curva granulométrica da areia utilizada nos filtros lentos.

As características granulométricas adotadas para os meios filtrantes seguiram as recomendações da pesquisa de Sá (2006), utilizada também por Melo (2006). A taxa de operação de $3,0 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ também seguiu o trabalho de Sá (2006), que verificou que a taxa de $3\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ representou uma solução de compromisso entre remoção de células de *M. aeruginosa* e aumento da perda de carga. Além disso, encontra-se dentro de intervalos de taxas para filtração lenta apresentados por Haarhorf e Cleasby (1991) e Di Bernardo *et al.* (1999). Os filtros lentos foram operados em regime de 24horas/dia.

4.3 - CULTIVO E SIMULAÇÃO DAS FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS

Para simular as florações de cianobactérias, o cultivo de *M. aeruginosa* foi produzido no próprio Laboratório de Análises de Água (LAA) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da UnB, que conta com uma sala de cultivo (Figura 4.5 (a)) com características específicas para o crescimento das mesmas.

A cepa utilizada foi a NPLJ-4 da espécie *Microcystis aeruginosa*, isolada da Lagoa de Jacarepaguá, na cidade do Rio de Janeiro, produtora de microcistinas. O cultivo dessa cepa foi monoespecífico (unialgal), em meio de cultura ASM-1. A sala de cultivo é mantida sob condições de máxima assepsia com controle da temperatura, mantida em torno de 24°C e

com foto-período de 12 horas. Foi realizada aeração contínua quando o volume cultivado ultrapassa um litro. Foram realizadas observações microscópicas frequentes para monitorar a concentração e o aspecto das células.

O volume de cultivo necessário para realização dos experimentos foi obtido por meio de repiques sucessivos quando a cepa atingia o estágio final do crescimento exponencial com concentrações da ordem de 10^7 cél./mL, entre o 15º e 18º dias após o repique (Figura 4.5-(b)). Para realização do repique, inseriu-se uma parte de cultivo na fase final de crescimento exponencial em 9 partes de meio ASM-1 para o volume desejado de produção.



Figura 4.5 – (a) Sala de cultivo, (b) cultivo de *M. aeruginosa* com cerca de 15 dias de crescimento, (c) Adição de cultivo a água bruta do lago Paranoá e (d) aspecto da água com concentrações de 10^6 cél./mL no reservatório de água bruta.

Assim, contados 15 dias antes do dia previsto para inoculação de células de *M. aeruginosa* na água bruta que alimentava os filtros lentos, fazia-se necessário proceder ao repique para garantir que as células de *M. aeruginosa* estariam em concentrações adequadas e ativas para o período de simulação de floração.

O volume de água que passava diariamente nos dois filtros era de aproximadamente 34,5 L. Assim, eram produzidos aproximadamente 12 L de cultivo 15 dias antes do início da

simulação de florações. Para a simulação, diariamente foram adicionados 4 L de cultivo, com concentração de 10^7 cel./mL, em 36 L de água do lago Paranoá (Figura 4.5 (c)), para alcançar a concentração de cerca de 10^6 cel./mL na água a ser alimentada aos filtros lentos.

4.4 - DESENVOLVIMENTO DAS ETAPAS EXPERIMENTAIS

As etapas experimentais 1 e 2 estão apresentadas separadamente, porém, toda metodologia que foi igualmente aplicada nas duas etapas está descrita no item 4.4.3, do capítulo Metodologia Aplicada. A Figura 4.6 apresenta procedimentos gerais das etapas experimentais.

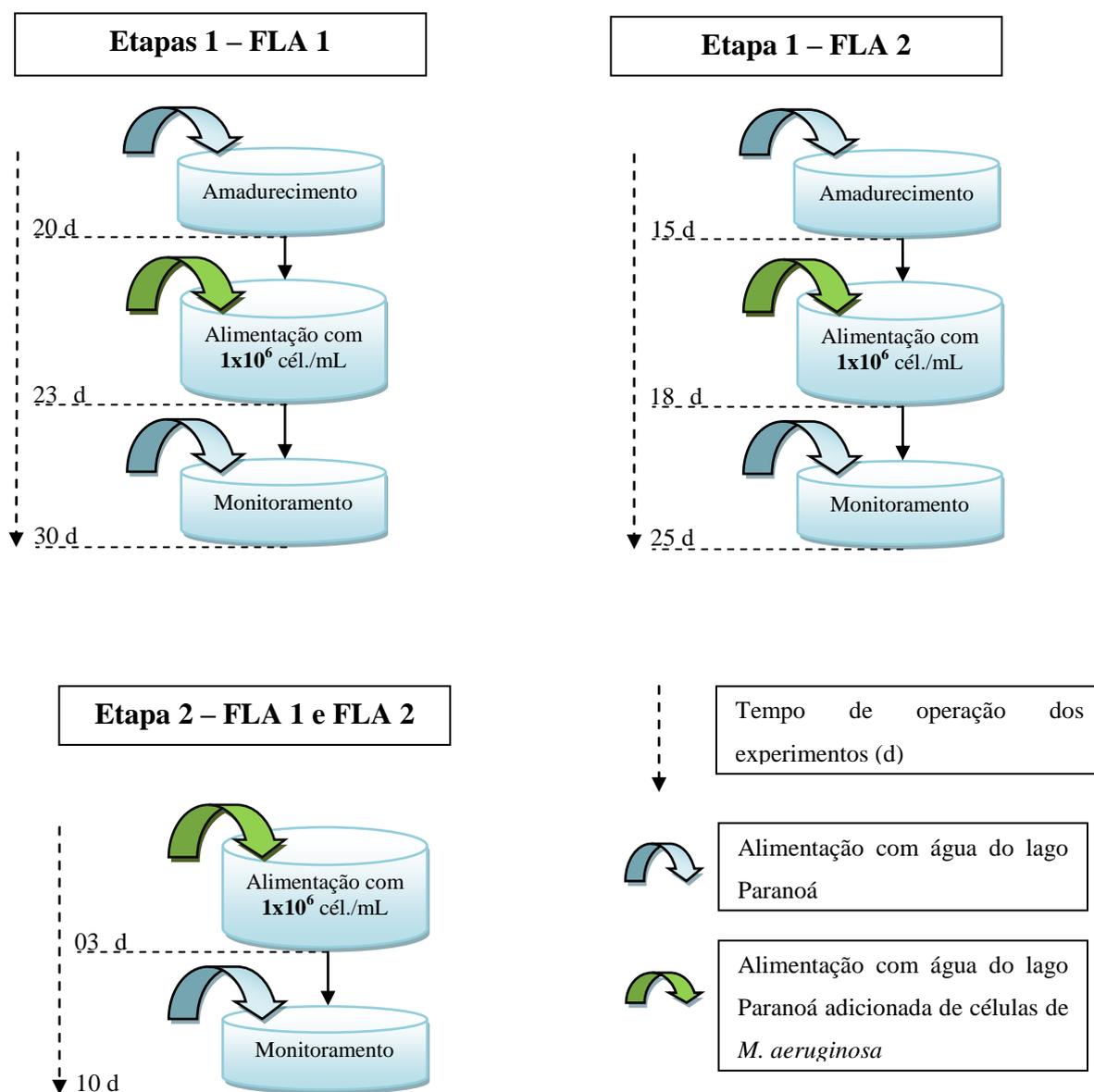


Figura 4.6 – Procedimentos gerais das etapas experimentais 1 e 2.

4.4.1 - **Etapa 1: Avaliação da remoção de células de *Microcystis aeruginosa* e microcistinas nos filtros lentos com 15 dias e 20 dias de amadurecimento**

Para realização desta etapa, os experimentos de filtração foram divididos em três fases: amadurecimento, inoculação de células (simulação de água bruta com floração de cianobactérias) e monitoramento.

- Amadurecimento

Os filtros lentos de areia foram inicialmente alimentados com água bruta do lago Paranoá. Como os períodos de amadurecimento eram diferentes, o Filtro Lento de Areia 1 (FLA 1), que deveria apresentar um período de amadurecimento de 20 dias era iniciado com 5 dias de antecedência. Para tanto, apenas o cabeçote da bomba peristáltica que alimentava o FLA 1 recebia água. O FLA 2 permanecia, portanto, durante 5 dias iniciais com a água destilada proveniente da limpeza do filtro, para não favorecer o desenvolvimento prévio da comunidade biológica no meio filtrante.

Tal procedimento era necessário para que os filtros diferentemente amadurecidos recebessem em paralelo a mesma água que simulava a floração de *M. aeruginosa*. O período de amadurecimento dos filtros foi avaliado a partir de dados de turbidez, de clorofila-a, de coliformes totais e *Escherichia coli*.

- Inoculação

Passados 20 dias de amadurecimento do FLA 1 e 15 dias do FLA 2, foi simulada, durante três dias, uma floração de *M. aeruginosa* na água que alimentava os filtros. O intervalo de simulação da floração, denominado de inoculação, foi escolhido a partir da disponibilidade de células de cianobactérias cultivadas no LAA. A definição da densidade final de células na água bruta considerou os valores referenciais da Portaria do MS de n° 518 (Brasil, 2004), que exige análises laboratoriais de cianotoxinas semanalmente das águas na saída do tratamento e nas entradas das clínicas de hemodiálise quando o número de cianobactérias exceder 20.000 cél./mL na água do manancial de abastecimento, bem como diversos relatos de florações com valores na faixa de 10^5 a 10^6 cél./mL de cianobactérias (Appel *et al.*, 2009; Bento *et al.*, 2009, Von Sperling *et al.*, 2008; Gomes *et al.*, 2009, entre

outros). A Figura 4.7 apresenta o aspecto do experimento nos dias de inoculação de células de cianobactérias.

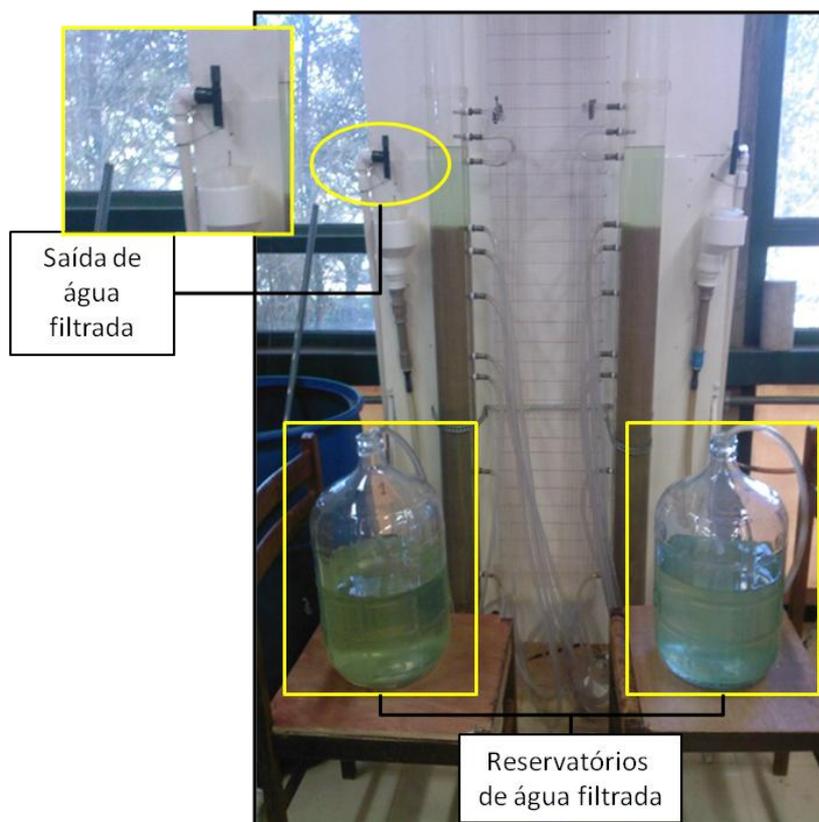


Figura 4.7- Experimento em andamento durante a fase de inoculação de células de *M. aeruginosa* nos FLA 1 e FLA 2.

- Monitoramento

Após os três dias de inoculação de células de *M. aeruginosa*, na água do lago Paranoá, iniciava-se a fase de monitoramento, quando, então, os filtros voltavam a ser alimentados com água do lago Paranoá sem células de cianobactérias. Esse procedimento tinha como objetivo avaliar a ocorrência de carreamento de células retidas, bem como da lise celular e a eficiência do sistema quanto à remoção de cianotoxinas eventualmente liberadas. O fim do monitoramento era determinado pelo retorno das características da água filtrada a valores semelhantes aos da água filtrada nos dias anteriores à inoculação de células viáveis. Esse período era da ordem de sete dias, semelhante ao verificado por Sá (2002) e Sá (2006).

Para ser verificada a reprodutibilidade do comportamento dos filtros lentos de areia, a etapa experimental 1 foi repetida por 3 vezes. A Tabela 4.2 apresenta os períodos em que foram realizadas as 3 repetições da etapa 1.

Tabela 4.2 - Períodos de repetições da etapa experimental 1.

	Períodos de Repetições - Etapa 1		
	1º Experimento	2º Experimento	3º Experimento
FLA 1	05/03 a 04/04/2009	08/05 a 07/06/2009	12/06 a 12/07/2009
FLA 2	10/03 a 04/04/2009	13/05 a 07/06/2009	17/06 a 12/07/2009

A cada repetição, o *schmutzdecke* era removido separadamente, e em seguida o filtro era lavado, de acordo com o item 4.4.3.

4.4.2 - Etapa 2: Avaliação da remoção de células de *Microcystis aeruginosa* e microcistinas nos filtros lentos sem amadurecimento

O objetivo da etapa 2 foi de avaliar a remoção de *M. aeruginosa* e microcistinas em filtros lentos não amadurecidos. O experimento serviu para comparar os filtros amadurecidos e não amadurecidos e verificar a contribuição da camada biológica para remoção de células de *M. aeruginosa* e microcistinas, pois segundo Ho *et al.* (2006), Bourne *et al.* (2006) e Ho *et al.* (2007), entre outros, o principal mecanismo de remoção de microcistinas nos filtros lentos é o mecanismo biológico. Os autores colocam que prováveis remoções que possam ocorrer nos filtros lentos não amadurecidos serão referentes a processos físicos de remoção do meio filtrante.

A Etapa 2 foi composta, portanto, por 2 fases, a de inoculação e a de monitoramento, que completavam juntas 10 dias de experimento.

- Inoculação

A fase de inoculação se iniciou após a passagem de água destilada (durante 24h) da limpeza do filtro lento. A inoculação de células na água bruta (simulação de floração) nos filtros não amadurecidos também durou três dias e com as mesmas concentrações de células de *M. aeruginosa* da etapa 1.

- Monitoramento

Da mesma maneira que nos experimentos da etapa 1, nos experimentos da etapa 2, após os três dias de inoculação de células, os filtros foram abastecidos novamente com água do lago Paranoá sem células de cianobactérias durante sete dias. Apesar dos filtros FLA 1 e FLA 2 não estarem amadurecidos, os sete dias foram suficientes para verificar possíveis

traspases ou a lise de células no interior do meio filtrante. A partir das características da água afluente aos filtros, foi avaliada a eficiência do sistema quanto à remoção de células de cianobactérias e cianotoxinas em filtros lentos não amadurecidos.

Quanto à reprodutibilidade dos filtros lentos de areia nesta etapa, cabe colocar que o FLA 1 e o FLA 2 foram considerados similares, pois a montagem e operação era realizada da mesma maneira, além de serem operados em paralelo com vazão e condições ambientais muito similares (no interior do laboratório). Portanto, a etapa 2 foi repetida apenas 2 vezes.

Os períodos de repetições da etapa 2 foram de 24/04 a 30/04/2009 para o primeiro experimento e de 16/07 a 26/07/2009 para o segundo experimento.

4.4.3 - Metodologia utilizada para limpeza dos filtros lentos entre diferentes repetições

A verificação da reprodutibilidade dos filtros lentos entre os repetidos experimentos das etapas 1 e 2 dependia diretamente das condições iniciais desses filtros. Assim, a partir de estudos realizados por Brito *et al.* (2005), e Ellis e Aydin (1995), entre outros, o desenvolvimento da camada biológica do filtro lento ocorre nos primeiros centímetros do meio filtrante, entretanto, atividade biológica pode ser encontrada até os 45 cm de profundidade.

Nesse sentido, a limpeza dos filtros lentos foi realizada com a retirada da areia em 2 partes. Inicialmente eram retirados cerca de 3 cm de areia (o *schmutzdecke*) por meio de sifonamento. O volume retirado era disposto separadamente, de acordo com o filtro de origem, em recipiente previamente esterilizado e reservado para posterior amostragem de microrganismos da camada biológica, descrita com detalhes no item 4.7. O restante da areia também era sifonada, agora com uma mangueira de diâmetro maior, até atingir a profundidade de aproximadamente 50cm. A retirada de areia era realizada com o cuidado para que não fosse sifonada toda água da superfície do filtro, evitando que ocorresse entrada de ar no meio filtrante restante (cerca de 40 cm).

A areia retirada dos dois filtros era homogeneizada e lavada várias vezes, até que a água residual de lavagem apresentasse aspecto totalmente transparente. Em seguida, era

colocada em estufa a 150 °C por 24h. Tal procedimento visava minimizar a presença de microrganismos ou matéria orgânica na areia do filtro.

Após secagem e esterilização, a areia era novamente umedecida, com água destilada, para ser recolocada nos filtros lentos. O preenchimento do FLA 1 e do FLA 2 com a areia era realizado ao mesmo tempo, a fim de garantir maior similaridade entre os filtros e está descrito com maiores detalhes no item 4.2.

4.5 - PARÂMETROS MONITORADOS DURANTE OS EXPERIMENTOS

4.5.1 - Análises de qualidade da água

Em todos os experimentos, as características de alcalinidade, pH, turbidez, coliformes totais e *Escherichia coli* foram determinados de acordo com os métodos de análises de qualidade da água recomendados pelo *Standard Methods* (APHA, AWWA, WPCF, 2005). Para determinação de clorofila-a, foi utilizado o procedimento proposto por Wood (1985), que tem como base a extração da clorofila-a da amostra com clorofórmio:metanol (2:1) e posterior leitura da absorbância, nos comprimentos de onda 665 nm e 750 nm, em espectrofotômetro.

Convém esclarecer que esse método de determinação da clorofila-a foi adotado no LAA por ser de mais fácil e rápida realização, além de maior reprodutibilidade. Entretanto, foram utilizados todos os equipamentos de segurança durante a utilização do clorofórmio, particularmente, os referentes à inalação.

A Tabela 4.3 apresenta resumidamente os parâmetros avaliados e os respectivos métodos e equipamentos utilizados no atual trabalho.

A contagem de células de cianobactérias foi realizada por meio da câmara de Naubauer, que por ser reticulada, facilita a contagem, além de o método utilizar apenas 100µL de amostra.

Tabela 4.3 – Parâmetros avaliados e seus respectivos métodos e equipamentos utilizados

Parâmetro	Método para Análise	Equipamento
Temperatura	Dilatação térmica diferencial	Sensor de temperatura digital
Turbidez	Nefelométrico	Turbidímetro HACH – Modelo 2100 AN
pH	Potenciométrico	pHmetro Orion – Modelo 210
Alcalinidade	Titulação potenciométrica com H ₂ SO ₄ – 0,02M	pHmetro Orion – Modelo 210
Coliformes Totais e <i>E. coli</i>	Substrato enzimático MUG ONPG	Kit Colilert® e Quanti-Tray Sealer modelo 2X e Estufa de cultura modelo 002 CB
Clorofila-a	Extração em clorofórmio-metanol com leitura de absorbância em espectrofotômetro (absorbância medida em $\lambda = 665$ e 750 nm).	Espectrofotômetro HACH/DR 4000
Contagem de células de cianobactérias	Contagem microscópica	Microscópio Leica, utilizando câmara Naubauer.
Microcistinas	Imuno-químico (ELISA)	Kit Abraxis®, faixa de detecção: 1,6 a 5 $\mu\text{g/L}$

As microcistinas foram quantificadas pelo método *Enzyme Linked Immuno Sorbent Assay* (ELISA).

Ao se tratar da detecção das microcistinas, o método ELISA é conhecido como um método competitivo direto e constitui-se na identificação de um antígeno (no caso, as microcistinas) por meio de anticorpos específicos (monoclonal). No caso do Kit ELISA (Abraxis®) utilizado, anticorpos da microcistinas se ligam a anti-anticorpos fixos ao fundo dos poços localizados em uma placa. Resumidamente, em cada poço é adicionada a amostra (contendo presumivelmente o antígeno), um conjugado composto de um antígeno ligado a uma enzima e na sequência uma solução com anticorpo (anti-microcistinas). Quando presentes na amostra, as microcistinas irão competir com antígeno do conjugado para se ligarem aos anticorpos da microcistinas presentes na solução. O conjunto microcistinas-anticorpo irá então se ligar a anti-anticorpos imobilizados nos poços. Após um tempo de incubação, a placa é lavada permanecendo nos poços apenas o material que se ligou aos anti-anticorpos. Adiciona-se então o substrato da enzima aos poços, originando uma reação colorimétrica, e fornecendo então a relação de quanto mais cor, mais enzima oriunda do conjugado e, conseqüentemente, menos microcistinas oriunda da amostra.

A leitura da intensidade de coloração é feita por meio de leitura de densidade ótica e os valores de densidade ótica convertidos em concentração de microcistinas por meio de curva de calibração.

É interessante salientar que a maioria dos métodos desenvolvidos se baseia em anticorpos produzidos contra microcistina-LR (maior porcentagem de reatividade). Porém, os anticorpos também apresentam boa reatividade com outros tipos de microcistinas. No entanto, o resultado final não discrimina o tipo de microcistinas, pois fornece um valor total da toxina equivalente a microcistina-LR. Particularmente, a cepa NPLJ-4, produtora de microcistinas, produz cerca de 80% de microcistina-LR, fator considerável para a escolha do método ELISA no atual trabalho.

Uma das principais vantagens da utilização do método ELISA é a sua sensibilidade, na ordem de partes por bilhão, além da praticidade e da rapidez de realização da análise.

4.5.2 - Tomadas de perda de carga

Os dados de perda de carga são muito importantes para que se avalie a penetração das impurezas no meio filtrante, particularmente nos filtros lentos. O acompanhamento do crescimento da perda de carga indica ainda a necessidade de limpeza do filtro lento.

A determinação do valor da perda de carga era diária e foi realizada a partir de tomadas de pressão instaladas em 8 pontos distribuídos ao longo dos meios filtrante. A primeira tomada de pressão era localizada rente à superfície da camada de areia, e a segunda 5 cm abaixo, para permitir a verificação do desenvolvimento da *schmutzdecke*. As demais tomadas eram distanciadas ente si em 5, 15 ou 20 cm, conforme observado na foto da Figura 4.3.

4.5.3 - Oxidação das águas de descarte e águas filtradas

Ao considerar os princípios da ética na pesquisa, toda água com células viáveis de cianobactérias ou cianotoxinas foi oxidada com emprego de cloro livre a fim de se evitar a contaminação ambiental. Depois de garantida a oxidação por pelo menos 24h e submetidas a um residual de cloro livre maior do que 20 mg/L a água de descarte e as águas filtradas eram lançadas na rede coletora de esgoto de Brasília-DF.

4.6 - FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM E ANÁLISES

A amostragem para determinação dos parâmetros de pH, turbidez, alcalinidade, coliformes totais e *E. coli* era pontual, a partir da coleta de uma amostra de 500 mL, e diária, durante todas as fases experimentais. Tais análises eram realizadas imediatamente após a coleta de amostras.

Para contagens de células de *M. aeruginosa* e análises de microcistinas (Total e extracelular), a amostragem era realizada nas fases de inoculação e monitoramento, diariamente. As amostras de contagem, de 50 mL, eram preservadas com solução Lugol acético armazenadas em vidro âmbar no escuro, à temperatura ambiente. Já as de cianotoxinas eram também armazenadas em vidro âmbar, mas congeladas a -4°C.

A Tabela 4.4 apresenta as análises realizadas nos diferentes pontos dos sistemas de tratamento de acordo com as fases experimentais.

A temperatura foi medida continuamente na água sobrenadante aos filtros lentos por sensores digitais.

Tabela 4.4 – Análises realizadas nos diferentes pontos dos sistemas de tratamento de acordo com as fases experimentais

	AB ¹	AF ²	Fases dos experimentos
Turbidez	X	X	Todas
pH	X	X	Todas
Alcalinidade	X	X	Todas
Coliformes Totais	X	X	Todas
<i>E. Coli</i>	X	X	Todas
Clorofila-a	X	X ³	Todas
Contagem de células de <i>M. aeruginosa</i>	X	X	Inoculação e Monitoramento
Microcistinas Total	X	X	Inoculação e Monitoramento
Microcistinas Extracelular	X	X	Inoculação e Monitoramento

¹ Água Bruta. ² Água Filtrada (FLA 1 e FLA 2). ³ Durante a fase de inoculação e os 3 primeiros dias de monitoramento a amostra para determinação de clorofila-a era uma alíquota da água filtrada coletada ao longo de 24h.

As amostras foram tomadas levando-se em consideração o tempo de detenção médio da água nos filtros. Como o atual trabalho constitui uma continuidade dos trabalhos já realizados a respeito da filtração lenta no LAA, o tempo de detenção utilizado foi o mesmo tempo determinado por Arantes (2004) e Melo (2006), haja vista que os parâmetros dos filtros lentos foram praticamente os mesmos. Tal tempo foi determinado por Arantes

(2004) a partir da utilização de um traçador salino (NaCl). O autor determinou o tempo de detenção dos filtros lentos de 9,5 horas para uma taxa de filtração média de $3 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$.

Foi realizado ainda o balanço da biomassa de cianobactérias usando os dados de clorofila-a, com o objetivo de verificar a retenção de células dentro dos filtros lentos. Para tanto, após 9,5 horas do momento da inoculação, toda a água filtrada foi armazenada, durante as 24 horas, nos 3 dias de inoculação, sempre respeitando os tempos de detenção a cada inoculação. Também foi armazenada a água filtrada nos 3 dias sequenciais, no período de monitoramento, para verificar a massa de clorofila-a que possivelmente traspassou.

4.7 - CARACTERIZAÇÃO SIMPLIFICADA DE ORGANISMOS PRESENTES NA CAMADA BIOLÓGICA DOS FILTROS LENTOS DE AREIA

As camadas biológicas dos filtros lentos foram simplificadaamente caracterizadas com o intuito de se observar o desenvolvimento dos microrganismos presentes, relacionado ao período de amadurecimento e conseqüente eficiência de remoção de células de cianobactérias e cianotoxinas do tratamento. Essa caracterização permitiu verificar o desenvolvimento de zooplâncton e fitoplâncton dos filtros, dependentes da água afluyente ao mesmo, bem como a predação como possível mecanismo biológico de remoção no interior dos filtros.

A técnica utilizada para amostragem, preservação de amostras e quantificação da massa úmida de matéria orgânica já foi utilizada no Laboratório de Análise de Águas da UnB por Taira (2008).

Como já citado, os primeiros 2 centímetros da areia dos filtros foram removidos por sifonamento em todos os experimentos. Para tanto, a mesma quantidade de água era deixada acima da superfície de cada filtro e sifonada juntamente com a camada superficial de areia, de maneira uniforme. Essa areia com o material biológico aderido a ela era destinada a um recipiente previamente esterilizado e marcado de acordo com o filtro de origem. O desprendimento e homogeneização do material biológico da areia era realizado por agitação manual, com o auxílio de um bastão de vidro por aproximadamente 5 minutos. Após homogeneização, esperavam-se alguns instantes até a sedimentação da areia, quando se retiravam alíquotas de 50 mL da suspensão em quatro tubos cônicos de centrífuga para cada filtro. Dois desses tubos recebiam fixadores diferentes, um recebia

Lugol acético para fixação do fitoplâncton e o outro Formalina 4% para fixação do zooplâncton. Ambos eram armazenados em ambiente escuro, à temperatura ambiente.

A caracterização da camada biológica foi realizada mediante observações em microscópio óptico Leica, com a técnica de campo claro e aumento de até 400 vezes. Para tanto, os tubos com amostras foram agitados delicadamente com 50 inversões. Após as inversões, 100 µL de amostra foram depositados entre lâmina e lamínula. Os organismos encontrados foram fotografados e caracterizados.

5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

O capítulo de apresentação dos resultados e discussão é dividido em três itens. O item 5.1 apresenta separadamente os resultados dos experimentos de filtração com período de amadurecimento e uma comparação dos resultados com a finalidade de analisar a reprodutibilidade dos filtros lentos. O item 5.2 expõe os resultados dos experimentos com filtros sem amadurecimento. A comparação dos resultados dos filtros submetidos ou não a período de amadurecimento é abordada no decorrer dos itens 5.1.4 e 5.2.3.

Cada experimento é discutido a partir da apresentação das características da água do lago Paranoá utilizada no período correspondente. Também são discutidos os resultados relativos à turbidez, clorofila-a, coliformes totais, *Escherichia coli*, bem como de microcistinas totais e extracelulares durante os experimentos com filtração lenta.

Para avaliação da eficiência de remoção de células de *Microcystis aeruginosa* foram utilizados os valores de clorofila-a. Para dar sustentação a essa avaliação foi realizada análise de correlação entre os dados de clorofila-a e os dados de contagem de células de cianobactérias, que resultou em um coeficiente de correlação de 0,90. Com isso, foi assumido que os valores de clorofila-a durante os períodos em que a água bruta é inoculada com células *Microcystis aeruginosa* representam de forma aproximada a contagem de células desse organismo.

Para avaliação da remoção de microcistinas totais (extracelular+intracelular), face à limitação de dados de microcistinas em função de problemas com o equipamento para realização dessas análises, recorreu-se também à análise de correlação entre clorofila e microcistinas intracelulares. Resumidamente, a partir da diferença dos valores de microcistinas total e microcistinas extracelular da água bruta (ambas analisadas por meio do ELISA), foram quantificadas as microcistinas intracelulares afluentes aos filtros. Então, com os valores de clorofila-a e microcistinas intracelulares da água bruta, foi calculada correlação que resultou em um coeficiente de 0,84. Apesar desse coeficiente não ser considerado muito bom, mas aceitável para efeito de uma avaliação aproximada, a equação originada foi utilizada para calcular os dados de microcistinas intracelulares da água filtrada, a partir dos dados de clorofila-a efluente (apenas nos dias em que foram verificadas a presença de células de *M. aeruginosa* no efluente dos filtros). Portanto, os

valores de microcistinas totais apresentados para o efluente dos filtros são resultados do somatório de valores de microcistinas extracelulares, efetivamente quantificadas, e valores de microcistinas intracelulares, estimadas a partir da correlação mencionada anteriormente.

A Tabela 5.1 mostra um resumo dos 5 experimentos realizados neste trabalho e as respectivas datas de realização. Cabe lembrar que nos 3 experimentos com amadurecimento o FLA 1 foi submetido a período de amadurecimento de 20, dias e o FLA 2 de 15 dias, antes da simulação de florações de *M. aeruginosa*. Em todos os experimentos, com filtros lentos submetidos ou não ao amadurecimento, o FLA 1 e o FLA 2 eram operados em paralelo.

A ordem dos experimentos foi conciliada com a disponibilidade do cultivo de cianobactérias, já que o mesmo precisava de 15 dias para atingir o crescimento exponencial.

Tabela 5.1- Condição e período de realização dos experimentos

Experimento	Condição	Período
1	com amadurecimento	05/03/2009 a 04/04/2009
1	sem amadurecimento	24/04/2009 a 04/05/2009
2	com amadurecimento	08/05/2009 a 07/06/2009
3	com amadurecimento	12/06/2009 a 12/07/2009
1	sem amadurecimento	16/07/2009 a 26/07/2009

Por fim, o item 5.3 apresenta uma caracterização simplificada dos organismos encontrados nos primeiros centímetros de areia dos filtros lentos.

5.1 - EXPERIMENTOS COM DIFERENTES PERÍODOS DE AMADURECIMENTO

O objetivo da realização dessa etapa experimental foi avaliar a remoção de células de *M. aeruginosa* em filtros lentos, operados sob condições similares, submetidos a dois períodos distintos de amadurecimento, 15 e 20 dias, antes de serem alimentados com água contendo células dessa cianobactéria tóxica. Foram realizados três experimentos, em diferentes períodos, conforme apresentado na Tabela 5.1, com objetivo complementar de avaliar a reprodutibilidade de comportamento das unidades de filtração lenta nas condições experimentais analisadas.

Todos os experimentos eram iniciados com os filtros limpos, ou seja, a areia era lavada, seca em estufa a 150 °C por 24h, homogeneizada, e disposta nos filtros, com os cuidados descritos no capítulo Metodologia, item 4.4.3. Os filtros eram preenchidos simultaneamente, afim de favorecer a similaridade entre os mesmos

5.1.1 - Experimento 1 - FLA 1 e FLA 2 com amadurecimento

O experimento 1 foi realizado entre 05/03/2009 e 04/03/2009, período chuvoso para a cidade de Brasília/DF. Apesar disso, durante o experimento 1, a água do lago Paranoá afluente aos filtros lentos apresentou valores de turbidez compatíveis com o uso da tecnologia de filtração lenta, em torno de 3UT. A média de clorofila-a afluente foi de cerca de 13 µg/L.

A Figura 5.1 apresenta a dispersão dos valores de turbidez e clorofila-a afluente aos filtros lentos durante o experimento 1. Observa-se que de 25% a 75% dos valores de turbidez permaneceram entre 2,6 e 3,7 e os de clorofila-a, entre 7,5 e 18,5 µg/L.

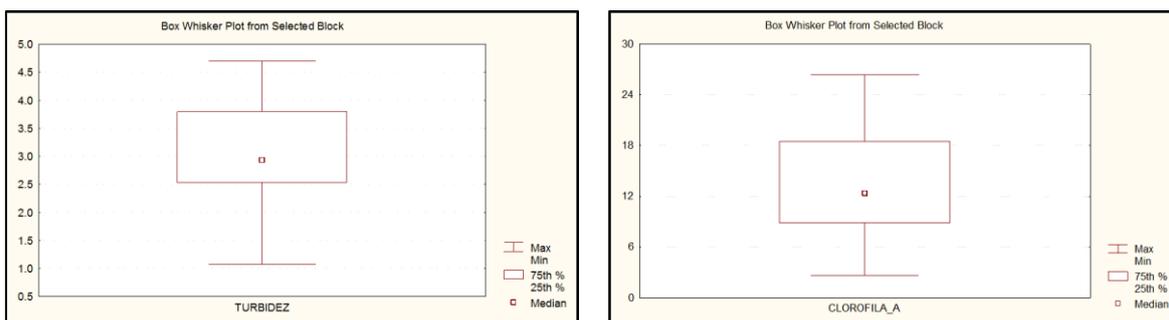


Figura 5.1 – Box Whisker Plot para valores de turbidez e clorofila-a da água do lago Paranoá afluente aos filtros durante o experimento 1, com amadurecimento (N = 30).

As características da água afluente aos filtros, com exceção dos dias de inoculação de células, estão apresentadas na Tabela 5.2. Verificam-se altos valores para coliformes totais, *E. coli*, possivelmente resultantes das chuvas que ocorreram no período.

Uma variável importante para o desempenho da atividade biológica dos filtros lentos de areia é a temperatura da água nos mesmos, pois organismos capazes de degradar microcistinas desenvolvem-se melhor a temperaturas mais elevadas, de acordo com Ho *et al.* (2007). A temperatura média aferida durante o experimento 1 foi de 27 °C ($\pm \sigma$ 1,17), 2°C acima da estudada por esses autores.

Tabela 5.2 – Características da água do lago Paranoá (sem adição de células de *M. aeruginosa*) durante o experimento 1, com amadurecimento (N=30)

	Turbidez (UT)	Clorofila-a (µg/L)	Coliformes Totais (NMP/100 mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)
Faixa	1,1 - 4,7	2,6 - 26,4	215 - 1,4x10 ⁴	ND - 1,9x10 ³	6,2-7,7	18-22
Média	3	13,34	5,4x10 ³	361,45	6,7	20
Desvio Padrão	0,87	6,26	3,8x10 ³	509	0,38	1

As Figuras 5.2 e 5.3 mostram os valores de turbidez e clorofila-a no afluente e efluente dos filtros lentos ao longo do experimento 1 (dados disponíveis no Apêndice A, Tabela A2 e A3, respectivamente). Importante lembrar que o FLA 1 foi submetido a 20 dias de operação (amadurecimento) antes da alimentação de água bruta contendo *M. aeruginosa*, enquanto o FLA 2 foi operado por 15 dias. Portanto, a operação do FLA 2 iniciava-se no sexto dia de operação do FLA 1, conforme pode ser visualizado nas Figuras 5.2 e 5.3, e demais figuras dos experimentos com amadurecimento.

A Portaria nº518 do Ministério da Saúde recomenda que o valor máximo de turbidez no efluente dos filtros lentos seja de 2UT. Nesse sentido, um dos critérios para definir o amadurecimento dos filtros lentos pode ser a produção de efluentes com valores de turbidez inferiores a esse valor. Outro critério usualmente adotado é a produção de água com presença de coliformes consistentemente baixos.

Na Figura 5.2 observa-se uma crescente melhoria da turbidez efluente de ambos os filtros durante a fase de amadurecimento, apesar de já no primeiro dia de operação o FLA 1 apresentar um efluente com turbidez inferior a 2 UT. Observa-se ainda, que o FLA 2, que entrou em operação 5 dias após o FLA 1, também apresentou efluente com valores de turbidez aceitáveis pela Portaria nº518 nos primeiros dias do experimento. É notável, portanto, a rápida resposta do FLA 2, pois no 11º dia de operação do FLA 1 e 6º dia do FLA 2, os efluentes dos filtros apresentavam valores bastante similares de turbidez.

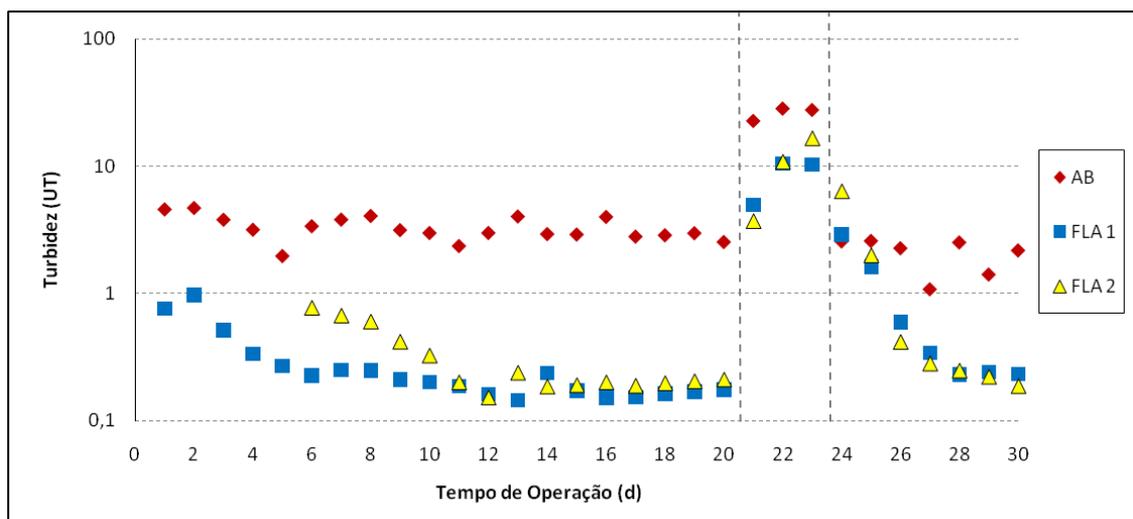


Figura 5.2 - Valores de turbidez da afluente (AB) e efluente aos filtros lentos de areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 1, com amadurecimento.

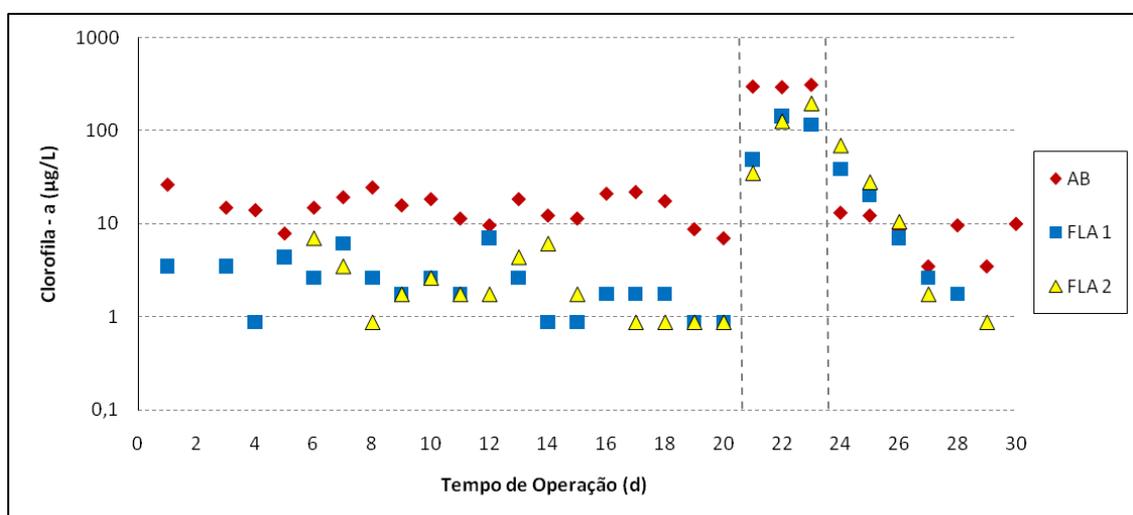


Figura 5.3 - Valores de clorofila-a afluente (AB) e efluente aos filtros lentos de areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 1, com amadurecimento.

O comportamento dos filtros lentos ao longo do tempo de amadurecimento com relação à remoção de turbidez e clorofila-a pode ser considerado similar, apesar da maior oscilação dos valores de clorofila. Tal similaridade também é observada em todas as fases do experimento, principalmente durante a fase de inoculação de células na água afluente e fase de monitoramento, fato que pode ser explicado pela presença de algas na água do lago Paranoá e pela grande contribuição de células de *Microcystis aeruginosa* inoculadas na quantificação da turbidez, já que esses organismos que contém o pigmento clorofila-a também se configuram como material particulado em suspensão.

Analisando as Figuras 5.2 e 5.3, observa-se que, nos dois primeiros dias de inoculação de células de *M. aeruginosa*, o efluente do FLA 2 apresentou menores valores de turbidez e de clorofila-a, entretanto, no último dia do mesmo período, o FLA 1 apresentou melhores resultados. Observa-se ainda que houve “traspasse” de turbidez no primeiro dia de monitoramento do FLA 1, provavelmente devido a arraste de células de cianobactérias previamente retidas no meio filtrante, conforme sugere o valor de clorofila-a no efluente do FLA 1. Já no FLA 2 esse “traspasse” e arraste de células se estendeu por mais um dia no período de inoculação. O pior desempenho do FLA 2 continuou durante o período de monitoramento.

É possível que o pior desempenho do FLA 2 seja explicado pelo fato deste filtro ter sido submetido a um menor período de amadurecimento. Nessa condição, o FLA 2 tende a possuir camada biológica menos desenvolvida e, conseqüentemente, menor obstrução da camada superficial de areia (ver dados de perda de carga), favorecendo a penetração e o arraste de células de *M. aeruginosa*. Sabe-se que, quando cultivadas em laboratório, as células de *M. aeruginosa* não formam colônias e apresentam pouca mucilagem, o que facilita seu arraste pela água no interior do meio filtrante.

Para tornar o texto mais claro, vale comentar que no presente texto o termo traspasse é usado tanto para indicar que o valor numérico (quantificação) de certa característica da água efluente dos filtros é maior do que o valor na água afluente aos filtros, como, para a situação em que o valor de certa característica no efluente excede ao Valor Máximo Permitido (VMP) indicado na Portaria MS nº 518/2004 (Brasil, 2004).

Foi verificado, portanto, no experimento 1, que tanto para turbidez, quanto para a clorofila-a, a inoculação de células de cianobactérias em altas concentrações acarretou um impacto negativo na eficiência dos filtros lentos, pois os mesmos passaram a fornecer água com valores elevados de turbidez e clorofila-a. esses valores podem ser considerados preocupantes do ponto de vista de abastecimento público, já que os altos valores de clorofila-a na água filtrada no período de inoculação de células e monitoramento estão associados à presença de cianobactérias, e suas cianotoxinas, configurando-se risco potencial para saúde humana.

A Figura 5.4 apresenta valores da concentração de microcistinas totais (estimadas) e extracelulares da água bruta afluyente aos filtros e valores da concentração de microcistinas extracelulares e totais (estimadas) nos efluentes dos filtros lentos (dados disponíveis no Apêndice A, Tabela A4). Os valores de microcistinas totais apresentados para o efluente dos filtros FLA 1 e FLA 2, representados respectivamente por um asterisco e uma cruz, foram estimados a partir do somatório da concentração de microcistinas extracelulares detectada com a concentração de microcistinas intracelular estimada como descrito no capítulo metodologia, item 4.7, a partir da correlação entre clorofila-a e microcistinas intracelular. As correlações utilizadas para as estimativas de microcistinas intracelulares podem ser verificadas no Apêndice B.

As concentrações de microcistinas totais (extracelular + intracelular) e microcistinas extracelulares encontradas na água bruta durante a fase de inoculação de células de *M. aeruginosa* foram respectivamente 80 µg/L e 3,5 µg/L para o primeiro dia de inoculação, 60 µg/L e 4,3 µg/L para o segundo dia e 77 µg/L e 8 µg/L para o terceiro dia de inoculação.

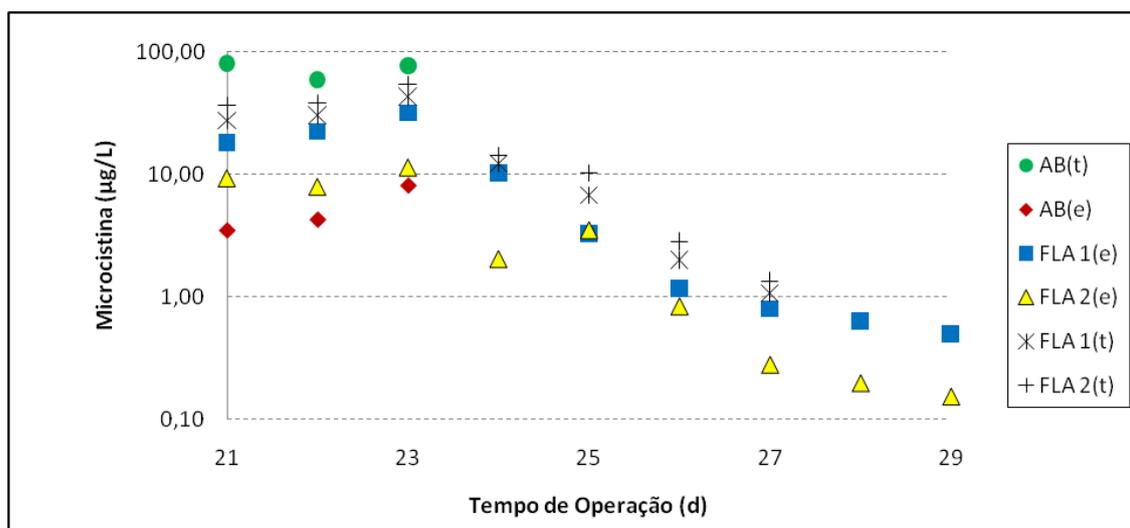


Figura 5.4 - Valores de microcistinas totais (t) e extracelulares (e) afluyente (AB) e efluente aos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 1, com amadurecimento.

Observa-se na Figura 5.4 que nos dias de inoculação (21, 22 e 23) os valores de microcistinas extracelulares no efluente do FLA 1 e do FLA 2 foram superiores aos valores de microcistinas extracelulares encontrados na água bruta, o que permite aferir que, já nas primeiras 24 horas de operação dos filtros, após a primeira inoculação, houve o

rompimento das células de *M. aeruginosa* e conseqüente liberação de microcistinas intracelular no meio filtrante.

Ainda ao analisar a Figura 5.4, observa-se que o efluente do FLA 1 e do FLA 2 apresentaram valores de microcistinas superiores ao VMP pela Portaria MS nº 518/2004, de 1 µg/L, nos três dias de inoculação de células e nos primeiros dias de monitoramento. Os maiores valores de microcistinas extracelular encontrados na água filtrada foram de 32 µg/L no efluente do FLA 1 e de 11 µg/L no do FLA 2 no terceiro dia de inoculação de células. Como, a partir dos dados de clorofila-a, observou-se que houve “traspasse” nesses dias, os valores referentes às microcistinas totais encontrados foram de cerca de 43 µg/L e 55 µg/L, respectivamente para o FLA 1 e o FLA 2.

As concentrações de microcistinas extracelulares no efluente do FLA 1 permaneceram maiores do que as do efluente do FLA 2 durante toda a fase de inoculação de células e de monitoramento, o que sugere inferir que quanto mais células forem retidas no meio filtrante, maior será a possibilidade de serem encontradas microcistinas dissolvidas, resultantes da lise celular, no efluente do filtro lento. Como o FLA 1 foi capaz de reter maior quantidade de células, de acordo com dados de clorofila-a, maiores quantidades de microcistinas extracelulares foram encontradas no efluente desse filtro.

Entretanto, o balanço de massa realizado para verificar a eficiência global de remoção de microcistinas, apresentado na Tabela 5.3, revelou que o filtro submetido a um maior período de amadurecimento foi capaz de apresentar melhor desempenho quanto à remoção de microcistinas totais.

Tabela 5.3 – Remoção de microcistinas total considerando o balanço de massa nas fases de inoculação e monitoramento do experimento 1, com amadurecimento.

Balanço de massa de microcistina total afluente e efluente aos FLAs (µg)					
Microcistinas Totais	Afluente	Microcistina Efluente		Remoção	
	AB	FLA 1	FLA 2	FLA 1	FLA 2
	7404,32	4221,71	5410,57	43%	27%

É relevante colocar que, apesar de o balanço apresentado ser uma estimativa, os valores de clorofila-a efluentes são originários de células de *M. aeruginosa* inoculadas à água afluente, por isso, é fato que a menor eficiência do FLA 2 quanto a remoção de microcistinas totais decorre da maior quantidade de microcistinas intracelulares presente no efluente, segundo dados de clorofila-a já comentados.

Outra preocupação com relação ao desempenho da filtração lenta é a eficiência de remoção de coliformes totais e *Escherichia coli*, pois a remoção dessas bactérias não só indica o nível de amadurecimento e o desempenho geral dos filtros ao longo do tempo de operação, como é fundamental para garantia de menor risco microbiológico para a população abastecida. Observa-se na Figura 5.5 que de modo geral o FLA 1 apresentou melhores resultados que o FLA 2 (dados disponíveis no Apêndice A, Tabela A6). A partir do 4º dia de amadurecimento, ocorreram dias em que não foi detectada a presença de coliformes totais no efluente do FLA 1 em maior frequência do que no FLA 2. Valores de coliformes totais não detectáveis pelo método não estão expressados na Figura 5.5 mas podem ser visualizados no Apêndice I. Enquanto o FLA 1 apresentou resultados positivos para coliformes totais em 60% dos dias de operação, no efluente do FLA 2 foram detectados coliformes totais em 80% dos dias de operação. Ausência do valor de coliformes totais (quadrado azul ou triângulo amarelo) na Figura 5.5 correspondem a análises que não foram detectados esses organismos nas amostras coletadas do efluente do FLA 1 ou do FLA 2.

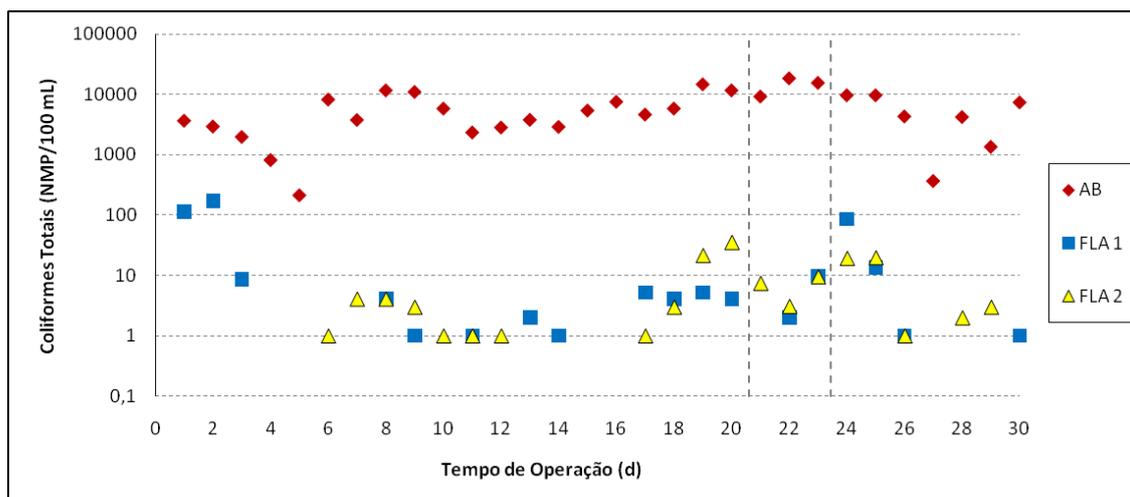


Figura 5.5 - Valores de coliformes totais da água afluenta e efluente aos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 1, com amadurecimento (AB= Água Bruta).

A Tabela 5.4 apresenta valores mínimos e máximos encontrados nas análises das amostras de água bruta e água filtrada nas diferentes fases do experimento. Dos dados obtidos, pode-se deduzir que a eficiência de remoção de coliformes totais e *E.coli* dos FLAs não foi prejudicada nos dias de inoculação de células de *M. aeruginosa*, porém, nos dois primeiros dias de monitoramento, observa-se uma tendência de aumento nos valores detectados das bactérias do grupo coliformes no efluente dos filtros, o que sugere que a lise das células de *M. aeruginosa* e conseqüente liberação de microcistinas pode ter afetado organismos da

camada biológica dos FLAs responsáveis pela remoção de coliformes totais e *E. coli*, fenômeno, preocupante, já relatado por Sá (2006).

Tabela 5.4 - Valores mínimos e máximos de Coliformes Totais e *E. coli* encontrados nas amostras de água bruta e água filtrada (FLA 1 (AF) e FLA 2 (AF)) durante o experimento 1, com amadurecimento

Fase	Valor encontrado	Água Bruta		FLA 1 (AF)		FLA 2 (AF)	
		C.Totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i>	C.Totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i>	C.Totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i>
Amadurecimento	Mínimo	215	ND	ND	ND	0,01	ND
	Máximo	14485	1972,5	172,3	2	21,8	2
Inoculação de <i>M. aeruginosa</i>	Mínimo	9135	185	ND	ND	3,1	ND
	Máximo	18175	752,5	9,8	3,1	9,6	1
Monitoramento	Mínimo	370	20	ND	ND	9,6	ND
	Máximo	9572	1354	86,2	13,2	20	2

ND = Não Detectável; C. Totais = Coliformes Totais

O desenvolvimento da perda de carga durante o experimento 1 foi inferior a 5 cm em ambos os filtros ao longo dos 30 dias de experimento (Figura 5.6), embora a perda de carga do FLA 1 seja um pouco maior que a do FLA 2. Esse valor difere bastante do encontrado por Sá (2006), que nos primeiros 15 dias de amadurecimento do filtro lento operado em condições bastante similares à do experimento 1, relata que o filtro apresentava cerca de 15 cm de perda de carga. O pequeno valor de perda de carga observado no experimento 1 pode ser indicativo de um “pobre” desenvolvimento da *schmutzdecke*, que segundo Campos *et al.* (2006), é a principal responsável pelo crescimento da perda de carga. O desenvolvimento “pobre” da *schmutzdecke* pode ter sido influenciado por alguma falha no procedimento de montagem dos filtros, com a disposição de uma fração granulométrica mais grossa na superfície do meio filtrante, o que impediu a acumulação inicial de partículas na superfície da areia, fenômeno fundamental para o desenvolvimento da camada biológica.

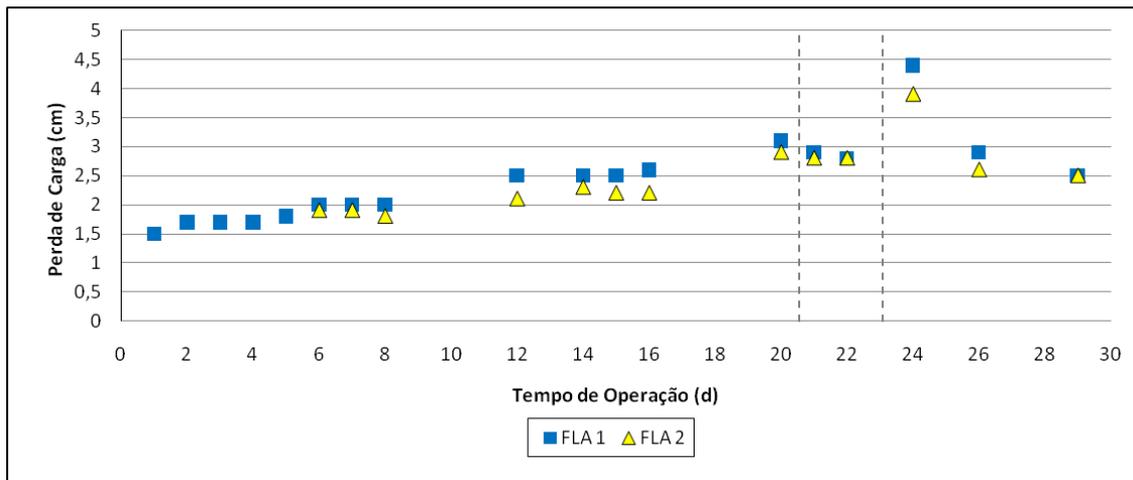


Figura 5.6 - Desenvolvimento da perda de carga total nos FLA 1 e FLA 2 durante o experimento 1, com amadurecimento.

O pouco ou pobre desenvolvimento da camada biológica pode ter contribuído para baixa eficiência de remoção de células de *M. aeruginosa* observada nos dois filtros (Tabela 5.5), ou mesmo de microcistinas (Tabela 5.3), e pode explicar também a menor eficiência de remoção do FLA 2 em relação ao FLA 1, pois a perda de carga do FLA 2 foi consistentemente menor do que do FLA 1 durante o período de amadurecimento, indicando a menor obstrução do filtro, e sugerindo ainda menor desenvolvimento da *schmutzdecke* no FLA 2.

Ainda analisando a Figura 5.6, observa-se maior crescimento da perda de carga nos dias de inoculação de células, decorrente dos elevados valores de turbidez e clorofila-a afluente aos filtros lentos. Contudo, a partir do 26º dia de operação para o FLA 1 e 21º para o FLA 2, a perda de carga total diminui gradualmente até 2,5 cm.

O recuo do valor da perda de carga não é comum em filtros lentos que removem turbidez (material particulado) de natureza inerte, mas já foi observado por vários autores (Mello, 1998; Souza Jr, 1999 e Sá, 2006) em filtros lentos tratando água contendo algas e cianobactérias. Nesses casos, e na situação observada no presente trabalho, o aumento da perda de carga no período de inoculação se deve à elevada carga de biomassa de células de cianobactérias. Posteriormente, com o arraste parcial de células e a lise das mesmas, há a redução do acumulo de material na superfície e primeiros centímetros do filtro, com redução da perda de carga. Entretanto, quando ocorre a lise celular, há liberação de compostos orgânicos que servem de alimento para os organismos presentes na

schmutzdecke, isso acarreta uma redução gradual da perda de carga no período de monitoramento.

Tabela 5.5 – Remoção de clorofila-a nos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) baseada no balanço de massa das diferentes fases do experimento 1, com amadurecimento.

Balanço de massa de clorofila-a em µg e percentuais de remoção					
Experimento 1	Água Bruta	FLA 1 (AF)	Remoção	FLA 2 (AF)	Remoção
Amadurecimento	7360,3	1795,2	82%	1196,8	84%
Inoculação	30458,6	10472,0	66%	12207,4	60%
Monitoramento	2076,4	2393,6	-15%	3769,9	-82%
Inocul. + Monit.	32535,0	12865,6	60%	15977,3	51%

Enfim, os resultados apresentados para o experimento 1 indicam que os 5 dias a mais de amadurecimento do FLA 1 pouco influenciaram na qualidade do efluente quanto à turbidez, coliformes totais e *E. coli*, quando comparado ao FLA 2. Contudo, com relação à remoção de clorofila-a e microcistinas, o maior período de amadurecimento do FLA 1 parece influenciar positivamente. Apesar da maior retenção de células de *M. aeruginosa* no FLA 1 promover a maior liberação de microcistinas extracelular, a eficiência global de remoção de microcistinas total do FLA 1 foi notadamente maior do que a do FLA 2. Entretanto é importante lembrar que os valores apresentados na Tabela 5.3 foram estimados e o valor real da diferença de remoção de microcistinas total nas unidades depende da análise direta das amostras coletadas.

5.1.2 - Experimento 2 - FLA 1 e FLA 2 com amadurecimento

O experimento 2 foi realizado de 08/05/2009 a 07/06/2009, período considerado de clima seco para a cidade de Brasília/DF, e com o objetivo de avaliar a reprodutibilidade do comportamento dos filtros lentos quando submetidos a diferentes períodos de amadurecimento.

A Tabela 5.6 apresenta faixas de valores para as características da água do lago Paranoá, com exceção dos dias de inoculação de células de *M. aeruginosa*, afluente aos filtros. Apesar de o período ser considerado seco, chuvas intermitentes propiciaram valores de turbidez afluente maiores durante alguns dias de experimento, o que originou uma variação de valor de 1,5 a 10,5 UT afluente. A tabela também apresenta valores de clorofila-a, pH, alcalinidade, coliformes totais e *E. coli* para o período de estudo. Tais valores estão na faixa dos comumente encontrados para a água do lago Paranoá nos últimos anos.

A temperatura média na coluna d'água dos filtros lentos foi de 25 °C ($\pm \sigma$ 1,6), considerada favorável para o desenvolvimento dos microrganismos no meio filtrante, o que possivelmente permite melhor eficiência do tratamento.

Tabela 5.6 - Características da água do lago Paranoá (sem adição de células de *M. aeruginosa*) durante o experimento 2, com amadurecimento (N = 30)

	Turbidez (UT)	Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$)	Coliformes Totais (NMP/100 mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO_3)
Faixa	1,5-10,5	4,0-13,0	$10-1,4 \times 10^4$	$\text{ND}-1,3 \times 10^3$	6,7-7,8	17-22
Média	3,9	7,29	$2,0 \times 10^3$	124,4	7,45	21
Desvio Padrão	2,06	2,34	$2,7 \times 10^3$	265	0,19	2

Apesar dos dados de turbidez apresentarem uma faixa maior de valores, nos primeiros dias de experimento a turbidez afluyente aos filtros foi inferior à do experimento 1. O mesmo comportamento foi observado para valores de clorofila-a afluentes.

Valores de dispersão dos dados no decorrer do experimento 2 estão representados pelos “Box plot” da Figura 5.7, no qual verifica-se que grande parte dos valores de turbidez estão abaixo de 5 UT e de clorofila-a abaixo de $9 \mu\text{g/L}$.

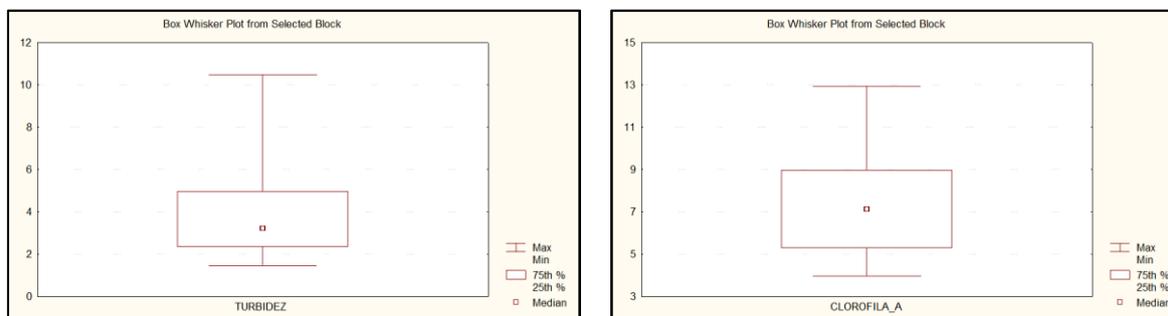


Figura 5.7 - Box Whisker Plot para valores de turbidez e clorofila-a da água do lago Paranoá afluyente aos filtros durante o experimento 2, com amadurecimento (N = 30).

Diferentemente do que foi observado no experimento 1, quando os dois filtros lentos apresentaram camada biológica pouco desenvolvida, hipótese sustentada principalmente pelo pequeno desenvolvimento da perda de carga, no experimento 2, houve considerável desenvolvimento da perda de carga no FLA 2, submetido ao menor período de amadurecimento (Figura 5.8). O maior desenvolvimento da perda de carga resultante do crescimento da camada biológica (Campos *et al.*, 2006), é justificada pela maior remoção de clorofila-a do FLA 2 durante esse experimento (Tabela 5.7).

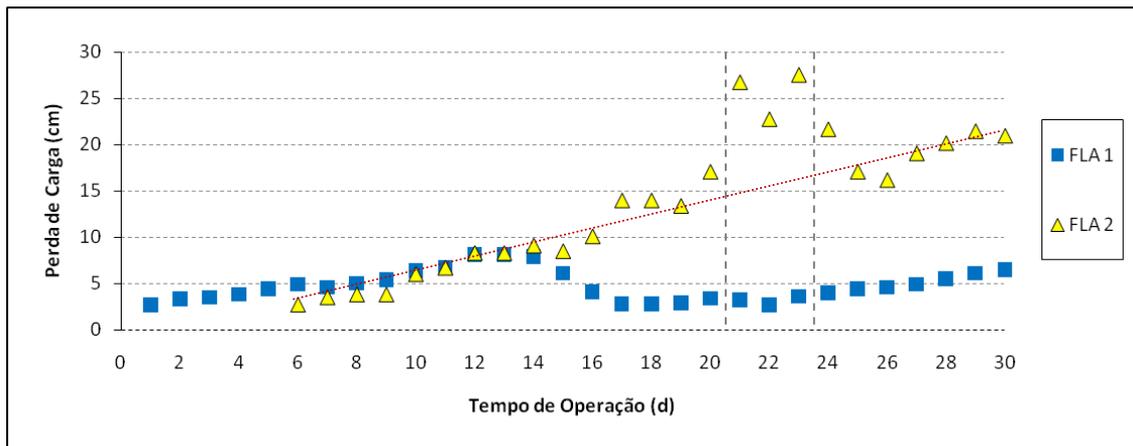


Figura 5.8- Desenvolvimento da perda de carga nos FLA 1 e FLA 2 durante o experimento 2, com amadurecimento.

A diferença de comportamento do desenvolvimento da perda de carga observada na Figura 5.8 pode, a princípio, ser explicada pela menor vazão de alimentação do FLA 1, identificada no 16º dia de operação, devido a um problema no cabeçote da bomba dosadora que alimentava essa unidade. Apesar de sanado o problema de controle da vazão, a perda de carga no FLA 1 não cresceu significativamente, diferente do que ocorreu no FLA 2. Uma hipótese que pode ser levantada é que, sendo alimentado com uma menor vazão, o FLA 1 recebeu menor carga de matéria orgânica, o que pode ter refletido no desenvolvimento ou desequilíbrio da comunidade biológica.

Verifica-se na Figura 5.8 que o desenvolvimento da perda de carga no FLA 2 cresceu gradativamente até o 20º dia de operação. No entanto, no 1º dia de inoculação de células, houve acúmulo de *Microcystis aeruginosa* na superfície do filtro, o que elevou abruptamente a perda de carga total do FLA 2 em 9,7 cm em 24h. No período de monitoramento, a tendência de crescimento da perda de carga voltou às condições anteriores à inoculação de células, como observado pela linha vermelha tracejada da Figura 5.8.

O retorno às condições anteriores de crescimento da perda de carga no FLA 2, a partir do 26º dia de experimento, pode ser resultado da diminuição de matéria orgânica em excesso afluente ao filtro, originária das células de *M. aeruginosa* durante os 3 dias de inoculação, bem como do arraste de células, durante o período de monitoramento, para camadas inferiores, minimizando a colmatação superficial.

A Figura 5.9 apresenta valores de turbidez obtidos durante a realização do experimento 2 (dados disponíveis no Apêndice A, Tabela A2). Possivelmente, baixos valores de turbidez da água afluente aos filtros lentos nos primeiros dias de experimento favoreceram que os valores do efluente do FLA 1 fossem inferiores a 1 UT durante os 5 dias iniciais de operação. Diferentemente do que ocorreu no experimento 1, no experimento 2 não foi verificada melhoria gradativa, ao longo do período de operação, dos valores de turbidez no efluente do FLA 1, caracterizando o pobre amadurecimento desse filtro.

No entanto, apesar do FLA 2 ter entrado em operação 5 dias após o início da operação do FLA 1, aquele apresentou valores de turbidez efluente no 4º dia de operação (9º dia de experimento) mais baixos do que os apresentados pelo FLA 1, permanecendo com esse comportamento por mais 8 dias seqüentes, conforme Figura.

A Figura 5.10 permite observar que os valores de clorofila-a afluentes e efluentes aos filtros seguiram a mesma tendência dos valores apresentados para turbidez (dados disponíveis no Apêndice A, Tabela A3). Observa-se que o desempenho de ambos os filtros foi bastante similar, com valores de clorofila-a efluentes próximos de 1 µg/L durante quase todo período de amadurecimento, não sendo observada melhoria gradativa com o transcorrer desse período.

No 14º dia de experimento, o efluente do FLA 2 apresentou um valor elevado para clorofila-a, o que pode ser associado a um provável erro metodológico, já que a água afluente não contava com quantidade significativa do pigmento fotossintetizante nesse dia.

Quanto ao período de simulação de floração de *M. aeruginosa*, o comportamento dos filtros com diferentes períodos de amadurecimento também ocorreu de maneira similar, porém novamente distinta do experimento 1. Agora, o FLA 2, com menor período de amadurecimento, apresentou menores valores de turbidez e clorofila-a efluentes no primeiro dia de inoculação, caracterizando maior retenção de células. Nos dois dias posteriores de inoculação, os filtros apresentaram valores próximos de clorofila-a efluente. Outra diferença com relação ao experimento 1 foi verificada quanto ao traspasse de turbidez, que ocorreu apenas no 1º dia seqüente ao período de inoculação.

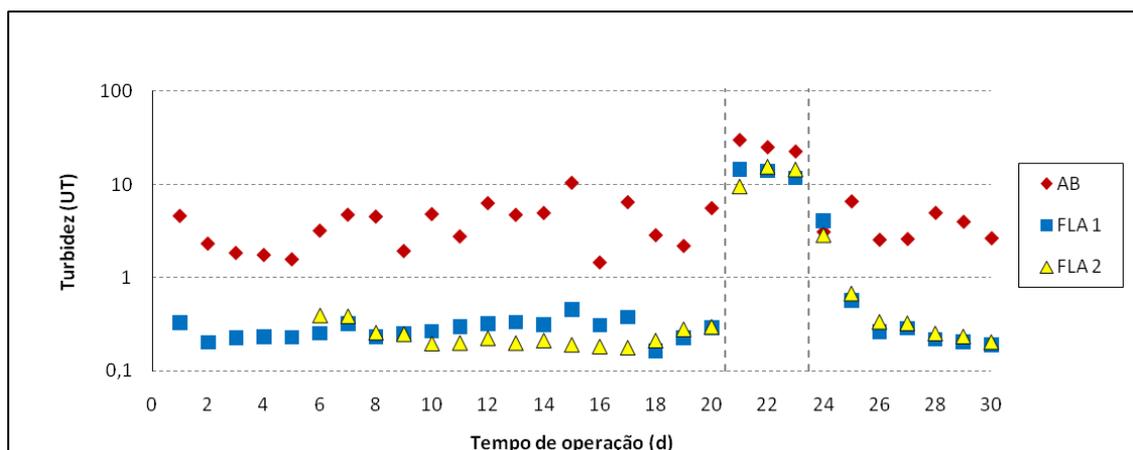


Figura 5.9 - Valores de turbidez da Água Bruta (AB) afluyente e efluente aos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 2, com amadurecimento.

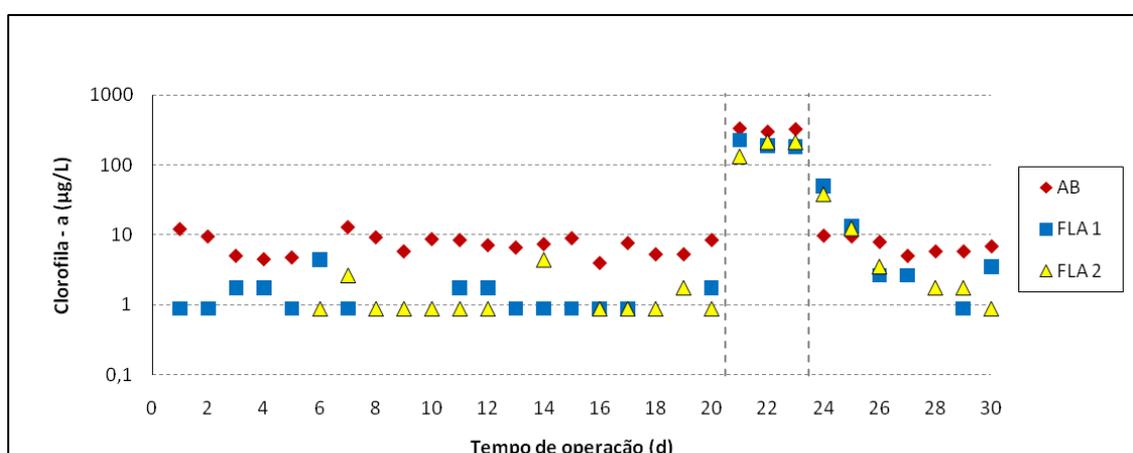


Figura 5.10 - Valores de clorofila-a da Água Bruta (AB) afluyente e efluente aos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 2, com amadurecimento.

Caso os dados do experimento 2 fossem comparados ao padrão de turbidez que a Portaria nº 518 estabelece para efluentes de filtros lentos, durante o período de inoculação e no 1º dia do monitoramento, os valores de turbidez efluente do FLA 1 e do FLA 2 não seriam aceitáveis para abastecimento público. Contudo, os filtros já apresentavam valores seguros de turbidez, abaixo de 1 UT, no 2º dia de monitoramento.

O “traspasse” de células de cianobactérias no experimento 2 foi caracterizado a partir da realização do balanço de massa para a clorofila-a. Após ser verificado arraste de células no experimento 1, principalmente no FLA 2, verificou-se a necessidade de quantificar a clorofila-a (células) que passaria e a clorofila-a que ficaria retida no interior dos filtros. Por isso, nos 3 dias de inoculação de células de *M. aeruginosa* e nos 3 dias seguintes do monitoramento, toda água filtrada era recolhida durante 24 horas, sempre respeitando os intervalos de tempo das carreiras de filtração.

Observa-se no gráfico da Figura 5.11 e nos dados de remoções apresentados na Tabela 5.7, que houve “trasparse” nos 2 dias seqüentes ao período de simulação de floração, principalmente no FLA 1, para o qual, por apresentar maior período de amadurecimento, esperava-se maior remoção de clorofila-a.

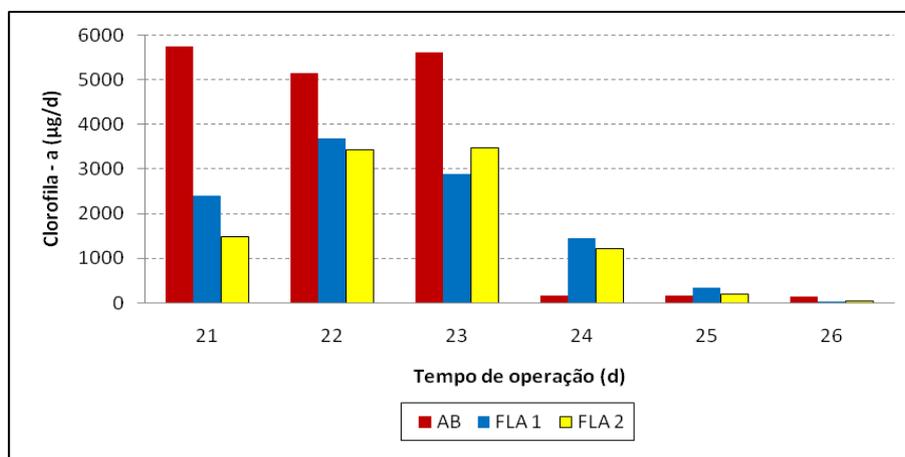


Figura 5.11 – Valores diários da massa de clorofila-a afluenta (AB) e efluente aos filtros lentos nos 3 dias de inoculação e 3 dias seqüentes do monitoramento.

Tabela 5.7 - Remoção de clorofila-a nos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) baseada no balanço de massa das diferentes fases do experimento 2, com amadurecimento.

Balanço de massa de clorofila-a em µg e percentuais de remoção					
Experimento 2	Água Bruta	FLA 1 (AF)	Remoção	FLA 2 (AF)	Remoção
Amadurecimento	3752,0	718,1	86%	598,4	84%
Inoculação	32977,8	20375,5	38%	18729,9	43%
Monitoramento	1723,4	2483,4	-44%	1974,7	-15%
Inocul. + Monit.	34701,2	22858,9	34%	20704,6	40%

Outras evidências de que o FLA 2 foi mais eficiente do que o FLA 1, foram os valores de coliformes totais e *E. coli.*, inferiores aos do FLA 1, apresentados na água filtrada pelo FLA 2. A Figura 5.12 permite verificar que o FLA 2 se comportou de maneira mais eficiente desde seu primeiro dia de operação com relação à remoção de coliformes totais, e que, apesar da água bruta afluenta também ter apresentado valores baixos de coliformes totais nesses dias, o efluente do FLA 2 manteve concentrações inferiores de coliformes totais durante todo o período de operação (dados disponíveis no Apêndice A, Tabela A6).

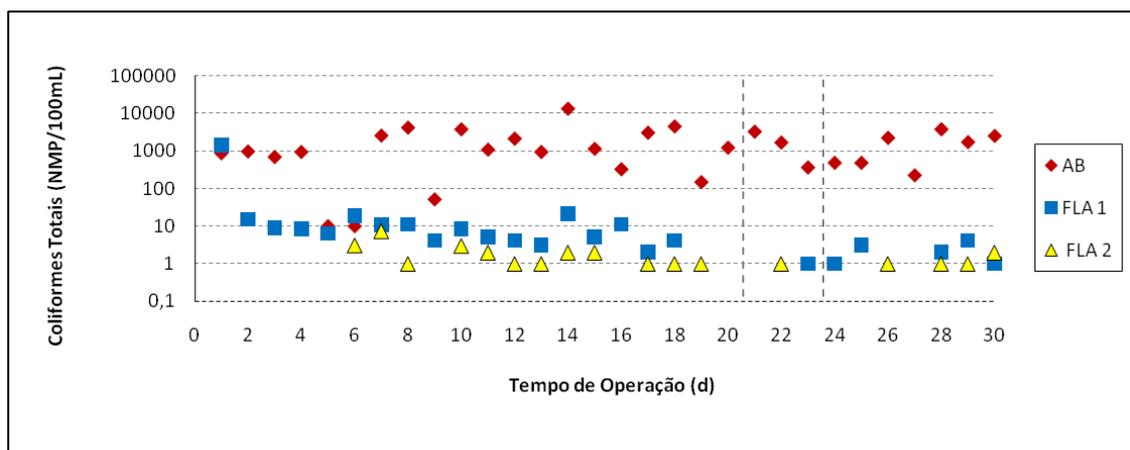


Figura 5.12 - Valores de coliformes totais da Água Bruta (AB) afluyente e efluente aos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 2.

A Tabela 5.8 apresenta faixas de valores encontrados para concentração de coliformes totais e *E. coli*. na água afluyente e efluente aos filtros. Infere-se a partir da Tabela e da Figura 5.12, que durante o período de inoculação de células de *M. aeruginosa* e monitoramento, a eficiência dos filtros lentos não foi prejudicada quanto à remoção dessas bactérias, pois a tendência de remoção de coliformes totais e *E. coli* continuou a mesma se comparada a apresentada antes da inoculação. Além disso, os valores das concentrações desses organismos no efluente dos filtros foram baixos.

Tabela 5.8 - Valores mínimos e máximos de Coliformes Totais e *E. coli* encontrados nas amostras de água bruta e água filtrada (FLA 1 (AF) e FLA 2 (AF)) durante o experimento 2, com amadurecimento

Fase	Valor encontrado	Água Bruta		FLA 1 (AF)		FLA 2 (AF)	
		C.Totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i>	C.Totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i>	C.Totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i>
Amadurecimento	Mínimo	10	ND	ND	ND	ND	ND
	Máximo	13734	1366	1413,6	6,3	7,4	1
Inoculação de <i>M. aeruginosa</i>	Mínimo	370	40	ND	ND	ND	ND
	Máximo	3348	370	1	ND	1	ND
Monitoramento	Mínimo	228,5	10	ND	ND	ND	ND
	Máximo	3870	270	4,1	ND	2	1

ND = Não Detectável; C. Totais = Coliformes Totais

Não foram realizadas análises de microcistinas da água afluyente e efluente dos filtros lentos durante o experimento 2, contudo, pode-se verificar diante dos resultados apresentados de perda de carga, turbidez, clorofila-a, coliformes totais e *E. coli*., que o comportamento dos filtros lentos não pode ser considerado reproduzível com relação ao experimento 1, mesmo quando em condições ambientais (luminosidade e temperatura) e

operacionais similares. Apesar do FLA 2 ter sido submetido a menor período de amadurecimento, há indícios de que essa unidade apresentava camada biológica mais desenvolvida, resultando em eficiência da remoção de biomassa de *M. aeruginosa* de 40% no FLA 2 e de 34% no FLA 1, reforçando a importância da maturidade biológica do filtro e, ao mesmo tempo, a influência de outros fatores, além do tempo de operação, no processo de maturação.

5.1.3 - Experimento 3 - FLA 1 e FLA 2 com amadurecimento

O último experimento com filtros lentos submetidos a períodos de amadurecimento foi realizado entre 12/06/2009 e 12/07/2009. As características da água do lago Paranoá durante o período do experimento, com exceção dos dias de inoculação de células de *M. aeruginosa*, estão apresentadas na Tabela 5.9.

Tabela 5.9 - Características da água do lago Paranoá (sem adição de células de *M. aeruginosa*) durante o experimento 3, com amadurecimento (N = 30)

	Turbidez (UT)	Clorofila-a (µg/L)	Coliformes Totais (NMP/100 mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)
Faixa	1,3-17	1,8-11,6	108-1x10 ⁴	1-1,8x10 ³	6,9-7,6	20-26
Média	3,7	4,8	2,4x10 ³	286,2	7,4	23
Desvio Padrão	3,2	2,3	2,8x10 ³	421,7	0,2	2

Valores de turbidez e clorofila-a afluentes aos filtros foram, em média, baixos, bem como valores de coliformes totais e *E. coli*. A temperatura média nos filtros lentos foi de 25°C ($\pm \sigma$ 1), favorável ao desenvolvimento da camada biológica.

Observa-se na Figura 5.13, que além das médias de turbidez e clorofila-a terem sido baixas, de 3,7UT e 4,8 µg/L, respectivamente, os valores afluentes, para essas características, permaneceram na maior parte do tempo compatíveis aos valores adequados ao tratamento por filtração lenta.

Os resultados das análises de turbidez da água bruta e filtrada relativos ao experimento 3 estão apresentados na Figura 5.14, assim como a Figura 5.15 apresenta dados das análises de clorofila-a nas mesmas amostras (dados disponíveis no Apêndice A, Tabela A2 e Tabela A3, respectivamente).

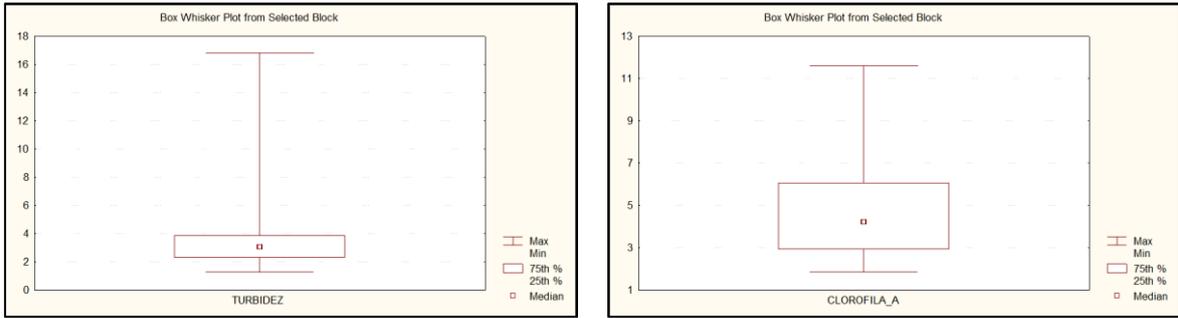


Figura 5.13 - Box Whisker Plot para valores de turbidez e clorofila-a da água do lago Paranoá afluente aos filtros durante o experimento 3, com amadurecimento (N = 30).

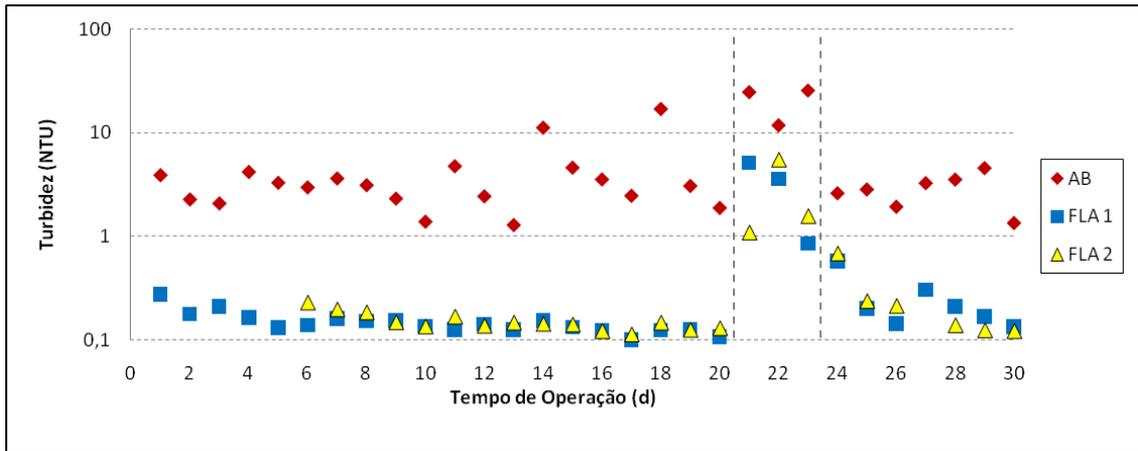


Figura 5.14 - Valores de turbidez da Água Bruta (AB) afluente e efluente dos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 3, com amadurecimento.

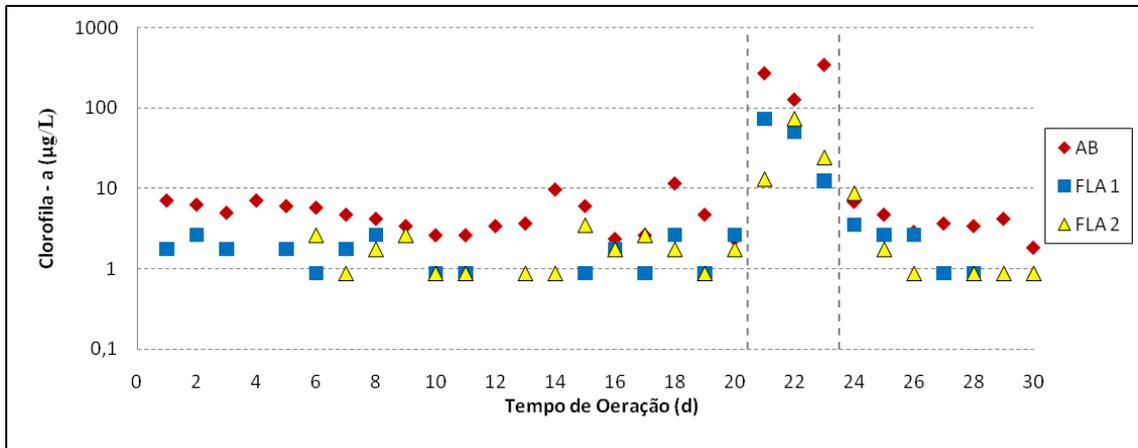


Figura 5.15 - Valores de clorofila-a da Água Bruta (AB) afluente e efluente dos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 3, com amadurecimento.

A comparação das Figuras 5.14 e 5.15 permite verificar que, no período de amadurecimento, enquanto os valores de turbidez na água filtrada variavam pouco, próximos nos dois filtros, os valores de clorofila nos efluentes apresentaram maior variabilidade, talvez influenciados pelos menores valores afluentes e a sensibilidade do método de determinação. Os valores de turbidez dos efluentes do FLA 1 e do FLA 2

mantiveram-se abaixo de 0,3UT em todo período de amadurecimento e também foi verificada, como no experimento 1, a melhoria nos valores de turbidez do efluente dos filtros ao longo desse período.

Quanto ao período de inoculação de células de *M. aeruginosa*, é relevante observar que no segundo dia houve uma diminuição considerável do valor de clorofila-a afluente ao filtro (cerca de 180 µg/L) em relação aos demais dias de inoculação tanto deste experimento como dos anteriores. A menor biomassa de células (clorofila-a) foi confirmada a partir da contagem de células da amostra. Além disso, durante essa contagem de células foi constatada contaminação do cultivo de *M. aeruginosa* por um rotífero, identificado como *Lecane inermis*.

A Figura 5.16 apresenta a fotografia do rotífero *Lecane inermis* registrada no momento da contagem de células do cultivo e o ovo do mesmo, fato que sugere que o meio de cultivo das cianobactérias (ASM-1) é favorável à reprodução do rotífero.

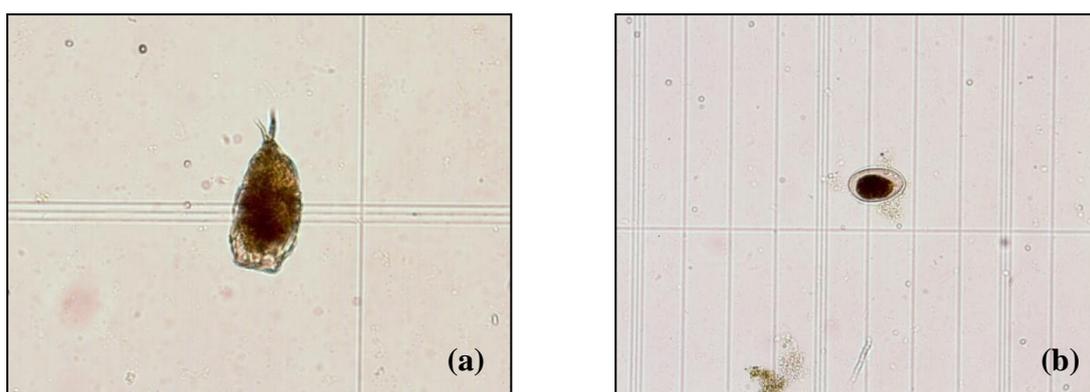


Figura 5.16 – Rotífero *Lecane inermis* encontrado no cultivo do 2º dia de inoculação do experimento 3 (a) e o ovo do microrganismo (b) - aumento de 400 vezes.

Os rotíferos, em geral, se alimentam filtrando a água, e “pastando” nos campos de algas, succionando outros organismos. Habitam em todo tipo de água, desde lagos mais profundos até pequenas acumulações de água. Além disso, os órgãos digestivos dos rotíferos constituem uma perfeita máquina “prensadora e trituradora” de acordo com Streble e Krauter (1985).

Assim, verifica-se nas Figuras 5.14 e 5.15, que diferente do que ocorreu no experimento 1 e 2, com amadurecimento, no experimento 3, houve pequeno “traspasse” de clorofila-a no FLA 2 durante o período de monitoramento. É possível que a presença do rotífero tenha

favorecido (direta ou indiretamente) a lise das células de *M. aeruginosa* ainda no reservatório de água bruta e na coluna de água acima do meio filtrante, como na própria areia do filtro (primeiros centímetros), que apresenta ambiente favorável a sobrevivência desses organismos, segundo Haarhoff e Cleasby (1991). Contudo, não se pode afirmar que houve predação, pelo fato de quantidades elevadas de microcistinas terem sido encontradas na amostra da água bruta afluente aos filtros no segundo e no terceiro dia de inoculação. A predação (ingestão das células de *M. aeruginosa*) pelo rotífero poderia ser claramente caracterizada, caso o desaparecimento das células tóxicas fosse acompanhado do desaparecimento da toxina.

O balanço de massa de clorofila-a realizado no experimento 3, durante os 3 dias de inoculação e os 3 primeiros dias de monitoramento, apresentado na Figura 5.17 comprova melhor eficiência dos filtros lentos nesse experimento, bem como demonstra o pequeno traspasse de células do FLA 2 no 1º dia de monitoramento. Nesse dia, o efluente do FLA 2 foi superior em 1,93 µg/L se comparado à concentração de clorofila da água bruta afluente.

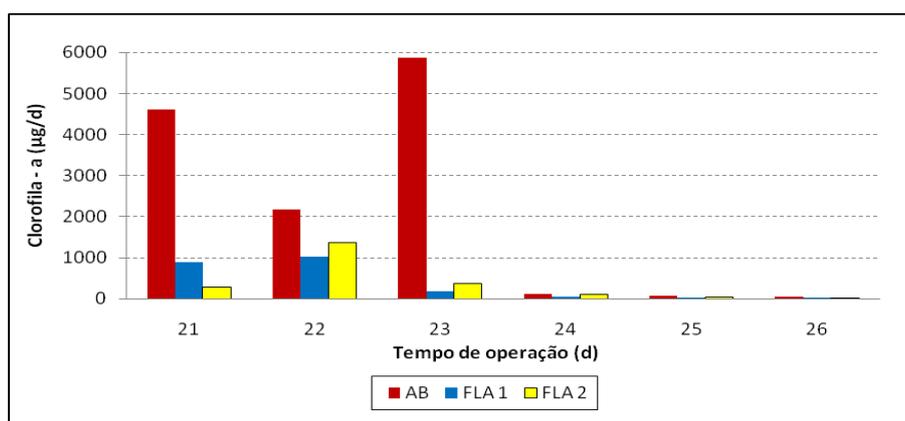


Figura 5.17 - Valores diários da massa de clorofila-a afluente (AB) e efluente aos filtros lentos nos 3 dias de inoculação e 3 dias seqüentes do monitoramento no experimento 3.

A quantidade de microcistinas totais e extracelulares afluentes aos filtros nos dias de inoculação de células de *M. aeruginosa* foi, respectivamente, de 52 µg/L e 12 µg/L no primeiro dia de inoculação, de 88 µg/L e 71 µg/L no segundo dia e de 86 µg/L e 29 µg/L no terceiro dia. No caso do experimento 3, observa-se que os valores de microcistinas da água bruta não acompanham a mesma tendência dos valores de clorofila-a, possivelmente, pelo fato das células terem sido inoculadas já lisadas.

Nesse sentido, as microcistinas intracelulares afluentes aos filtros no segundo dia de inoculação de células de *M. aeruginosa* quantificava apenas 19% das microcistinas totais, sendo que, em condições normais, as microcistinas intracelulares representavam de 60% a 70% do valor total de toxina.

Assim, as maiores concentrações de microcistinas extracelulares e totais da água filtrada também foram encontradas no 2º dia de inoculação de células de *M. aeruginosa*, com valores de cerca de 28 µg/L e 37 µg/L no efluente do FLA 1 e de 35 µg/L e 48 µg/L no efluente do FLA 2, respectivamente. Como havia poucas células no afluente, as microcistinas podem ter sido carregadas pela água, o que elevou a concentração da toxina na água filtrada. Além disso, também pode ter ocorrido lise das células de *M. aeruginosa* adicionadas no dia anterior, e conseqüente liberação de microcistinas que, que se somaram às afluentes do segundo dia de inoculação, resultando em valores mais altos.

Os valores de microcistinas totais (estimadas) e extracelulares afluentes e efluentes aos filtros lentos podem ser observados na Figura 5.18 (dados disponíveis no Apêndice A, Tabela A5). Nota-se, entretanto, que a partir do 3º dia de monitoramento do FLA 2 e do 4º dia do FLA 1, o efluente dos filtros apresentou valores de microcistinas inferiores ao VMP pela Portaria MS nº 518/2004.

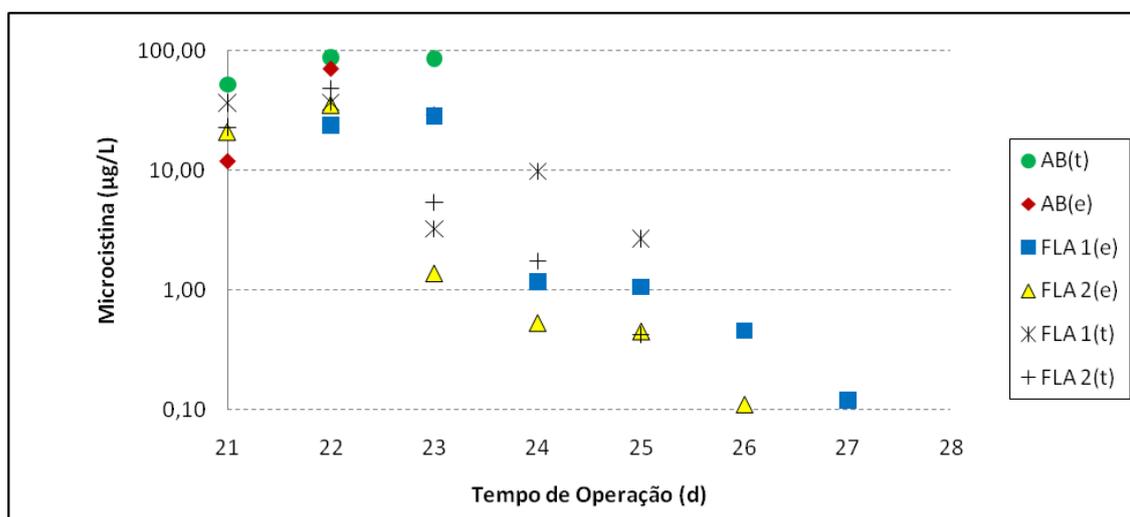


Figura 5.18 - Valores de microcistinas total (t) e extracelular (e) afluente (AB) e efluente dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 3, com amadurecimento.

O somatório das microcistinas totais afluentes e efluentes dos filtros está apresentado na Tabela 5.10. Observa-se que o valor de remoção global de microcistinas do FLA 1 e do

FLA 2 é diferente em apenas 5%. Agora, o FLA 2 (submetido a 5 dias a menos de amadurecimento) removeu maiores quantidades de microcistinas. Resultado esse contrário ao do FLA 2 no experimento 1.

Tabela 5.10 – Remoção de microcistinas total considerando o balanço de massa nas fases de inoculação e monitoramento do experimento 3, com amadurecimento

Balanço de massa de microcistina total afluente e efluente aos FLAs (µg)					
Microcistinas Totais	Microcistina Afluente	Microcistina Efluente		Remoção	
	AB	FLA 1	FLA 2	FLA 1	FLA 2
	7693,00	3064,99	2691,40	60%	65%

É relevante mencionar que durante o experimento 3, os filtros podem ter apresentado melhores resultados quanto à remoção de clorofila-a pelo fato das células adicionadas de *M. aeruginosa* estarem lisadas quando afluentes. Pois, a partir da lise das células, grandes quantidades de microcistinas dissolvidas foram direcionadas aos filtros. Assim, a partir dos resultados de remoção de microcistinas total, melhores quando maiores quantidades de toxina dissolvidas foram afluentes, sugere-se inferir que experimentos realizados apenas com microcistinas dissolvidas, extracelulares, talvez forneçam resultados que não possam ser extrapolados para cenários reais, já que a real influência da célula de cianobactéria (cianotoxina intracelular) não é avaliada. Fato que pode ser observado com o menor desempenho dos filtros no experimento 1.

Além disso, ao sofrer a lise, o material intracelular das *M. aeruginosa* pode servir como matéria orgânica a ser assimilada pelos organismos da camada biológica, que, irão preferir biodegradar a matéria orgânica às microcistinas. Esse tipo de comportamento dos organismos da camada biológica foi observado por Euletério (2007) e Minillo *et al.* (2009).

Entretanto, o melhor desempenho dos filtros no experimento 3 pode ser associado ao desenvolvimento da perda de carga, que aumentou gradualmente até o 20º dia de operação em ambos os filtros. A partir dos dias de inoculação, houve aparente contribuição da matéria orgânica das células de *M. aeruginosa* para o crescimento da *schmutzdecke*, pois o desenvolvimento da perda de carga foi acelerado nos dias de inoculação, conforme pode ser observado na Figura 5.19.

No 20º dia de experimento, por acidente, o dispositivo de gotejamento localizado na ponta da tubulação de alimentação do FLA 1 caiu na superfície da camada de areia. Durante a

retirada do dispositivo, ocorreram pequenos arranhões na camada superficial, que já apresentava aparente formação da camada biológica, o que ocasionou grande queda de perda de carga total do filtro. Contudo, rapidamente houve recuperação da perda de carga do FLA 1, até coincidir com valores da perda de carga do FLA 2 nos últimos dias de operação.

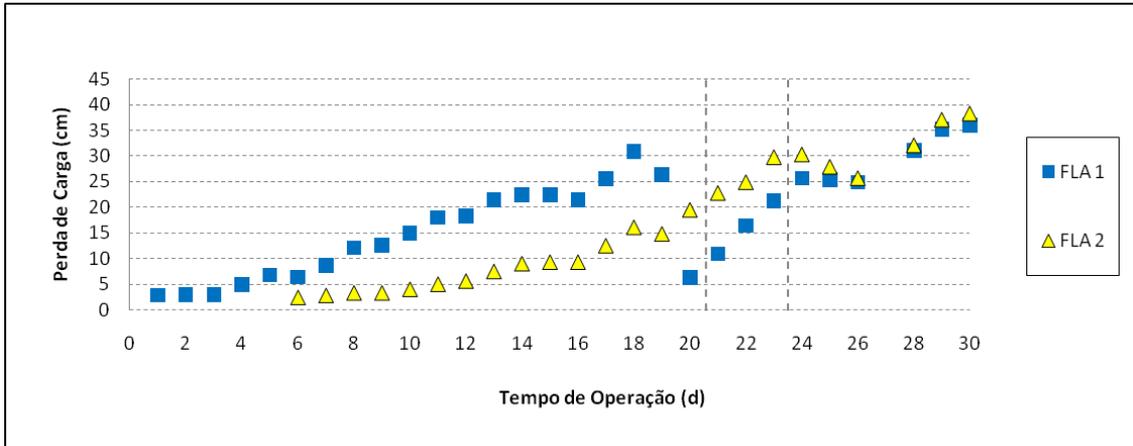


Figura 5.19 - Desenvolvimento da perda de carga nos FLA 1 e FLA 2 durante o experimento 3, com amadurecimento.

Os valores de coliformes totais da água bruta afluente e efluente aos filtros lentos estão apresentados na Figura 5.20 e expressam que o FLA 2 apresentou melhor desempenho para remoção desses organismos (dados disponíveis no Apêndice A, Tabela A6). Os dias que não apresentam resultados referem-se a amostras retiradas dos efluentes em que não foram detectados coliformes totais.

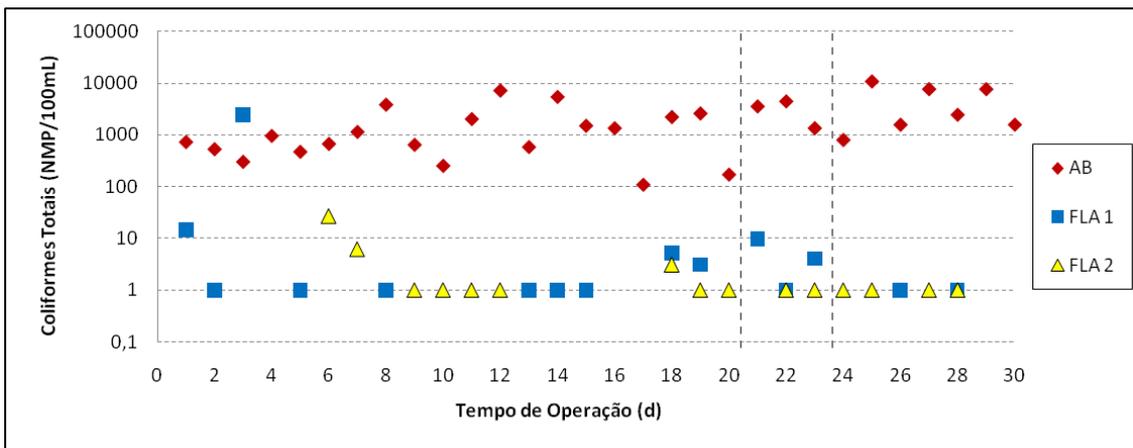


Figura 5.20 - Valores de coliformes totais da água afluente e efluente aos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 3, (AB = Água Bruta).

Provavelmente no 3º dia de amostragem do efluente do FLA 1, ocorreu um erro metodológico que contaminou a amostra e elevou o valor de coliformes totais detectados.

A presença de células de *M. aeruginosa* e de microcistinas não afetou o desempenho dos filtros lentos quanto à remoção de coliformes totais. Os valores de coliformes totais e *E. coli* apresentados para a água bruta adicionada de células de cianobactérias indicam que os rotíferos que contaminavam o cultivo também não são predadores de bactérias do grupo coliformes, pois os resultados seguem a mesma tendência do período de amadurecimento.

Além disso, durante todo experimento, as concentrações de coliformes totais e *E. coli* efluente aos filtros permaneceram baixas, como pode ser observado na Tabela 5.11, que apresenta a faixa de valores encontrados na água bruta e na água filtrada.

Tabela 5.11 - Valores mínimos e máximos de Coliformes Totais e *E. coli* encontrados nas amostras de água bruta e água filtrada (FLA 1 (AF) e FLA 2 (AF)) durante o experimento 3, com amadurecimento

Fase	Valor encontrado	Água Bruta		FLA 1 (AF)		FLA 2 (AF)	
		C.Totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i>	C.Totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i>	C.Totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i>
Amadurecimento	Mínimo	108	1	ND	ND	ND	ND
	Máximo	7270	1376	2419,6	2	26,9	10,9
Inoculação de <i>M. aeruginosa</i>	Mínimo	1354	618	1	ND	ND	ND
	Máximo	4494	914	9,8	2	1	ND
Monitoramento	Mínimo	798	41	ND	ND	ND	ND
	Máximo	10950	1794	1	ND	1	ND

ND = Não Detectável; C. Totais = Coliformes Totais

A partir dos valores apresentados na Tabela 5.10 e dos dados discutidos do efluente dos filtros das características clorofila-a, microcistinas e perda de carga, afirma-se que, assim como no experimento 2, o FLA 2 (submetido a 5 dias a menos de amadurecimento) apresentou melhor desempenho. Entretanto, os valores apresentados para ambos os filtros foram bastante similares.

5.1.4 - Comparação dos três experimentos com filtros lentos submetidos ao período de amadurecimento e verificação da reprodutibilidade do tratamento

A comparação do desempenho do FLA 1 (20 dias de amadurecimento) e do FLA 2 (15 dias de amadurecimento) de todos os experimentos, bem como a verificação da reprodutibilidade do tratamento é abordada a partir das eficiências de remoção com base

no balanço de massa para clorofila-a, associadas às células de cianobactérias, e microcistinas total.

Assim, a partir dos resultados apresentados nos itens anteriores e da análise da Tabela 5.12, que resume os dados de eficiência, observa-se que ora o filtro com maior período de amadurecimento (FLA 1) apresentava efluentes com melhor qualidade, ora o filtro menos amadurecido (FLA 2) caracterizava-se com melhor desempenho.

Tabela 5.12 – Balanço de massa de clorofila-a e eficiências de remoção nas 3 fases de cada experimento com amadurecimento (AF = Água Filtrada).

Balanço de massa de clorofila-a em µg e percentuais de remoção					
Período de Amadurecimento		20 dias		15 dias	
Experimento 1	Água Bruta	FLA 1 (AF)	Remoção	FLA 2 (AF)	Remoção
Amadurecimento	7360,3	1795,2	82%	1196,8	84%
Inoculação	30458,6	10472,0	66%	12207,4	60%
Monitoramento	2076,4	2393,6	-15%	3769,9	-82%
Inocul. + Monit.	32535,0	12865,6	60%	15977,3	51%
Experimento 2	Água Bruta	FLA 1 (AF)	Remoção	FLA 2 (AF)	Remoção
Amadurecimento	3752,0	718,1	86%	598,4	84%
Inoculação	32977,8	20375,5	38%	18729,9	43%
Monitoramento	1723,4	2483,4	-44%	1974,7	-15%
Inocul. + Monit.	34701,2	22858,9	34%	20704,6	40%
Experimento 3	Água Bruta	FLA 1 (AF)	Remoção	FLA 2 (AF)	Remoção
Amadurecimento	2387,6	777,9	78%	807,8	66%
Inoculação	25303,3	4607,7	82%	3829,8	85%
Monitoramento	942,5	359,0	62%	478,7	49%
Inocul. + Monit.	26245,8	4966,7	81%	4308,5	84%

Durante os períodos de amadurecimento (alimentação com água do lago Paranoá) nos experimentos 1 e 2 a remoção de clorofila-a foi muito próxima nos dois filtros. Entretanto, verifica-se que no experimento 3 a diferença entre as eficiências de remoção do FLA 1 para o FLA 2 é notável, sendo que o FLA 1 apresentou remoção de 12 pontos percentuais a mais do que o FLA 2.

Nos períodos de inoculação de células de *M. aeruginosa*, quando os filtros estão sob influência da presença de microcistinas tanto na forma intracelular como extracelular, o FLA 2 apresentou melhores resultados de remoção de células de *M. aeruginosa* no experimento 2 e no experimento 3. Essa variação referente ao filtro que apresenta melhor eficiência mostra que o comportamento dos filtros lentos é afetado por elevadas concentrações de células de *M. aeruginosa* e microcistinas na água bruta.

Observa-se que há “grandes” diferenças de remoção de clorofila-a se for considerada apenas a fase de inoculação de células de *M. aeruginosa*, entretanto, ao observar as fases de inoculação de células e monitoramento, juntas, as diferenças de eficiência são menores. Embora a diferença de comportamento entre filtros em um mesmo experimento não seja muito relevante, os mesmos filtros, mas em experimentos diferentes, apresentam notável diferença de desempenho, considerando monitoramento e inoculação juntas.

A Figura 5.21 apresenta uma comparação do balanço de massa realizado a partir da quantidade de clorofila-a e microcistinas totais afluentes e efluentes aos filtros durante as fases de inoculação de células e monitoramento, para o experimento 1 e 3.

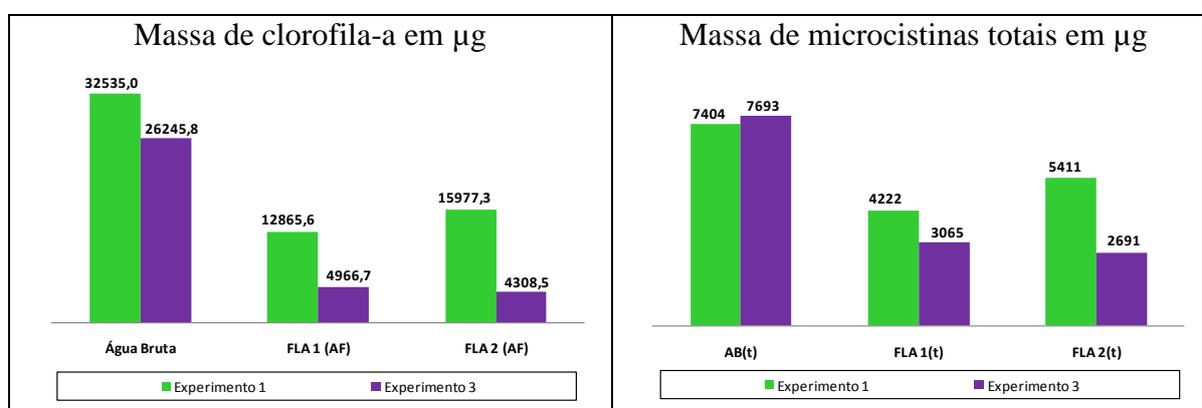


Figura 5.21 – Balanço global de clorofila-a e microcistinas totais(t) afluente(AB) e efluente dos filtros (FLA 1 e FLA 2) durante a fase de inoculação de células de *M.aeruginosa* e a fase de monitoramento dos experimentos 1 e 3, com amadurecimento.

Observa-se que os filtros do experimento 3 receberam cerca de 6300 µg de clorofila-a a menos durante o período de inoculação de células e monitoramento se comparado ao experimento 1, porém, a quantidade de microcistinas total afluente foi similar. Talvez, essa quantidade de clorofila-a afluente aos filtros inferior, com relação aos outros experimentos, tenha favorecido melhores resultados de remoção de microcistinas no experimento 3.

Verifica-se, portanto, que não houve reprodutibilidade dos filtros (FLA 1 dos 3 experimentos e FLA 2 dos 3 experimentos) quando submetidos a florações de cianobactérias, mesmo quando esses são totalmente equivalentes quanto aos parâmetros de projeto e operação. Nesse sentido, estão apresentados no item seguinte os resultados dos experimentos realizados sem amadurecimento bem como discussões finais sobre os diferentes comportamentos dos filtros submetidos ou não ao amadurecimento.

5.2 - EXPERIMENTOS SEM AMADURECIMENTO

O objetivo dessa etapa do trabalho foi avaliar o comportamento dos filtros lentos não amadurecidos quando submetidos a florações de cianobactérias na concentração de 10^6 cél./mL. Para tanto, nos três primeiros dias de operação, os filtros eram alimentados com água do lago Paranoá adicionada de células viáveis de cianobactérias.

Foram realizados dois experimentos onde o FLA 1 e o FLA 2 eram operados em condições idênticas. Os resultados da eficiência de remoção dos filtros nos dois experimentos serão apresentados e discutidos em dois itens, nos mesmos moldes da discussão dos experimentos com amadurecimento.

5.2.1 - Experimento 1 – FLA 1 e FLA 2 sem amadurecimento

As características da água do lago Paranoá durante o primeiro experimento sem amadurecimento estão apresentadas na Tabela 5.13. Os dados referem-se aos valores para água bruta do lago Paranoá sem adição de células de *M. aeruginosa*.

Tabela 5.13 - Características da água do lago Paranoá (sem adição de células de *M. aeruginosa*) durante o experimento 1, sem amadurecimento (N = 10)

	Turbidez (UT)	Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$)	Coliformes Totais (NMP/100 mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO_3)
Faixa	1,2-3,7	4,5-13,6	2,5-502	ND-77,5	6,8-7,6	20-22
Média	2,6	6,98	203	17	7	21
Desvio Padrão	0,89	3,38	175,7	29	0,33	1

Observa-se que a turbidez e a clorofila- a médias afluentes foram baixas e compatíveis com o tratamento.

A temperatura manteve-se na média de 25°C ($\pm \sigma 1$), condição essa semelhante aos 2 últimos experimentos com amadurecimento e favorável aos microrganismos que possivelmente poderão atuar, já que o filtro não foi submetido ao amadurecimento.

As Figuras 5.22 e 5.23 apresentam respectivamente os valores de turbidez e de clorofila-a da água bruta afluyente aos filtros lentos e da água filtrada (dados disponíveis no Apêndice A, Tabelas A8 e A9, respectivamente).

Observa-se que durante o período de inoculação de células de *M. aeruginosa*, o FLA 1 produziu efluentes com menores valores de turbidez. Isso pode ser justificado pelo acúmulo inicial das células de *M. aeruginosa* na camada superficial, dificultando a passagem das partículas.

Entretanto, nos 2 primeiros dias de monitoramento, verifica-se que o FLA 1 apresentou maior traspasse de turbidez, decorrente do provável carreamento das células anteriormente acumuladas no interior do filtro. Já o FLA 2, que ora apresentou menor eficiência de remoção de turbidez no período de inoculação, teve melhor desempenho durante os 6 dias seguintes de monitoramento e apresentou traspasse de turbidez apenas no 1º dia de monitoramento.

É relevante colocar que, no segundo dia de monitoramento, o efluente do FLA 2 já apresentou valor de turbidez abaixo de 1 UT, entretanto, o efluente do FLA 1 alcançou esse resultado apenas no 4º dia de monitoramento.

Observa-se ainda na Figura 5.22 e na Figura 5.23, que, enquanto o FLA 1 foi mais eficiente no período de inoculação de células, o FLA 2 mostrou melhor desempenho no período de monitoramento. Entretanto, os valores de clorofila-a da água filtrada foram elevados nos primeiros 3 dias de monitoramento, de cerca de 52µg/L para a água do FLA 1 e de 30µg/L para a água do FLA 2, fato preocupante quando esses valores são associados à células de cianobactérias potencialmente tóxicas.

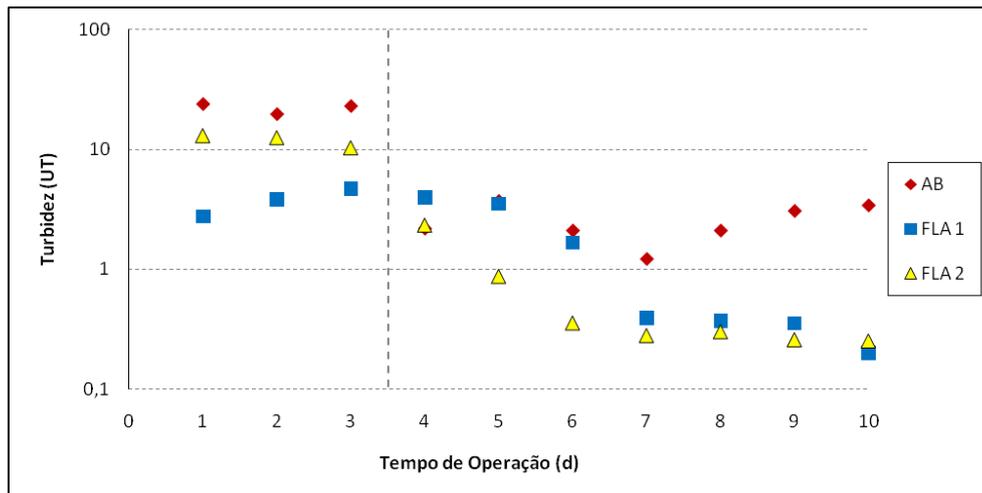


Figura 5.22 – Valores de turbidez da afluente e efluente dos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 1, sem amadurecimento (AB = Água Bruta).

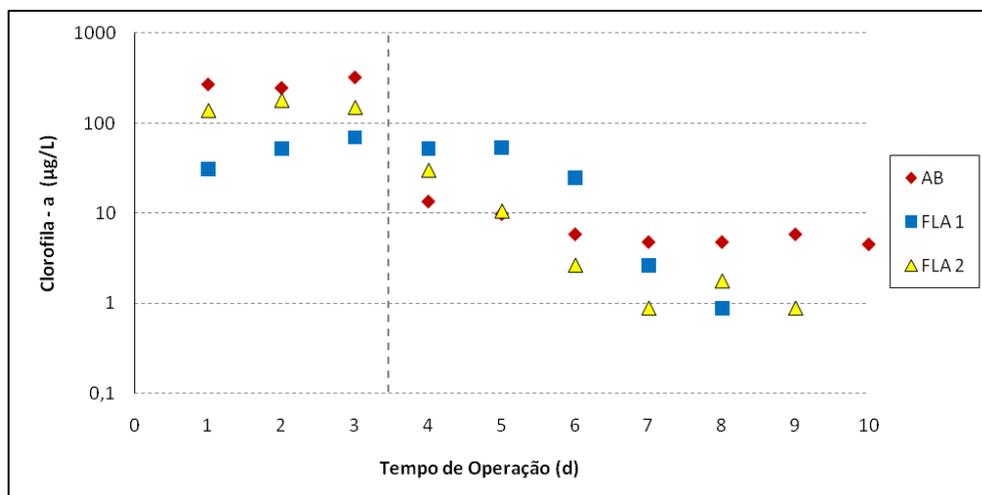


Figura 5.23 - Valores de clorofila-a da água afluente e efluente aos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 1, sem amadurecimento (AB = Água Bruta).

O balanço de massa diário referente à massa afluente e efluente de clorofila-a observado na Figura 5.24 permite verificar que houve carreamento de células de *M. aeruginosa* em ambos os filtros. Entretanto, o FLA 1 apresentou “traspasse” de 96,67% de clorofila-a e o FLA 2, “traspasse” de 67,75% de clorofila-a.

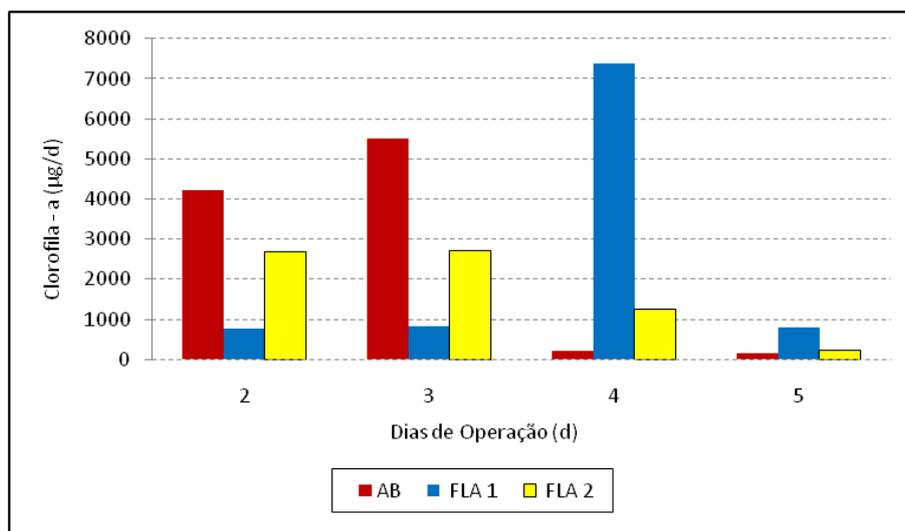


Figura 5.24 - Valores diários da massa de clorofila-a afluenta (AB) e efluente aos filtros lentos nos 2 dias de inoculação e 2 dias seqüentes do monitoramento no experimento 1, sem amadurecimento.

As concentrações de microcistinas totais (extracelular + intracelular) e microcistinas extracelulares encontradas na água bruta durante a fase de inoculação de células de *M. aeruginosa* foram respectivamente 61 µg/L e 13,3 µg/L para o primeiro dia de inoculação, 53 µg/L e 16,8 µg/L para o segundo dia e 77 µg/L e 14,8 µg/L para o terceiro dia de inoculação. A Figura 5.25 apresenta valores de microcistinas afluentes e efluentes aos filtros (dados disponíveis no Apêndice A, Tabela A10).

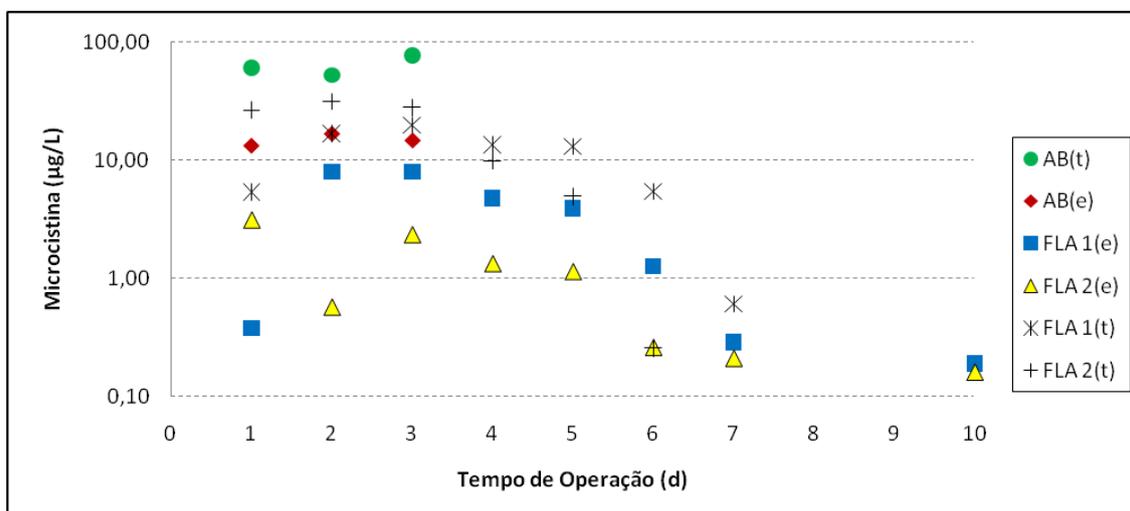


Figura 5.25 - Valores de microcistinas total (t) e extracelular (e) afluenta (AB) e efluente aos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 1, sem amadurecimento.

É relevante observar que, diferentemente do que ocorreu nos experimentos em que os filtros foram submetidos a períodos de amadurecimento, os valores de microcistinas extracelulares efluentes não excederam os valores de microcistinas extracelulares afluentes

durante os dias de inoculação de células de *M. aeruginosa* e monitoramento. As maiores concentrações de microcistinas extracelulares encontrados no efluente dos filtros foram de 8 µg/L no efluente do FLA 1 no terceiro dia de inoculação de células e de 3,12 µg/L no efluente do FLA 2 no primeiro dia de inoculação.

Os valores estimados de microcistinas totais, estimados a partir da concentração de clorofila-a (células) efluente, foram bastante superiores aos encontrados para microcistinas extracelulares (analisados em laboratório), o que sugere que houve pouca lise de células de *M. aeruginosa* no interior dos filtros não amadurecidos. Maiores valores de microcistinas totais foram encontrados no 3º dia de inoculação do FLA 1 (20 µg/L) e no 2º dia de inoculação do FLA 2 (31 µg/L).

Verifica-se na Tabela 5.14 que as eficiências de remoção dos filtros não amadurecidos foram próximas às eficiências de remoção dos filtros amadurecidos com relação às microcistinas totais. Possivelmente, a ausência da camada biológica favoreceu o carreamento das células de *M. aeruginosa*. Entretanto, cabe lembrar que, com relação às microcistinas dissolvidas, os filtros não amadurecidos apresentaram melhores resultados.

Tabela 5.14 – Remoção de microcistinas total considerando o balanço de massa nas fases de inoculação e monitoramento do experimento 1, sem amadurecimento.

Balanço de massa de microcistina total afluente e efluente aos FLAs (µg)					
Microcistina Total	Microcistinas Afluente	Microcistinas Efluente		Remoção	
	AB	FLA 1	FLA 2	FLA 1	FLA 2
	6490,93	2552,29	3452,95	61%	47%

A eficiência observada leva a sugerir que a remoção de microcistinas dissolvidas ocorreu exclusivamente por processos não biológicos, possivelmente, por adsorção da areia, que no momento da inoculação apresentava superfície livre de partículas aderidas (matéria orgânica e inerte proveniente da água do lago Paranoá).

Assim, apesar dos filtros apresentarem efluentes com valores abaixo do VMP pela Portaria MS nº 518/2004 no 4º dia de monitoramento, acredita-se que, quando houver saturação da areia, as microcistinas previamente aderidas poderão ser carreadas pela água e apresentarem-se no efluente dos filtros.

Quanto à remoção de coliformes totais e *E. coli*, a Figura 5.26 permite verificar a necessidade de amadurecimento dos filtros lentos para que forneçam água sem riscos à

saúde, pois a remoção de coliformes aumentou com o passar dos dias de operação (dados disponíveis no Apêndice A, Tabela A 12). Esse fato foi comprovado pelo fato do efluente do FLA 1 não apresentar valores detectáveis de coliformes totais nos dois últimos dias de operação.

Observa-se ainda que os filtros lentos não foram prejudicados quanto à eficiência de remoção de coliformes totais quando submetidos a florações de *M. aeruginosa*. Esse comportamento também foi observado nos dois últimos experimentos com amadurecimento e agora difere dos resultados de Sá (2006) e do experimento 1, com amadurecimento.

No entanto, é provável a ocorrência de um erro metodológico na realização da análise de coliformes totais da água bruta do 5º dia de operação, pois água afluyente apresentou concentração não detectável de coliformes totais e o efluente do FLA 1 seguiu a tendência de valores dos efluentes dos dias anteriores.

Os dias que não apresentam dados na Figura 5.26 correspondem a análises onde não foram detectados coliformes totais. Os dados da água filtrada pelo FLA 2 tiveram maior frequência de valores não detectáveis.

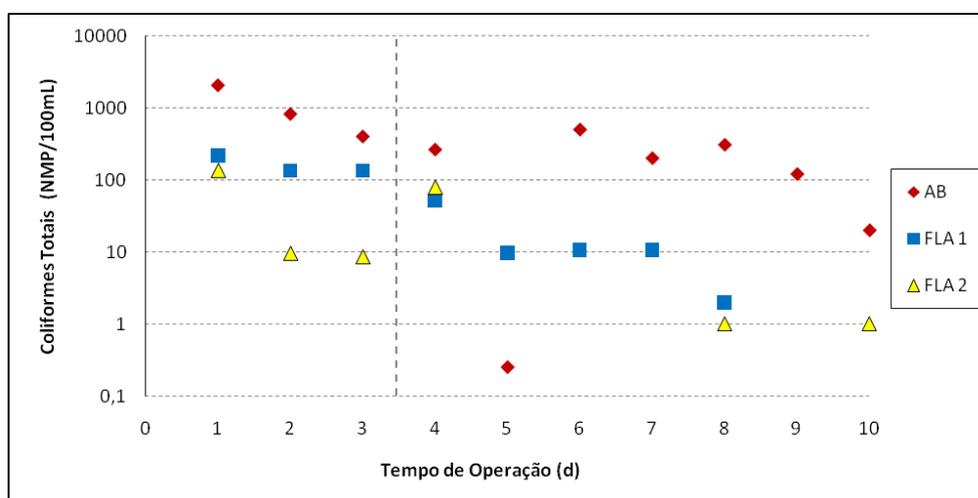


Figura 5.26 - Valores de coliformes totais da água afluyente e efluente aos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 1, sem amadurecimento (AB = Água Bruta).

A água bruta afluyente aos filtros durante o experimento 1, sem amadurecimento, apresentou valores baixos de *E. coli*. Assim, as médias de remoção de *E. coli* do FLA 1 e do FLA 2 foram, respectivamente de 99,95% e 99,61%.

A Figura 5.27 mostra o desenvolvimento da perda de carga total máxima nos filtros, que foi de cerca de 12 cm no FLA 1 e de 9,7 cm no FLA 2. Observa-se que o aumento da perda de carga foi diferente nos dois filtros, sendo mais acentuado no FLA 1, principalmente nos 4 primeiros dias de operação e decrescendo em seguida. Já o FLA 2, teve um crescimento gradual da perda de carga total até o 8º dia de operação. Nos dois últimos dias de experimento, a perda de carga manteve-se constante.

Observa-se que, apesar dos filtros lentos não terem passado por período de amadurecimento, o desenvolvimento da perda de carga tem maior contribuição da primeira camada, como observado na Figura 5.27 e Figura 5.28.

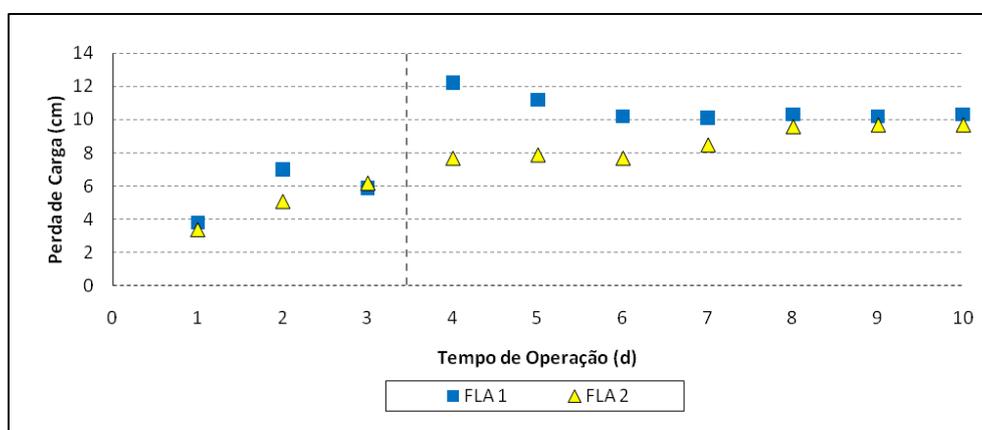


Figura 5.27 - Desenvolvimento da perda de carga total nos FLA 1 e FLA 2 durante o experimento 1, sem amadurecimento.

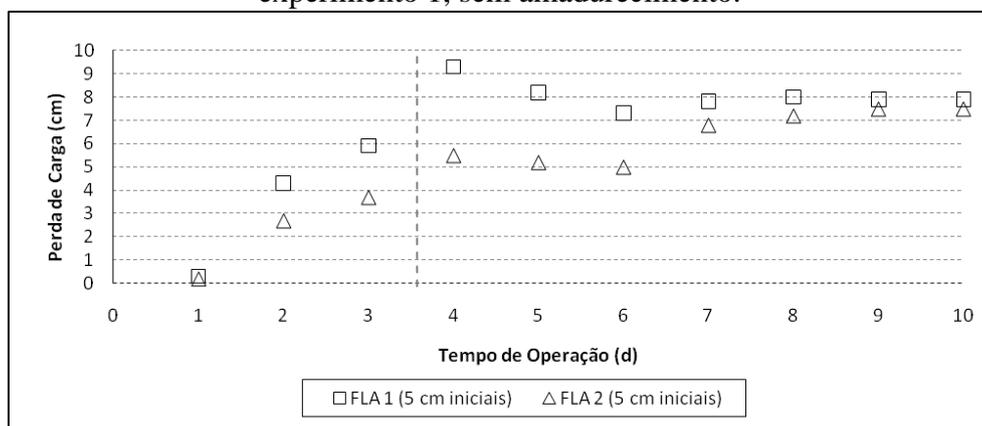


Figura 5.28 - Desenvolvimento da perda de carga nos 5 cm iniciais dos FLA 1 e FLA 2 durante o experimento 1, sem amadurecimento.

É interessante notar que o FLA 1 e o FLA 2 não apresentaram comportamento similar para ambos os períodos do experimento, apesar de terem sido montados e operados sob condições similares.

5.2.2 - Experimento 2 – FLA 1 e FLA 2 sem amadurecimento

O experimento 2 foi realizado com objetivo de ser verificada a reprodutibilidade dos filtros lentos sem amadurecimento em condições de floração de *M. aeruginosa*. O período de realização desse experimento foi de 16/07/2009 a 26/07/2009, considerado como seco, para a região de Brasília/DF.

A Tabela 5.15 apresenta dados das características da água do lago Paranoá, com exceção dos dias de inoculação de células, onde se observa que a turbidez e a clorofila-a afluentes permaneceram com valores baixo, em média de 2,2 UT e 4,7µg/L. A temperatura dos filtros manteve-se, em média, a 25°C ($\pm \sigma$ 1).

Tabela 5.15 - Características da água do lago Paranoá (sem adição de células de *M. aeruginosa*) durante o experimento 2, sem amadurecimento (N = 10)

	Turbidez (UT)	Clorofila-a (µg/L)	Coliformes Totais (NMP/100 mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO₃)
Faixa	0,9-3,4	2,6-5,8	160-3,4x10 ³	2-146	7,3-7,7	22-24
Média	2,23	4,7	1,4x10 ³	41,6	7,5	23
Desvio Padrão	0,94	1,27	1,3x10 ³	49,9	0,15	1

Ao comparar a Figura 5.29 e a Figura 5.30, observa-se que os valores de turbidez afluente e efluente seguem a mesma tendência dos valores de clorofila-a, o que demonstra similaridade na eficiência de remoção para esses dois parâmetros (dados disponíveis no Apêndice A, Tabela A8 e A9, respectivamente).

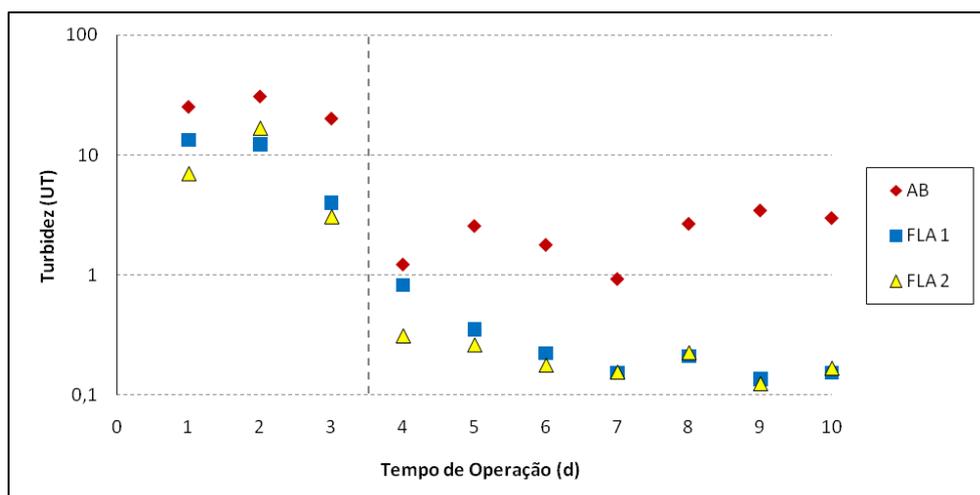


Figura 5.29 - Valores de turbidez da afluente e efluente aos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 2, sem amadurecimento (AB = Água Bruta).

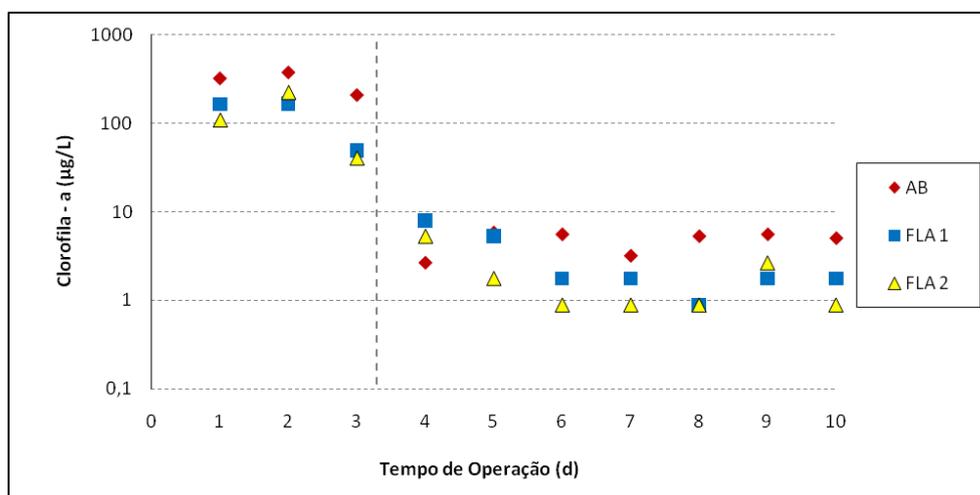


Figura 5.30 - Valores de clorofila-a da afluente e efluente aos Filtros Lentos de Areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 2, sem amadurecimento (AB = Água Bruta).

Interessante observar, que o “traspasse” de células no experimento 2 foi muito inferior ao traspasse ocorrido no experimento 1, sem amadurecimento. Contudo, apesar da água filtrada do FLA 2 apresentar novamente melhores resultados para turbidez e clorofila-a, na maioria dos dias, pode-se afirmar que os comportamentos do FLA 1 e do FLA 2 no experimento 2, foi semelhante. Tal semelhança não ocorreu no experimento 1, o que indica que existem fatores, físico-químicos, que condicionam o comportamento dos filtros lentos.

Os valores afluentes de microcistinas totais (estimados) e extracelulares foram de 48 $\mu\text{g/L}$ e 3,5 $\mu\text{g/L}$ para o primeiro dia de inoculação, 71 $\mu\text{g/L}$ e 12,7 $\mu\text{g/L}$ para o segundo dia e de 31 $\mu\text{g/L}$ e 15 $\mu\text{g/L}$ para o terceiro dia.

A Figura 5.31 e a Tabela 5.16 indicam que os filtros também apresentaram valores similares para concentração de microcistinas em seus efluentes (dados da Figura 5.31 disponíveis no Apêndice A, Tabela A11). Nesse experimento, a eficiência de remoção global estimada para a microcistinas total foi de 49% para o FLA 1 e 52% para o FLA 2. Entretanto, novamente foi observada notável eficiência para remoção de microcistinas extracelulares pelos filtros não amadurecidos, reforçando a sugestão de capacidade de adsorção da areia.

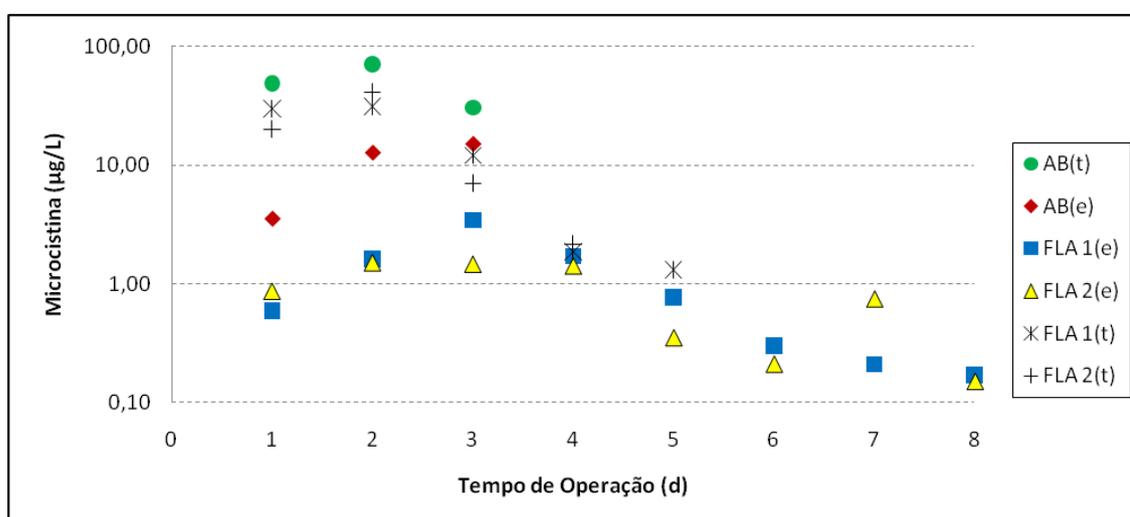


Figura 5.31 - Valores de microcistinas total (t) e extracelular (e) afluente (AB) e efluente aos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 2, sem amadurecimento.

Observa-se ainda na Figura 5.31 que no 2º dia de monitoramento, os valores de microcistinas apresentados no efluente dos filtros foram inferiores ao VMP pela Portaria MS nº 518/2004, de 1 $\mu\text{g/L}$.

Tabela 5.16 - Remoção de microcistinas total considerando o balanço de massa nas fases de inoculação e monitoramento do experimento 2, sem amadurecimento.

Balanço de massa de microcistina total afluente e efluente aos FLAs (µg)						
Microcistinas Totais	Microcistinas Afluente		Microcistinas Efluente		Remoção	
	AB		FLA 1	FLA 2	FLA 1	FLA 2
		5092,50		2602,22	2442,18	49%

A Figura 5.32 mostra valores de coliformes totais na água bruta afluente e efluente aos filtros lentos (dados disponíveis no Apêndice A, Tabela A12). Diferentemente da tendência dos filtros lentos apresentarem progressão quanto à remoção de coliformes totais com o passar dos dias, como aconteceu no experimento 1, sem amadurecimento, no experimento 2, o FLA 1 apresentou coliformes em quantidades detectáveis apenas nos dias de inoculação e em um dia do monitoramento (9º dia de operação).

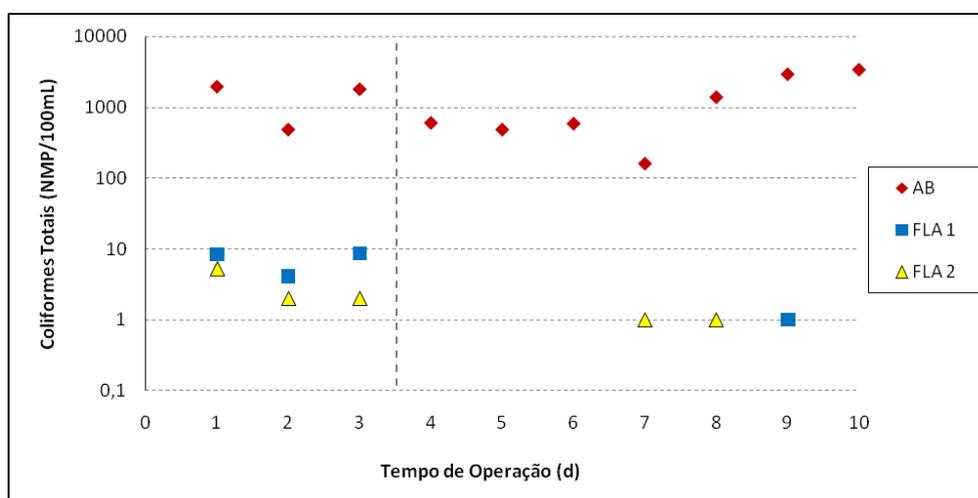


Figura 5.32 – Valores de coliformes totais da água afluente e efluente aos filtros lentos de areia (FLA 1 e FLA 2) durante o experimento 2, sem amadurecimento (AB = Água Bruta).

Observa-se na Figura 5.33 que o desenvolvimento da perda de carga ocorreu com similaridade nos dois filtros, pois possivelmente os interstícios dos filtros lentos foram preenchidos de maneira parecida até o 6º dia de operação. A partir do 7º dia de operação, o FLA 2 apresentou aumento mais acentuado da perda de carga, da mesma maneira que no experimento 1.

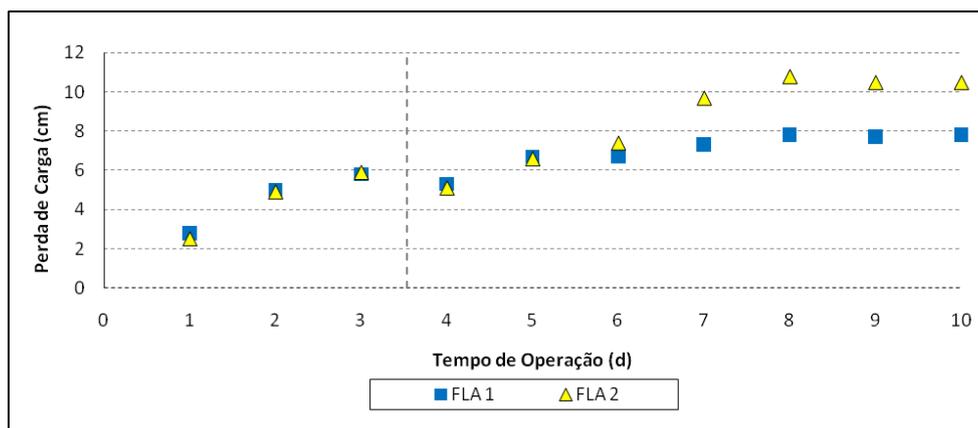


Figura 5.33 - Desenvolvimento da perda de carga total nos FLA 1 e FLA 2 durante o experimento 2, sem amadurecimento.

Contudo, observou-se no segundo experimento, que os filtros lentos desempenharam eficiências de remoção e perdas de carga semelhantes, fato que possibilita afirmar que os filtros foram reprodutíveis.

5.2.3 - Comparação dos dois experimentos de filtros lentos sem amadurecimento e verificação da reprodutibilidade do tratamento

Da mesma maneira que foram comparados os experimentos com amadurecimento, são agora comparados os sem amadurecimento a partir da eficiência de remoções das massas de clorofila-a e microcistinas totais.

Durante a realização do experimento 1, sem amadurecimento, observa-se na Tabela 5.17, que o comportamento dos filtros não foi reprodutível quanto à remoção de biomassa de clorofila-a (células de *M. aeruginosa*). No experimento 1, o FLA 1 apresentou maior “traspasse” de células durante o monitoramento, o que não ocorreu no experimento 2, quando ambos os filtros foram similares quanto à remoção global de clorofila-a e microcistinas.

É relevante, portanto, observar que os valores de remoção nas fases de inoculação e amadurecimento do experimento 2, sem amadurecimento, se assemelham aos valores de remoção para essas mesmas fases do experimento 1, com amadurecimento, e ainda são cerca de 20% superiores aos valores de remoção do experimento 2, também com amadurecimento.

Tabela 5.17 – Balanço de massa de clorofila-a e eficiências de remoção das 2 fases (inoculação e monitoramento) de cada experimento sem amadurecimento

Balanço de massa de clorofila-a em µg e percentuais de remoção					
Experimento 1	Água Bruta	FLA 1	Remoção	FLA 2	Remoção
Inoculação	28691,78	5176,16	82%	15887,52	45%
Monitoramento	1660,56	4547,84	-174%	1585,76	5%
Inocul. + Monit.	30352,34	9724,00	68%	17473,28	42%
Experimento 2	Água Bruta	FLA 1	Remoção	FLA 2	Remoção
Inoculação	31056,96	12955,36	58%	12716,00	59%
Monitoramento	1122,00	718,08	36%	448,80	60%
Inocul. + Monit.	32178,96	13673,44	58%	13164,80	59%

Com relação a eficiências de remoção de microcistinas dissolvidas, os filtros não submetidos ao amadurecimento, principalmente os do experimento 2, apresentaram percentuais superiores aos verificados nos filtros amadurecidos, reforçando a hipótese de que quando limpa, a areia apresenta capacidade de adsorver microcistinas. Em ambos os experimentos em que foram realizadas inoculações de *M. aeruginosa* nos filtros com areia limpa, após o 4º dia de monitoramento, não foram verificados valores significativos de microcistina efluente. Tal comportamento foi observado por Ho *et al.* (2007) quando estudaram a eficiência de remoção de microcistinas dissolvidas em filtros lentos com areia autoclavada.

Trabalho realizado por Grutzmacher *et al.* (2006) levantou a hipótese de que a existência da camada biológica bem desenvolvida não é uma condição decisiva para biodegradação de microcistinas, pois a temperatura, condições de óxido-redução, bem como aclimação prévia dos filtros lentos, são fatores mais influentes na eficiência de remoção dessas toxinas.

Infere-se, a partir da Figura 5.34, que, assim como para microcistinas dissolvidas, a eficiência de remoção foi superior nos filtros não amadurecidos, para microcistinas totais (estimadas) o desempenho foi semelhante.

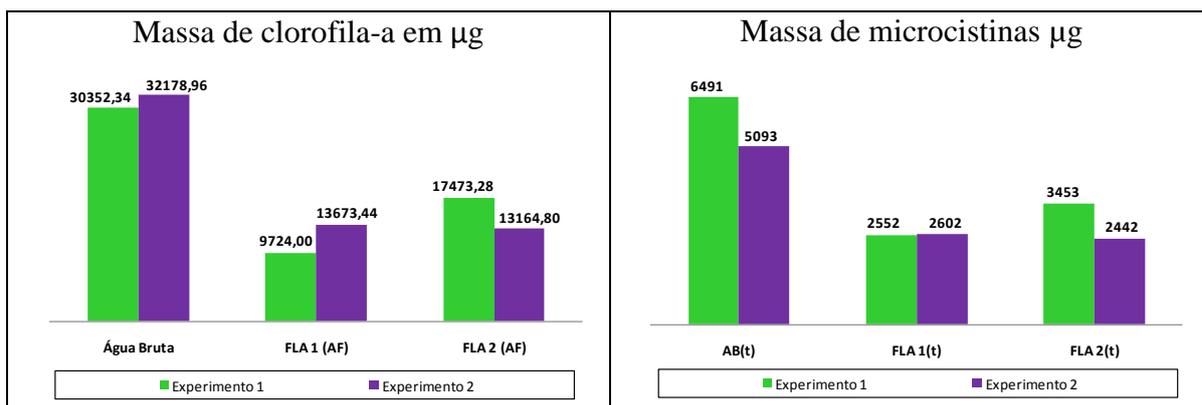


Figura 5.34 - Balanço global de clorofila-a e microcistinas totais(t) afluente(AB) e efluente (AF) aos filtros (FLA 1 e FLA 2) durante a fase de inoculação de células de *M.aeruginosa* e a fase de monitoramento dos experimentos 1 e 2, sem amadurecimento.

Nesse sentido, o fato dos filtros não amadurecidos terem apresentado resultados semelhantes ou superiores aos amadurecidos pode indicar que os microrganismos da camada biológica são afetados perante florações de células de *M. aeruginosa* e que, provavelmente, a retenção de células e microcistinas verificada nos filtros não amadurecidos tenha sido provocada por processos físicos de remoção.

Quanto à reprodutibilidade do tratamento, essa foi observada apenas no experimento 2, já que os resultados apresentados dos efluentes do FLA 1 e do FLA 2 (sem amadurecimento e similarmente operados) durante o experimento 2 foram variáveis quanto à remoção de células e de microcistinas.

5.3 - CARACTERIZAÇÃO SIMPLIFICADA DOS MICRORGANISMOS DA *schmutzdecke*

A eficiência da filtração lenta é conhecida, principalmente pelo fato da tecnologia desenvolver, nos primeiros centímetros de areia, camada biológica denominada *schmutzdecke*. Sabe-se que a diversidade dessa camada biológica dependerá diretamente dos microrganismos presentes na água afluyente aos filtros lentos e das condições ambientais no interior das unidades de filtração.

Assim, águas de reservatórios onde naturalmente ocorrem florações de cianobactérias, muito provavelmente apresentam microrganismos predadores que poderão permanecer nos filtros lentos, quando em condições ambientais favoráveis.

Como já destacado, já ocorreram florações de *M. aeruginosa* no Lago Paranoá, o que permite estimar que existam microrganismos capazes de predação desse tipo de cianobactérias. Por isso, foi realizada uma caracterização simplificada dos organismos presentes nos primeiros centímetros da camada biológica dos filtros lentos para todos os experimentos.

Essa simples caracterização foi realizada a partir da identificação por meio de registro fotográfico de diferentes gêneros de microrganismos observados nas amostras retiradas dos primeiros centímetros da areia. Entretanto, para possibilitar a análise comparativa entre os tipos de organismos encontrados e a eficiência dos filtros, seria interessante a realização da contagem dos organismos, o que não foi realizado no atual trabalho.

Conforme previsto, e corroborando com a afirmação de Haarhoff e Cleasby (1991), as algas foram predominantes dentre todos os organismos observados nas amostras. Os gêneros de algas identificados foram os seguintes: *Ankistrodesmus*, *Ankstredesmus*, *Aphanocapsa*, *Chlorella*, *Closterium*, *Coleastrum*, *Crucigenia*, *Cymbella*, *Epithemia*, *Fragilaria*, *Kirchneriella*, *Melosira*, *Navicula* e *Pediastrum*. A Figura 5.35 apresenta alguns desses gêneros identificados.

Também foram encontrados 2 gêneros de cianobactérias, a *Anabaena* e a *Oscillatoria*, ambos potencialmente produtores de cianotoxinas. Interessante observar que não foram observadas variedades de diatomáceas, caracterizadas por colmatarem os filtros quando em quantidades consideráveis, fato que realmente não se verificou em experimento algum.

A Tabela 5.18 apresenta todas as variações de algas encontradas nos diversos experimentos. Observa-se que existe maior variação de gêneros nos filtros submetidos ao amadurecimento.

Tabela 5.18 – Gêneros/Espécies de algas identificadas na camada superficial de areia de todos os experimentos

Experimento	Primeiro		Primeiro		Segundo		Terceiro		Segundo	
	Amadurecido		Sem amadurec.		Amadurecido		Amadurecido		Sem amadurec.	
Gênero/espécie	FLA 1	FLA 2	FLA 1	FLA 2	FLA 1	FLA 2	FLA 1	FLA 2	FLA 1	FLA 2
<i>Ankistrodesmus spiralis</i>					X	X	X	X	X	X
<i>Ankstredesmus spiralis</i>							X	X		
<i>Aphanocapsa</i> sp.		X			X	X	X	X	X	X
<i>Aphanothece</i> sp.					X	X	X	X	X	X
<i>Chlorella vulgaris</i>			X	X						
<i>Closterium</i> sp.									X	X
<i>Coleastrum microporum</i>	X	X			X	X	X	X	X	X
<i>Crucigenia rectangularis</i>	X		X	X	X	X			X	X
<i>Cymbella cistula</i>	X			X	X				X	X
<i>Cymbella tumida</i>					X	X				
<i>Epithemia zebra</i>			X							
<i>Fragilaria Crotonensis</i>		X			X	X	X	X	X	
<i>Kirchneriella contorta</i>						X				
<i>Melosira pseudogranulata</i>	X									
<i>Melosira</i> sp.	X				X	X	X	X	X	X
<i>Melosira varians</i>	X				X					
<i>Navicula digictoradiata</i>							X	X		
<i>Pediastrum duplex</i>										
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	X		X							X
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>							X	X		
<i>Staurastrum leptocladum</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Tetraedron gracili</i>						X				X

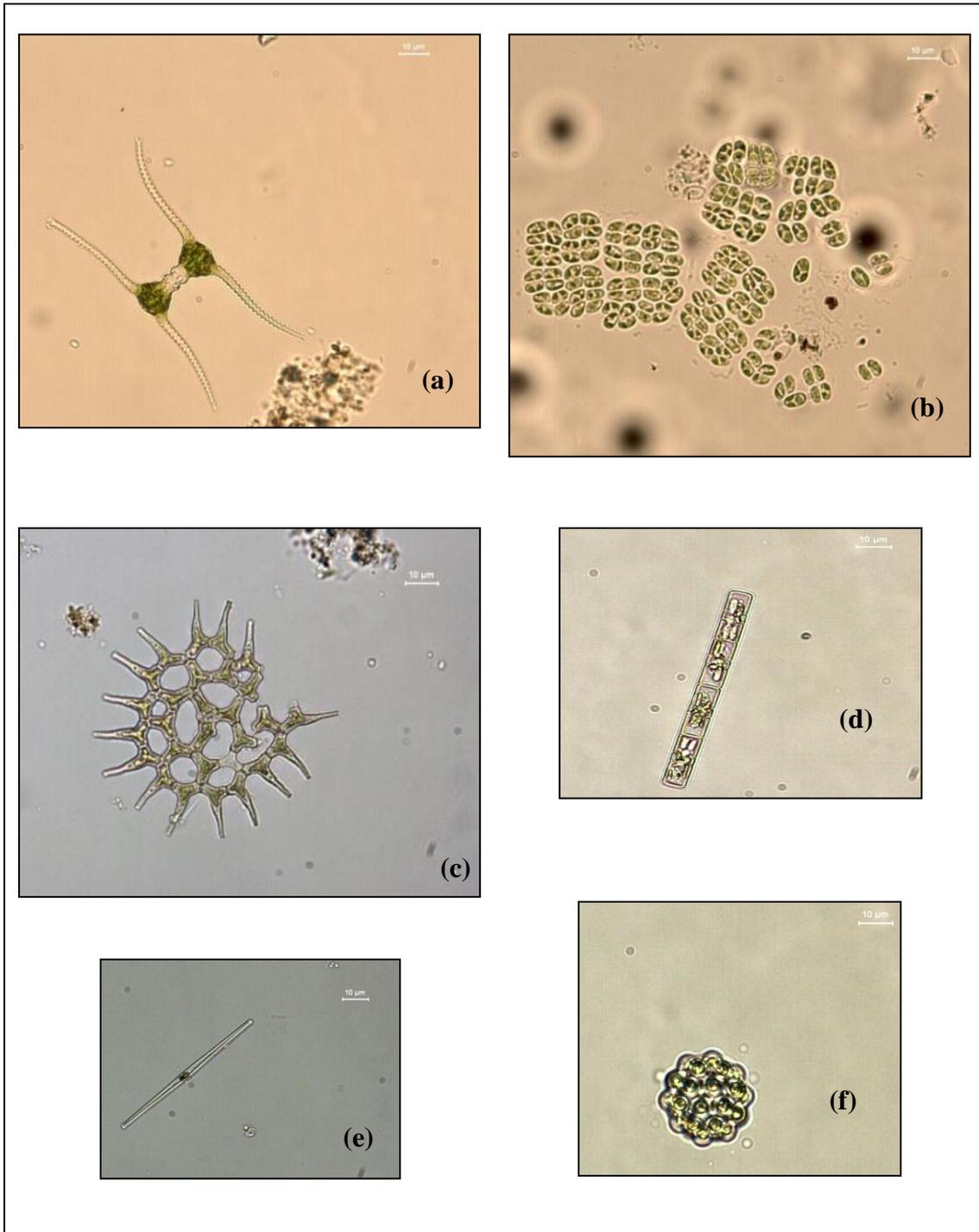


Figura 5.35 - Imagens adquiridas por microscopia (em média 200x) dos organismos fitoplânctônicos observados nas camadas superficiais dos filtros lentos: (a) *Staurastrum leptocladum*, (b) *Crucigenia rectangularis*, (c) *Pediastrum duplex*, (d) *Melosira varians*, (e) *Fragilaria crotonensis* e (f) *Coelastrum microporum*.

Dentre os protozoários encontrados, predominaram as amebas do gênero *Mayorela* e *Arcella* bem como o rotífero do gênero *Lecane*, ciliados do gênero *Vorticella* e *Cyclidium* e Nematodos. A Figura 5.36 apresenta alguns protozoários encontrados nos primeiros centímetros de areia dos filtros lentos e a Tabela 5.19 todos os gêneros/espécies identificados.

Interessante observar que o rotífero *Lecane*, apesar de ter sido encontrado no cultivo do experimento 3, com amadurecimento, também é um protozoário natural da água do lago Paranoá, pois foi encontrado na areia do FLA 1 dos experimentos 1 e 2, com amadurecimento, no FLA 2 do experimento 2, com amadurecimento e no FLA 2 do experimento 1, sem amadurecimento.

Alicea *et al.* (2006) afirmam que a presença de Nematóides nos filtros lentos se associa a afluentes de boa qualidade. Esses organismos foram encontrados no experimento 2 e 3, com amadurecimento. Interessante observar que esses dois experimentos foram realizados nos meses de maio a julho, o que sugere que o tipo de colonização dos filtros lentos é dependente da época do ano, pois tanto o zooplâncton quanto o fitoplâncton de rios e reservatórios são variáveis quanto à concentração de nutrientes, temperatura, entre outros aspectos ambientais.

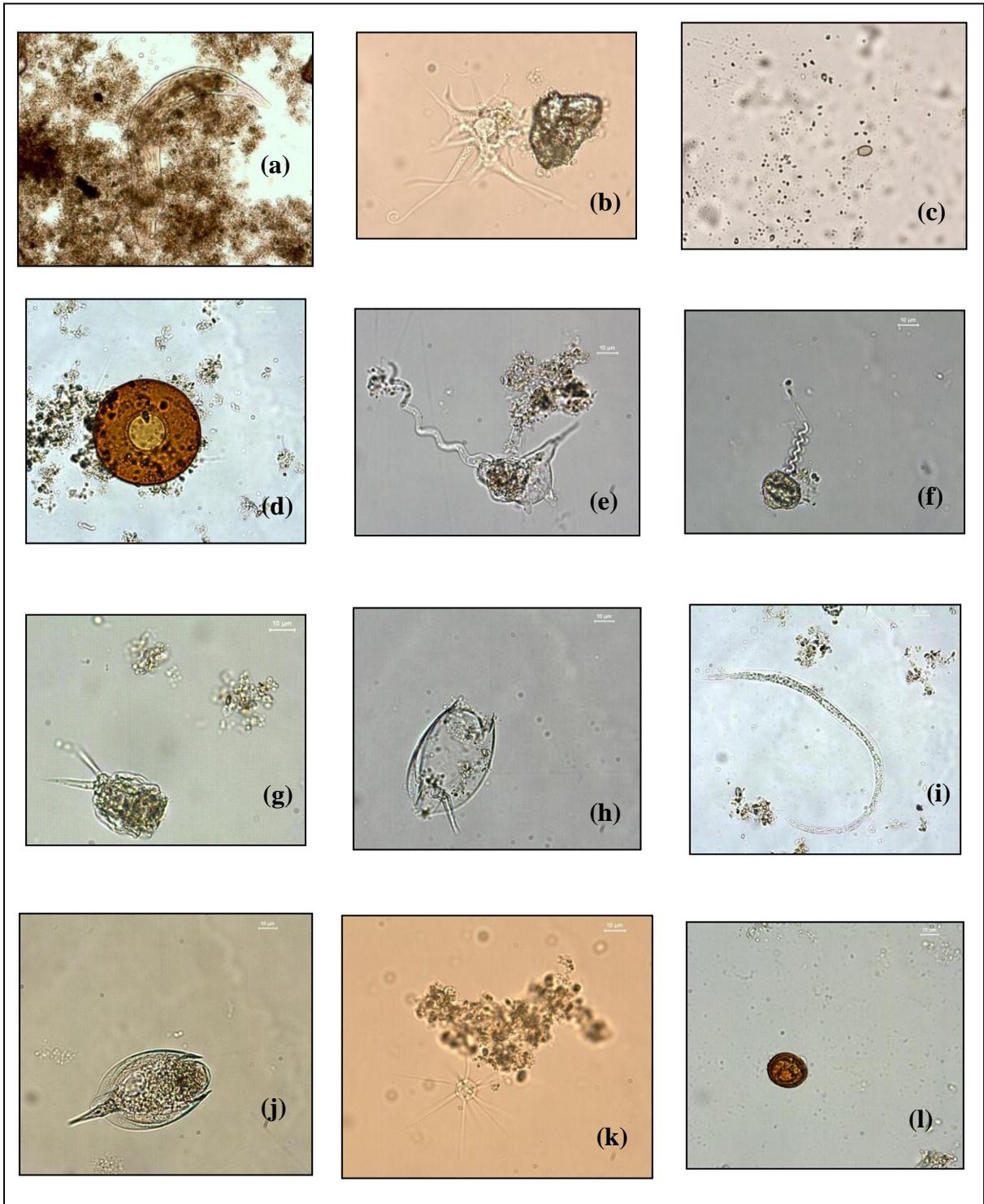


Figura 5.36 – (a), (h), (j) *Lecane* sp., (b) *Mayorella* sp., (c) *Cyclidium* sp., (d) *Arcella vulgaris*, (e) e (f) *Vorticella monilata*, (g) *Lecane inermis*, (i) Nematóide, (k) *Actinosphaerium* sp. e (l) *Arcella* sp.

Ao observar a Tabela 5.18 verifica-se que nas amostras dos filtros com maiores períodos de maturação foram identificadas mais variedades de gêneros e espécies (marcados com

X), o que sugere que quanto maior a maturidade do filtro, maior também o equilíbrio entre os organismos da camada biológica.

Tabela 5.19 - Gêneros/Espécies de protozoários, rotíferos e helmintos identificados na camada superficial de areia de todos os experimentos

Experimento	Primeiro		Primeiro		Segundo		Terceiro		Segundo	
	Amadurecido		Sem amadurec.		Amadurecido		Amadurecido		Sem amadurec.	
Gênero/espécie	FLA 1	FLA 2	FLA 1	FLA 2	FLA 1	FLA 2	FLA 1	FLA 2	FLA 1	FLA 2
<i>Actinosphaerium sp</i>			X	X						
<i>Anabaena sp.</i>			X	X						
<i>Ankistrodesmus spiralis</i>					X	X	X	X	X	X
<i>Ankstredesmus spiralis</i>							X	X		
<i>Aphanocapsa sp.</i>		X			X	X	X	X	X	X
<i>Aphanothece sp.</i>					X	X	X	X	X	X
<i>Arcella sp.</i>			X	X	X					
<i>Arcella vulgaris</i>					X	X				
<i>Chlorella vulgaris</i>			X	X						
<i>Closterium sp.</i>									X	X
<i>Coleastrum microporum</i>	X	X			X	X	X	X	X	X
<i>Crucigenia rectangularis</i>	X		X	X	X	X			X	X
<i>Cyclidium sp.</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cymbella cistula</i>	X			X	X				X	X
<i>Cymbella tumida</i>					X	X				
<i>Epithemia zebra</i>			X							
<i>Fragilaria Crotonensis</i>		X			X	X	X	X	X	
<i>Kirchneriella contorta</i>						X				
<i>Lecane inermis</i>	X			X	X					
<i>Lecane sp.</i>	X			X		X				
<i>Mayorella sp.</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Melosira pseudogranulata</i>	X									
<i>Melosira sp.</i>	X				X	X	X	X	X	X
<i>Melosira varians</i>	X				X					
<i>Navicula digitoradiata</i>							X	X		
<i>Nematoide</i>					X	X	X	X		
<i>Oscillatoria sp.</i>							X	X		
<i>Pediastrum duplex</i>										
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	X		X							X
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>							X	X		
<i>Staurastrum leptocladum</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Tetraedron gracili</i>						X				X
<i>Vorticella monilata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

6 - CONCLUSÕES

O trabalho teve como objetivo principal avaliar a influência do período de amadurecimento dos filtros lentos sobre a eficiência de remoção de células de *Microcystis aeruginosa* e microcistinas liberadas no processo de tratamento. Foi estudado o comportamento de filtros submetidos à água bruta com características de floração de *Microcystis aeruginosa* tóxica após 15 e 20 dias de amadurecimento e sem período de amadurecimento.

A densidade de células de *M. aeruginosa* na água afluyente aos filtros durante os períodos de simulação de floração variou entre 10^6 cél./mL e 10^7 cél./mL e a concentração de microcistinas total no afluyente foi, em média, 60 µg/L.

A análise dos resultados obtidos a partir do trabalho experimental sugere as seguintes conclusões e considerações finais:

- Variações na vazão afluyente aos filtros lentos no início do período de amadurecimento podem prejudicar o desenvolvimento da camada biológica, ou *schmutzdecke*, com comprometimento do desempenho dos filtros;
- Nas condições ambientais e operacionais avaliadas, filtros lentos submetidos a amadurecimento de 15 ou 20 dias produziram resultados similares com relação à remoção de clorofila-a (biomassa algácea) tanto quando a água afluyente apresentava características de qualidade compatíveis com a recomendação de literatura para utilização dessa tecnologia de tratamento, quanto quando submetidos a florações de *M. aeruginosa*;
- A ausência de amadurecimento não parece ser fator determinante para remoção de células de *M. aeruginosa* em filtros lentos, indicando que na situação em que a densidade de células de *M. aeruginosa* na água bruta é elevada, tendem a prevalecer os mecanismos físicos de remoção;
- Constatou-se o arraste de células de *M. aeruginosa* previamente retidas no meio filtrante, porém esse fenômeno foi realçado pelo fato de que as células de *M. aeruginosa* presentes na água bruta utilizada nos experimento encontravam-se isoladas e não na forma de colônia, condição comum em água naturais, o que favorece uma maior remoção e maior retenção;

- A lise celular e a liberação de microcistinas nos filtros lentos ocorre de forma rápida e consistente;
- Os filtros não amadurecidos foram mais eficientes para remoção de microcistinas extracelulares do que os filtros amadurecidos. Esse fato pode ser explicado pela possível capacidade da areia limpa adsorver as microcistinas dissolvidas, o que não ocorre após certo período de amadurecimento, pois a capacidade adsortiva da areia se exaure rapidamente com a presença de compostos orgânicos naturalmente presentes na água bruta;
- A baixa eficiência de remoção de microcistinas nos filtros amadurecidos, em relação aos relatos de literatura, indicam a ausência ou baixa densidade de bactérias especializadas na degradação dessa toxina na água do lago Paranoá e, por consequência, no filtros lentos. Adicionalmente, a disponibilidade de outros compostos extracelulares oriundos da lise celular e da matéria orgânica natural presente na água lago Paranoá contribui para a baixa eficiência de remoção de microcistinas.
- O número de gêneros e espécies de organismos da camada biológica é diretamente proporcional ao tempo de operação dos filtros lentos. Ou seja, os filtros submetidos ao amadurecimento apresentavam maior diversidade de organismos na camada biológica;
- Não foi possível concluir se a presença de toxinas na água prejudica a filtração lenta quanto a remoção de coliformes totais e *E. coli*;
- Sob condições operacionais similares, os filtros lentos não apresentaram desempenho similar (remoção de turbidez, coliformes, microcistinas e células de *M. aeruginosa* aleatórias), confirmando a complexidade dos mecanismos atuantes nesse tipo de tratamento e sua dependência de características da água bruta normalmente não avaliadas (organismos presentes, matéria orgânica disponível entre outros).

A análise dos dados obtidos indica a rejeição das hipóteses básicas do trabalho. Fica claro ainda que períodos de amadurecimento de até 20 dias não garantem efluentes com qualidade satisfatória e sem risco para população em situações em que a água bruta seja oriunda de mananciais com floração tóxica de *M. aeruginosa*. Ao mesmo tempo os

resultados reforçam a necessidade de uma melhor compreensão da aclimação dos filtros para o favorecimento da presença de microorganismos degradadores de microcistinas na camada biológica dos filtros lentos. Assim, recomenda-se em pesquisas futuras:

- Avaliar a capacidade adsortiva da areia com relação às microcistinas;
- Avaliar a influência da matéria orgânica natural e dos compostos extracelulares da lise da *M. aeruginosa* na biodegradação das microcistinas por organismos presentes na camada biológica dos filtros lentos;
- Avaliar a influência da adição intencional de pequenas quantidades de microcistinas na água bruta (aclimação) na indução da presença e crescimento da população de organismos degradadores de microcistinas no filtro lento

Recomenda-se ainda avaliar estisticamente, com base em experimentos controlados, a reprodutibilidade do desempenho do filtro lento para diferentes situações de qualidade da água bruta (águas com turbidez e sem a presença de microalgas/cianobactérias, águas com presença de microalgas/cianobactérias, águas com presença de matéria orgânica dissolvida, etc.).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alicea, A., Robles, J. C., Guillont, H., Rios, R. A. (2006). “Performance Evaluation of three slow sand filters.” In: Gimbel, E. Graham, N. J. D., Colins, M. R. (eds) Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes. IWA Publishing, Londres, Inglaterra, 206-211.
- American Public Health Association (APHA) (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21^a Ed. Washington: APHA, AWWA, WEF.
- Angelini, R., Bini, L. M., Starling, F. L.R.M. “Efeitos de diferentes intervenções no processo de eutrofização do lago Paranoá (Brasília-DF).” *Oceol. Bras.*, 12 (3), 564-571.
- Arantes, C. (2004). *Uso da filtração lenta para remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas*. Dissertação de Mestrado, Departamento do 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., 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., Brandão C.C.S. (Eds). (2003). “*Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo na Saúde pública e Processos de Remoção em Águas para Consumo Humano*.” Fundação Nacional de Saúde – FUNASA/Ministério da Saúde, Brasília, 56p.
- Bartram, J., Carmichael W.W., Chorus I., Jones G., Skulberg O. M. (1999). “Introduction” In: Chorus, I. and Bartram, J.,(eds.) *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. E&FN Spon, Londres, 1-13.
- Bellamy, W. D., Silverman, G. P., Hendricks D. W., Logsdon, G. S. (1985a). Removing giardia cysts with slow sand filtration. *Journal of American Water Works Association*, **77(2)**, 52-60.
- Bourne D.G., Blakeleyb R.L., Riddlec P., Jonesa G.J. (2006) “Biodegradation of the cyanobacterial toxin microcystin LR in natural water and biologically active slow sand filters.” *Water Research*, **40**, 1294-1302.

- Bouvy M., Falcão D., Marinho M., Pagano M., Moura A. (2000) "Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought." *Aquatic Microbial Ecology*, **23**, 13-27.
- Brasil (2004). Ministério da Saúde. "Portaria n° 518: Procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância de qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade." Diário Oficial da república Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 25 de março de 2004.
- Brito, L.L.A., Cardoso, A.B., Salvador, D.P., Heller, L. (2005) "Amadurecimento de filtros lentos de areia e remoção de microrganismos indicadores de qualidade da água ao longo da profundidade do leito: Uma avaliação em instalação piloto." *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **10**, 307-317.
- Carmichael, W.W. (1994). "The toxins of cyanobacteria." *Scientific American*, **270**, 78-86.
- Campos, L.C., Su, M.F.J., Graham, N.J.D., Smith S.R. (2002). "Biomass development in slow sand filters." In: *Water Research*, **36**, 4543-4551.
- Campos, L. C., Smith, R. S., Graham, J. D. N. (2006). "Deterministic-Based Model of Slow Sand Filtration. I: Model Development". *Journal of Environmental Engineering*, **132**, 872-886.
- Chapman A.D., Schelske C.L. (1997). "Recent appearance of *Cylindrospermopsis* (cianobactéria) in five hypereutrophic Florida lakes." *Journal Phycology*, **33**, 191-195.
- Chorus, I. e Bartram, J. (1999). *Toxic Cyanobactéria in Water*. E&FN Spon, Londres, 416p.
- Chow C.W.K., Drikas M., House J., Burch M.D., Velzeboer R.M.A. (1999). "The impact of conventional water treatment processes on cells of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*." *Water Research*, **33** (15), 3253-3262.
- Christoffersen K., Lyck S., Winding A. (2002). "Microbial activity and bacterial community structure during degradation of microcystins." *Aquatic Microbial Ecology*, **27**, 125-136.
- Cousins I. T., Bealing D. J., James H. A., Sutton and A. (1996). "Biodegradation of microcystin-Lr by indigenous mixed bacterial populations." *Water Research*, **30**(2), 481-485.

- 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.
- Di Bernardo, L., Dantas, A.D.B. (2005). Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. RiMA, Vols 1 e 2, 2ª edição, São Carlos, São Paulo, Brasil, 1565p.
- Ellis, K.V. e Aydin, M.E. (1995). “Penetration of solids and biological activity into slow sand filters.” In: *Water Research*, **29**, 1333-1341.
- Euletério, L. (2007). *Removal of the cyanobacterial toxin microcystin-LR by biofiltration: identification of toxin-degrading bacteria and effects of backwashing*. Doctor Philosophy Degree in Civil and Environmental Engineering, Department of Civil and Environmental Engineering, Howard R. Hughes college of Engineering, University of Nevada, Las Vegas, 237p.
- Figueiredo D.R., Azeiteiro U.M., Esteves S.M., Gonçalves F.J.M., Pereira M.J. (2004). “Microcystin-producing blooms-a serious global public health issue.” *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **59**, 151–163.
- Fitzgerald DJ, Cunliffe D.A, Burch M.D. (1999). “Development of health alerts for cyanobacteria and related toxins in drinking water in South Australia.” *Environmental Toxicology*, **14(1)**, 203-7.(acesso somente ao resumo)
- Galvis G., Latorre J., Visscher J.T. (1999). “*Filtración en Múltiples Etapas – tecnología innovativa para el Tratamiento de Agua.*” Série Documentos Técnicos, IRC – Centro Internacional de Agua y Saneamiento/CINARA, Colômbia, 197p.
- Gomes, L.N.L., Oliveira, S.M.A.C., Giani, A., Von Sperling, E. (2009). “Estudo da associação entre parâmetros bióticos e abióticos e a ocorrência de cianobactérias no reservatório de Vargem das Flores/MG.” Em: *25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Recife, PE.
- Grützmacher, G., Böttcher, G., Chorus, I. e Bartel, H. (2002). “Removal of Microcystins by Slow Sand Filtration.” *Environmental Toxicology*, **17(4)**, 386-394.
- Grützmacher, G., Wessel, G., Chorus, I. e Bartel, H. (2006). “Removal of Cyanobacterial toxins (microcystins) during slow sand and bank filtration”. In: Rolf Gimbel, Nigel J. D. Graham and M. Robin Collins (Eds.). *Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Process*. IWA Publishing, 20, 171-177.

- 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.
- Heller, L., Vieira, M. B. C. M., Brito, L. L. A., Salvador, D. P. (2006). "Desempenho da filtração lenta em areia submetida a cargas de pico de oocistos de *Cryptosporidium* sp, bactérias e sólidos: uma avaliação em instalação piloto." *Engenharia Sanitária e Ambiental*. 11(1), 27-38.
- Hespanhol, I. (1987). "Filtração Lenta." In: Azevedo Netto, J.M. (ed.) *Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água*, Vol. 2, CETESB, São Paulo, Brasil, 229-273.
- Ho, L., Meyn, T., Keegan, A., Hoefel, D., Brookes, J., Saint, C.P., Newcombe, G. (2006). "Bacterial degradation of microcystin toxins within a biologically active sand filter." In: *Water Research*, **40**, 768-774.
- Ho, L., Hoefel, D., Saint, C.P., Newcombe, G. (2007). "Isolation and identification of a novel microcystin-degrading bacterium from a biological sand filter." In: *Water Research*, **41**, 4685-4695.
- Humpage, A.R., Fench, M., Thomas, P., Falconer, I.R., (2000). Micronucleus induction and chromosome loss in transformed human white cells indicate clastogenic and aneugenic action of the cyanobacterial toxin, cylindrospermopsin. *Mutat. Res.* 472,155–161.
- Ives, K.J. (1969). "Theory of Filtration." *International Water Supply Association*, Special Subject n°7, Viena, Áustria.
- Jones G. J., Negri A. P. (1997) "Persistence and degradation of cyanobacterial Paralytic Shellfish Poisons (PSPs) in freshwaters." *Water Research*, **31**(3), 525-533.
- Jones, G. e Orr, P.T. (1994). "Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreacional lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay." *Water Research*, **28**, 871-880. (acesso somente ao resumo)
- Kaebnick M., Neilan B.A., Borner T., Dittmann E., (2000). "Light and the transcriptional response of the microcystin biosynthesis gene cluster." *Applied. Environmental Microbiology*, **66**, 3387–3392.

- Kankaanpää H., Vuorinen P. J., Sipiä V., Keinänen M. (2002). “Acute effects and bioaccumulation of nodularin in sea trout (*Salmo trutta m. trutta* L.) exposed orally to *Nodularia spumigena* under laboratory conditions.” *Aquatic Toxicology*, **61**, 155-168.
- 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.
- Komárek, J., (2003). “Cocoid and colonial cyanobacteria”. In: Wehr, J. D., Sheath, R. (eds.) *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. San Diego: Academic Press, p. 59-116.
- Komárek, J., Anagnostidis, K. (2005). “Cyanoprokaryota”. Itália: Elsevier GmbH.
- Kuroda E.K., (2002). *Avaliação da filtração direta ascendente em pedregulho como pré-tratamento em sistemas de dupla filtração*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 201 p.
- Kuroda E.K., Nagashima, A.I., Kuriama, F., Tsuji, K., Garcia, S., Nóbrega, G. M. A., Harada, K., Hirooka, E.Y. (2009). “Uso de microrganismos para biocontrole de cianobactérias toxigênicas e biodegradação de microcistinas.” Em: *25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Recife, PE.
- Lang J.S., Giron, J.J., Hansen, A.T., Rhodes Trussell, R. e Hodges Jr., W.E. (1993). “Investigating Filtration Performance as a Function of the Ratio of Filter Size to Media Size.” *Journal of the American Water Works Association*, **85**(10), 122-130.
- Lawton L., Marsalek B., Padisák J., Chorus I. (1999) “Determination of cyanobacteria in the laboratory.” *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management* (Chorus, I. and Bartram, J., Eds.), pg. 347-366. E e FN Spoon, London.
- Li, G.E., Ma, J. e Du, K.Y. (1996). “Multi-Stage Slow Sand Filtration for the Treatment of High Turbid Water.” *Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration* (Graham, N. and Collins, R., Eds.), pg. 371-378. John Wiley & Sons Ltd, England.
- Magalhães, V.F., Azevedo, S.M.F.O. (1998). “Ecological implications of hepatotoxic *Microcystis aeruginosa* in the Jacarepaguá Lagoon, Brazil.” In: Reguera, B., Blanco, J., Fernández, M.L., Wyatt, T., editors. *Harmful Algae Junta Intergovernmental Oceanographic Commission of Unesco*, 26-28.

- Mello, O.M.T (1998). *Avaliação do Desempenho da Filtração em Múltiplas Etapas no Tratamento de Águas com Elevadas Concentrações de Algas*. Dissertação de Mestrado, Publicação MTARH.DM-012A/98, Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 136p.
- Melo, A.E.S. (2006). *Avaliação da Filtração Lenta na Remoção de Células de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-98/06, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 187p.
- Metcalf & Eddy (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. Mc Graw Hill, 4ª edição, 1819p.
- Minillo, A., Freitas, S.C., Isique, W.D., Tangerino, E.P. (2009). “Biodegradação de microcistina por bactérias presentes em filtros de carvão biológico em sistema “BATCH”.” Em: *25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Recife, PE.
- Molicaa R.J.R., Oliveira E.J.A., Carvalho P.V.V.C., Costa A.N.S.F., Cunha M.C.C., Melo G.L., Azevedo S.M.F.O. (2005). “Occurrence of saxitoxins and an anatoxina(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply.” *Harmful Algae*, **4**, 743–753.
- Mur, L.R., Skulberg M., Utkilen H. (1999). “Cyanobacteria in the environment” In: Chorus, I. and Bartram, J.,(eds.) *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. E&FN Spon, Londres, 15-40.
- Murtha, N.A., Heller, L., Libânio, M. (1999). “A filtração lenta em areia como alternativa tecnológica para o tratamento de águas de abastecimento no Brasil.” Em: *19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*.
- Newcombe, G. e Nicholson, B. (2004). “Water treatment options for dissolved cyanotoxins.” *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*, **53**(4), 227-239.
- Oliveira M. C. B. (2003). “Detection of potential microcystin-producing cyanobacteria in Brazilian reservoirs with a mcyB molecular marker.” *Harmful Algae*, **2**, 51–60.

- Oshima, Y. (1995). "Post-Column derivatization HPLC methods for Paralytic Shellfish Poisons." In: Hallegraeff, G.M., Anderson, D.M. e Cembella, A.D. (eds.) *Manual on Harmful marine Microalgae*, IOC Manuals and Guides n 33, United Educational, scientific and Cultural Organization (UNESCO), Paris, 81-94.
- Osswald J., Rellán S., Gago A., Vasconcelos V. (2007). "Toxicology and detection methods of the alkaloid neurotoxin produced by cyanobacteria, anatoxin-a." *Environment International*, **33**, 1070–1089.
- Paerl, H, Huisman, J. (2008). "Blooms like it hot." *Science*, **320**, 57-58.
- Pires Jr. O.R., Sebben A., Schwartz E.F., Largura S.W.R., Bloch Jr. C., Morales R.A.V., Schwartz C.A. (2002). "Ocurrence of tetrodoxin and its analogues in the Brazilian frog *Brachycephalus ephippium* (Anura: Brachycephalidae)." *Toxicon*, **40**, 761-766.
- Pizzolatti, B.S., Soares, M.B.D., Senz, M.L., Dalsasso, R.L. (2009). "Tratamento de água de lago por filtração lenta: Estudo de três concepções de limpeza de filtro lento." Em: *25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Recife, PE.
- Pouria S., Andrade A., Barbosa J., Cavalcanti R.L., Barreto V.T.S., Ward C.J., Preiser W., Poon G.K., Neild G.H., Codd G.A. (1998). "Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil." *The Lancet*, **352**, 21-26.
- Rossi, C.H., Souza, T.G.L., Paz Júnior, G.J., Tangerino, E.P., Isique, W.D. (2009). "Avaliação da remoção de cianobactérias e cianotoxinas em colunas verticais de filtração lenta seguidas de filtro lento de areia." Em: *25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Recife, PE.
- 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 MTARH.DM-48/02, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 115p.
- Sá, J.C. (2006). *Influência das características da camada 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.

- Saito, T., Okano, K., Park, A., Itayama, T., Inamori, Y., Neilan, B. A. (2003). "Detection and sequencing of the microcystin LR-degrading gene, *mlrA*, from new bacteria isolated from Japanese lakes." *FEMS Microbiology Letters*, **229**, 271-276
- Saker M.L., Nogueira I.C.G., Vasconcelos V.M., Neilan B.A., Eaglesham G.K., Pereira P. (2003). "First report and toxicological assessment of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* from Portuguese freshwaters." *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **55**, 243-250.
- Sánchez, L.D., Sánchez, A., Galvis G., Latorre, J. (2006). "*Filtración en Múltiples Etapas.*" Documento de revisão técnica 15, IRC – Centro Internacional en Agua y Saneamiento, Delft, Holanda, 68p.
- Senogles P.J., Scott J.A., Shaw G., Stratton H. (2001). "Photocatalytic degradation of the cyanotoxin cylindrospermopsin, using titanium dioxide and UV irradiation." *Water Research*. 35 (5), 1245–1255.
- Senogles, P., Shaw, G., Smith, M., Norris, R., Chiswell, R., Mueller, J., Sadler, R., Eaglesham G. (2000). "Degradation of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin, from *Cylindrospermopsis raciborskii*, by chlorination." *Toxicon*, **38**(9), 1203–1213.
- Shaw, G., Seawright, A., Shahin, M., Senogles, P., Mueller, J., Moore, M., 2000. The cyanobacterial toxin, cylindrospermopsin: human health risk assesment. In Abstracts of the Ninth International Conference on Harmful Algal Blooms, 7–11 February, Hobart, Tasmania.
- Sivonen, K., Jones, G. (1999) "Cyanobacterial toxins" In: Chorus, I. and Bartram, J.,(eds.) *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. E&FN Spoon, Londres, 41-111.
- Sotero-Santos, R.B., Barbosa R., Silvaa Carlos R. S. E., Veranib N. F., Nonakac K. O., Rocha O. (2006). "Toxicity of a cyanobacteria bloom in Barra Bonita Reservoir (Middle Tietê River, São Paulo, Brazil)." *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **64**, 163–170.
- Streble H., Krauter D. *Atlas de los Microrganismos de Agua Dulce, La vida en una gota de água*. Ed. Omega, S.A., Barcelona, 1987.
- Tiwari, S.S.K., Schmidt, W.P., Darby, J., Kariuki, Z.G., Jenkis, M.W. (2009). "Intermittent slow sand filtration for preventing diarrhea among children in Kenyan households

- usin unimproved water sources: randomized controlled trial.” In: *Tropical Medicine and International Health*, **14**, 1374-1382.
- Ueno Y., Nagata S., Tsutsumi T. (1996). “Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water samples in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China by highly sensitive immunoassay.” *Carcinogenesis*; **6**, 1317–21.
- Visscher, J.T., Galvis, G. e Latorre, J. (1996). Filtración en múltiples etapas – FiME: bondades e limitaciones. Anais da Conferencia Internacional Mejoramento de la Calidad Del Agua. Santiago Del Cali, 30 de abril a 4 de maio, Colômbia.
- Visscher, J.T. (2006). “*Facilitating Community Water Supply Treatment. From technology transfer to multi-stakeholder learning.*” IRC – International Water and Sanitation Centre, Delft, Holanda, 256p.
- Von Sperling, E., Ferreira, A. C. S., Gomes, L. N. L. (2008) “Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth.” *Desalination*, **226**, 169–174.
- Wang H., Ho L., Lewis D. M., Brookes J. D., Newcombe G. (2007). “Discriminating and assessing adsorption and biodegradation removal mechanisms during granular activated carbon filtration of microcystin toxins.” *Water Research*, **41**, 4262-4270.
- Wegelin, M. (1996). *Surface Water Treatment by Roughing Filters – A Design, Construction and Operation Manual*. Swiss Center for Development Cooperation in Technology and Management (SKAT), Suíça.
- Wiegand C., Pflugmacher S. (2005). “Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites a short review.” *Toxicology and Applied Pharmacology*, **203**, 201-218.
- Wood, L.R. (1985). “Chloroform-methanol of chlorophyll a.” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **42**, 38-43.
- World Health Organization (2008). Guidelines for drinking-water quality, 3th edition, Incorporating the first and second addend, Volume 1, Recommendations. Geneva, 2008.

APÊNDICES

Apêndice A – Parâmetros Monitorados

Os dados dos parâmetros monitorados estão apresentados nas Tabelas a seguir. Os períodos de ocorrência e a condição dos experimentos estão dispostos na Tabela A1.

Tabela A1 - Condição e período de realização dos experimentos

Experimento	Condição	Período
1	com amadurecimento	05/03/2009 a 04/04/2009
1	sem amadurecimento	24/04/2009 a 04/05/2009
2	com amadurecimento	08/05/2009 a 07/06/2009
3	com amadurecimento	12/06/2009 a 12/07/2009
1	sem amadurecimento	16/07/2009 a 26/07/2009

DADOS DOS EXPERIMENTOS SUBMETIDOS AO AMADURECIMENTO

Tabela A2 – Dados de Turbidez da Água Bruta (AB) afluyente e efluente dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) dos experimentos 3 submetidos ao amadurecimento

Ciclo	Turbidez (UT)								
	Experimento 1			Experimento 2			Experimento 3		
	AB	FLA 1	FLA 2	AB	FLA 1	FLA 2	AB	FLA 1	FLA 2
1	4,58	0,76		4,63	0,33		3,87	0,27	
2	4,70	0,97		2,33	0,20		2,26	0,18	
3	3,80	0,51		1,85	0,23		2,07	0,21	
4	3,17	0,33		1,76	0,23		4,16	0,16	
5	1,97	0,27		1,58	0,23		3,27	0,13	
6	3,38	0,23	0,77	3,21	0,25	0,39	2,95	0,14	0,23
7	3,81	0,25	0,67	4,76	0,32	0,38	3,60	0,16	0,20
8	4,07	0,25	0,60	4,55	0,23	0,26	3,10	0,15	0,19
9	3,15	0,21	0,42	1,94	0,25	0,25	2,30	0,15	0,15
10	2,99	0,20	0,32	4,84	0,27	0,20	1,38	0,14	0,14
11	2,36	0,19	0,20	2,78	0,30	0,20	4,72	0,12	0,17
12	2,99	0,16	0,15	6,34	0,32	0,22	2,42	0,14	0,14
13	4,03	0,14	0,24	4,75	0,33	0,20	1,28	0,13	0,15
14	2,93	0,24	0,19	4,97	0,31	0,21	11,10	0,15	0,14
15	2,91	0,17	0,19	10,50	0,45	0,19	4,57	0,13	0,14
16	4,00	0,15	0,20	1,46	0,31	0,18	3,52	0,12	0,12
17	2,80	0,15	0,19	6,50	0,38	0,18	2,45	0,10	0,11
18	2,87	0,16	0,20	2,87	0,16	0,21	16,80	0,12	0,15
19	2,98	0,17	0,20	2,20	0,23	0,28	3,05	0,13	0,13
20	2,54	0,18	0,21	5,61	0,29	0,30	1,87	0,11	0,13
21	22,70	4,96	3,69	30,30	14,40	9,45	24,40	5,09	1,09
22	28,40	10,50	10,80	25,30	13,90	15,40	11,70	3,56	5,51
23	27,70	10,30	16,50	22,80	11,70	14,40	25,30	0,85	1,57
24	2,57	2,89	6,33	3,11	4,05	2,85	2,59	0,58	0,68
25	2,59	1,62	1,99	6,63	0,57	0,67	2,82	0,20	0,24
26	2,27	0,59	0,42	2,56	0,26	0,33	1,92	0,14	0,21
27	1,08	0,34	0,28	2,61	0,29	0,32	3,24	0,30	0,20
28	2,52	0,23	0,25	4,99	0,22	0,25	3,51	0,21	0,14
29	1,41	0,24	0,22	4,00	0,21	0,23	4,53	0,17	0,12
30	2,18	0,23	0,19	2,66	0,19	0,20	1,34	0,13	0,12

Tabela A3 – Dados de clorofila-a da Água Bruta (AB) afluyente e efluente dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) dos experimentos 3 submetidos ao amadurecimento

Ciclo	Clorofila-a (µg/L)								
	Experimento 1			Experimento 2			Experimento 3		
	AB	FLA 1	FLA 2	AB	FLA 1	FLA 2	AB	FLA 1	FLA 2
1	26,40	3,52		12,14	0,88		7,13	1,76	
2	2,64	4,40		9,50	0,88		6,34	2,64	
3	14,96	3,52		5,02	1,76		5,02	1,76	
4	14,08	0,88		4,49	1,76		7,13	0,00	
5	7,92	4,40		4,75	0,88		6,07	1,76	
6	14,96	2,64	7,04	4,49	4,40	0,88	5,81	0,88	2,64
7	19,36	6,16	3,52	12,94	0,88	2,64	4,75	1,76	0,88
8	24,64	2,64	0,88	9,24	0,00	0,88	4,22	2,64	1,76
9	15,84	1,76	1,76	5,81	0,00	0,88	3,43	0,00	2,64
10	18,48	2,64	2,64	8,71	0,00	0,88	2,64	0,88	0,88
11	11,44	1,76	1,76	8,45	1,76	0,88	2,64	0,88	0,88
12	9,68	7,04	1,76	7,13	1,76	0,88	3,43	1,76	0,00
13	18,48	2,64	4,40	6,60	0,88	0,00	3,70	0,00	0,88
14	12,32	0,88	6,16	7,39	0,88	4,40	9,77	0,00	0,88
15	11,44	0,88	1,76	8,98	0,88	0,00	6,07	0,88	3,52
16	21,12	1,76	0,00	3,96	0,88	0,88	2,38	1,76	1,76
17	22,00	1,76	0,88	7,66	0,88	0,88	2,64	0,88	2,64
18	17,60	1,76	0,88	5,28	0,00	0,88	11,62	2,64	1,76
19	8,80	0,88	0,88	5,28	0,00	1,76	4,75	0,88	0,88
20	7,04	0,88	0,88	8,45	1,76	0,88	2,38	2,64	1,76
21	295,68	49,28	35,20	337,92	226,16	131,12	271,39	73,04	13,20
22	291,28	142,56	126,72	302,54	190,08	210,32	127,51	50,16	74,80
23	308,88	116,16	197,12	329,47	183,04	209,44	345,31	12,32	24,64
24	13,20	38,72	69,52	9,77	50,16	37,84	6,86	3,52	8,80
25	12,32	20,24	28,16	9,50	13,20	12,32	4,75	2,64	1,76
26	8,80	7,04	10,56	7,92	2,64	3,52	2,90	2,64	0,88
27	3,52	2,64	1,76	5,02	2,64	0,00	3,70	0,88	0,00
28	9,68	1,76	0,00	5,81	0,00	1,76	3,43	0,88	0,88
29	3,52	0,00	0,88	5,81	0,88	1,76	4,22	0,00	0,88
30	10,03	0,00	0,00	6,86	3,52	0,88	1,85	0,00	0,88

Tabela A4 - Dados de microcistinas extracelulares (e) e totais(t) da Água Bruta(AB) afluyente e do efluente (FLA 1 e FLA 2) dos filtros lentos

Microcistina (µg/L) - Experimento 1, com amadurecimento						
CICLO	Afluyente		Efluente			
	AB(t)	AB(e)	FLA 1(e)	FLA 2(e)	FLA 1(t)	FLA 2(t)
21	80,54	3,50	18,28	9,34	27,62	36,95
22	59,84	4,29	22,47	7,96	30,43	38,39
23	77,40	8,19	31,79	11,44	43,23	54,67
24			10,30	2,04	12,34	14,38
25			3,30	3,52	6,82	10,33
26			1,18	0,84	2,02	2,85
27			0,80	0,28	1,08	1,36
28			0,64	0,20		
29			0,50	0,15		
Total	217,77	15,98	88,12	35,41	124,17	159,13

Tabela A5 - Dados de microcistinas extracelulares (e) e totais(t) da Água Bruta(AB) afluente e do efluente (FLA 1 e FLA 2) dos filtros lentos

Microcistina (µg/L) - Experimento 3, com amadurecimento						
CICLO	Afluente		Efluente			
	AB(t)	AB(e)	FLA 1(e)	FLA 2(e)	FLA 1(t)	FLA 2(t)
22	52,22	11,99	23,8	21,03	36,67	23,03
23	87,94	70,96	28,38	35,47	37,18	48,43
24	86,10	29,36	1,18	1,38	3,25	5,42
25			1,06	0,53	9,86	1,75
26			0,46	0,45	2,69	0,42
27			0,12	0,11	0,49	
28			ND	ND		
Total	226,26	112,30	55,00	58,97	90,15	79,16

Tabela A6 – Dados de coliformes totais da Água Bruta (AB) afluente e efluente dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) dos experimentos 3 submetidos ao amadurecimento

Ciclo	Coliformes Totais (NMP/100 mL)								
	Experimento 1			Experimento 2			Experimento 3		
	AB	FLA 1	FLA 2	AB	FLA 1	FLA 2	AB	FLA 1	FLA 2
1	3640	115		886	1414		728	15	
2	2923	172		991	15		529	1	
3	1973	9		706	9		301	2420	
4	818	ND		960	8		960	ND	
5	215	ND		10	6		471	1	
6	8138	ND	1	10	19	3	670	ND	27
7	3750	ND	4	2628	11	7	1145	ND	6
8	11528	4	4	4284	11	1	3873	1	ND
9	10880	1	3	52	4	ND	644	ND	1
10	5775	ND	1	3870	8	3	252	ND	1
11	2335	1	1	1108	5	2	2034	ND	1
12	2815	ND	1	2172	4	1	7270	ND	1
13	3770	2	ND	959	3	1	583	1	ND
14	2883	1	ND	13734	21	2	5475	1	ND
15	5358	ND	ND	1166	5	2	1508	1	ND
16	7468	ND	ND	332	11	ND	1354	ND	ND
17	4605	5	1	3130	2	1	108	ND	ND
18	5775	4	3	4620	4	1	2224	5	3
19	14485	5	22	150	ND	1	2613	3	1
20	11528	4	36	1248	ND	ND	170	ND	1
21	9135	0	8	3348	ND	ND	3586	10	ND
22	18175	2	3	1714	ND	1	4494	1	1
23	15328	10	10	370	1	ND	1354	4	1
24	9572	86	20	492	1	ND	798	ND	1
25	9572	13	20	492	3	ND	10950	ND	1
26	4286	1	1	2290	ND	1	1578	1	ND
27	370	ND	ND	229	ND	ND	7746	ND	1
28	4196	ND	2	3870	2	1	2464	1	1
29	1354	ND	3	1760	4	1	7746	ND	ND
30	7308	1	2	2582	1	2	1584	ND	ND

Tabela A7 – Dados de *E. coli* da Água Bruta (AB) afluente e efluente dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) dos experimentos 3 submetidos ao amadurecimento

Ciclo	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)								
	Experimento 1			Experimento 2			Experimento 3		
	AB	FLA 1	FLA 2	AB	FLA 1	FLA 2	AB	FLA 1	FLA 2
1	1	ND		10	1		82	2	
2	103	1		ND	2		41	1	
3	ND	1		10	ND		10	ND	
4	ND	ND		ND	1		1	ND	
5	ND	ND		ND	ND		10	ND	
6	853	ND	ND	ND	1	ND	20	ND	11
7	328	ND	2	40	ND	ND	379	ND	2
8	1973	1	2	40	ND	ND	738	ND	ND
9	50	ND	1	0	ND	ND	41	ND	ND
10	50	ND	ND	196	2	1	43	ND	ND
11	25	ND	ND	0	ND	ND	218	ND	ND
12	ND	ND	ND	60	ND	ND	1376	ND	ND
13	50	1	ND	282	ND	ND	134	1	ND
14	128	ND	ND	1366	6	1	450	ND	ND
15	25	ND	ND	292	ND	1	288	ND	ND
16	50	ND	ND	82	1	ND	216	ND	ND
17	565	2	ND	172	1	ND	10	ND	ND
18	50	1	1	40	1	ND	296	ND	2
19	158	1	2	20	ND	ND	598	ND	ND
20	210	ND	4	60	ND	ND	40	ND	ND
21	273	ND	ND	370	ND	ND	710	2	ND
22	753	ND	0	62	ND	ND	914	ND	ND
23	185	3	1	40	ND	ND	618	ND	ND
24	1076	13	2	10	ND	ND	41	ND	ND
25	1076	ND	ND	10	ND	ND	1794	ND	ND
26	290	ND	1	170	ND	ND	150	ND	ND
27	20	ND	ND	10	ND	ND	240	ND	ND
28	664	ND	ND	270	ND	1	102	ND	ND
29	664	ND	1	82	ND	ND	242	ND	ND
30	1354	ND	ND	146	ND	ND	168	ND	ND

DADOS DOS EXPERIMENTOS SEM AMADURECIMENTO

Tabela A8 - Dados de Turbidez da Água Bruta (AB) afluyente e efluente dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) dos 2 experimentos sem amadurecimento

Ciclo	Turbidez (UT)					
	Experimento 1			Experimento 2		
	AB	FLA 1	FLA 2	AB	FLA 1	FLA 2
1	24,00	2,76	13,00	25,30	13,30	7,01
2	19,80	3,83	12,50	30,90	12,30	16,80
3	23,10	4,69	10,30	20,20	4,01	3,06
4	2,20	3,95	2,32	1,22	0,83	0,31
5	3,74	3,51	0,87	2,56	0,35	0,26
6	2,12	1,66	0,35	1,78	0,22	0,18
7	1,23	0,39	0,28	0,92	0,15	0,16
8	2,12	0,37	0,30	2,67	0,21	0,23
9	3,09	0,35	0,26	3,45	0,14	0,12
10	3,44	0,20	0,25	2,98	0,15	0,17

Tabela A9 - Dados de clorofila-a da Água Bruta (AB) afluyente e efluente dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) dos 2 experimentos sem amadurecimento

Ciclo	Clorofila-a (µg/L)					
	Experimento 1			Experimento 2		
	AB	FLA 1	FLA 2	AB	FLA 1	FLA 2
1	271,26	30,80	138,16	324,19	164,56	109,12
2	247,90	51,92	179,52	379,10	167,20	224,40
3	324,72	69,52	149,60	210,14	49,28	40,48
4	13,46	51,92	29,92	2,64	7,92	5,28
5	9,77	53,68	10,56	5,81	5,28	1,76
6	5,81	24,64	2,64	5,54	1,76	0,88
7	4,75	2,64	0,88	3,17	1,76	0,88
8	4,75	0,88	1,76	5,28	0,88	0,88
9	5,81	0,00	0,88	5,54	1,76	2,64
10	4,49	0,00	0,00	5,02	1,76	0,88

Tabela A10 - Dados de microcistinas extracelulares (e) e totais(t) da Água Bruta(AB) afluyente e do efluente (FLA 1 e FLA 2) dos filtros lentos

Microcistina (µg/L) - Experimento 1, sem amadurecimento						
CICLO	Afluyente		Efluente			
	AB(t)	AB(e)	FLA 1(e)	FLA 2(e)	FLA 1(t)	FLA 2(t)
1	61,24	13,32	0,38	3,12	5,43	26,73
2	52,66	16,83	8,01	0,57	16,82	31,53
3	77,01	14,76	8,04	2,34	19,98	27,98
4			4,81	1,33	13,62	9,91
5			3,92	1,14	13,16	4,94
6			1,27	0,26	5,47	0,26
7			0,29	0,21	0,61	
10			0,19	0,16		
Total	190,91	44,92	26,72	8,97	75,07	101,56

Tabela A11 - Dados de microcistinas extracelulares (e) e totais(t) da Água Bruta(AB) afluyente e do efluente (FLA 1 e FLA 2) dos filtros lentos

Microcistina (µg/L) - Experimento 2, sem amadurecimento						
CICLO	Afluente		Efluente			
	AB(t)	AB(e)	FLA 1(e)	FLA 2(e)	FLA 1(t)	FLA 2(t)
1	48,54	3,54	0,59	0,86	29,68	20,10
2	70,64	12,72	1,61	1,49	31,17	41,24
3	30,60	15,05	3,43	1,45	12,01	7,03
4			1,71	1,4	1,85	2,17
5			0,77	0,35	1,31	
6			0,3	0,21		
7			0,21	0,74		
8			0,17	0,15		
Total	149,78	31,31	8,79	6,65	76,54	71,83

Tabela A12 - Dados de coliformes totais da Água Bruta (AB) afluyente e efluente dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) dos 2 experimentos sem amadurecimento.

Ciclo	Coliformes Totais (NMP/100 mL)					
	Experimento 1			Experimento 2		
	AB	FLA 1	FLA 2	AB	FLA 1	FLA 2
1	2075	219	138	1974	8	5
2	828	135	10	486	4	2
3	403	135	9	1816	9	2
4	265	51	80	605	ND	ND
5	3	10	ND	486	ND	ND
6	503	11	ND	590	ND	ND
7	201	11	ND	160	ND	1
8	309	2	1	1400	ND	1
9	121	ND	ND	2966	1	ND
10	20	ND	1	3440	ND	ND

Tabela A13 - Dados de *E. coli* da Água Bruta (AB) afluyente e efluente dos filtros lentos (FLA 1 e FLA 2) dos 2 experimentos sem amadurecimento.

Ciclo	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)					
	Experimento 1			Experimento 2		
	AB	FLA 1	FLA 2	AB	FLA 1	FLA 2
1	25	ND	3	62	ND	ND
2	50	ND	ND	2	2	ND
3	25	ND	ND	102	ND	ND
4	ND	ND	4	31	ND	ND
5	ND	ND	ND	2	ND	ND
6	78	ND	ND	20	ND	ND
7	31	ND	ND	10	ND	ND
8	10	ND	ND	62	ND	ND
9	ND	ND	ND	146	ND	ND
10	ND	ND	ND	20	ND	ND

Apêndice B – Dados correlacionados de microcistinas intracelulares

Para que fossem estimados os dados de microcistinas totais, utilizou-se o seguinte procedimento:

1 – A partir da diferença dos valores de microcistinas total e microcistinas extracelular da água bruta (ambas analisadas por meio do ELISA), foram quantificadas as microcistinas intracelulares afluentes aos filtros apresentados na Tabela B1.

Tabela B1 – Procedimentos e dados utilizados para calcular os dados de microcistinas intracelulares, a partir de dados existentes (última coluna da Tabela)

Dados água bruta - inoculação			Microcistina		Estimada
Clorofila-a Total	Clorof. AB	Total - AB	Total	Extra	Intra (tot. - extra)
295,68	10,34	285,34	80,54	3,50	77,04
291,28	10,34	280,94	59,84	4,29	55,54
308,88	10,34	298,54	77,40	8,19	69,21
271,39	4,70	266,69	52,22	9,81	42,41
127,51	4,70	122,81	87,94	70,96	16,98
345,31	4,70	340,61	86,10	29,36	56,75
271,26	9,68	261,58	61,24	13,32	47,92
247,90	9,68	238,22	52,66	16,83	35,82
324,72	9,68	315,04	77,01	14,76	62,25
324,19	4,70	319,49	48,54	3,54	45,00
379,10	4,70	374,40	70,64	12,72	57,93
210,14	4,70	205,44	30,60	15,05	15,54

2 – Então, com os valores de clorofila-a e microcistinas intracelulares da água bruta, foi calculada correlação que resultou em um coeficiente de 0,84, raiz quadrada de 0,7076 fornecido na regressão apresentada na Figura B1.

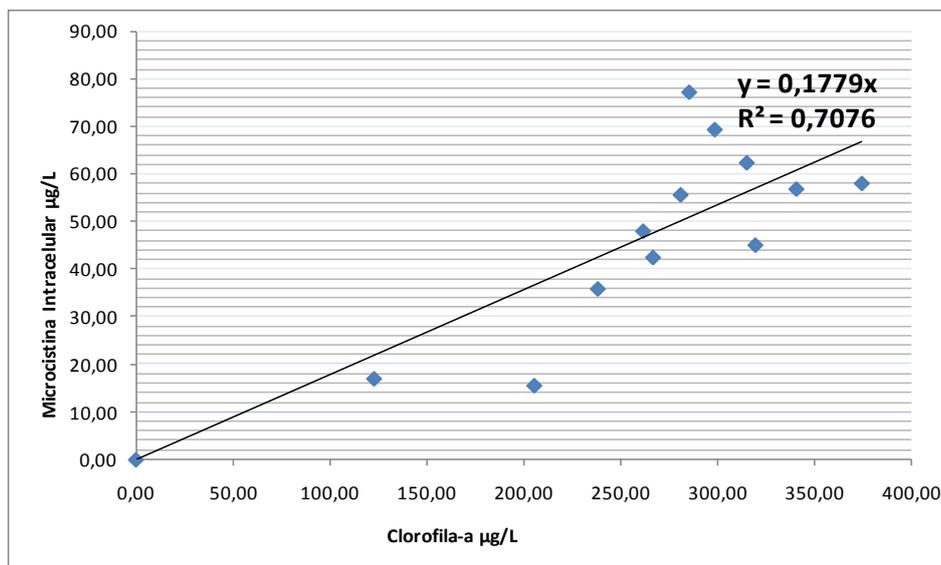


Figura B1 – Gráfico de regressão que originou a equação da reta que originou os dados de microcistinas intracelulares estimados.

3 – A equação originada foi utilizada para calcular os dados de microcistinas intracelulares da água filtrada, a partir dos dados de clorofila-a efluente (apenas nos dias em que foram verificadas a presença de células de *M. aeruginosa* no efluente dos filtros).

Tabela B2 – Dados utilizados para estimativa de microcistinas intracelulares (antepenúltima coluna) a partir da equação da reta e microcistinas totais (última coluna)

Experimento	Dados para água filtrada - Monitoramento								
	Ciclos	Clorofila-a AB	Remoção anterior a inoculação	Residual AB (Clor. AB - remoção)	Clorof. AF Total	Clorof. AF (cél de <i>M.aeruginos</i>)	Microcistinas		
							Intra (estimada)	Extra	Totais
Exp 1 com amad.	1	13,20	0,90	1,32	49,28	47,96	8,53	18,28	26,81
	2	13,20	0,90	1,32	142,56	141,24	25,13	22,47	47,60
	3	13,20	0,90	1,32	116,16	114,84	20,43	31,79	52,22
	23	13,20	0,90	1,32	38,72	37,40	6,65	10,30	16,95
	24	12,32	0,90	1,23	20,24	19,01	3,38	3,30	6,68
	25	8,80	0,90	0,88	7,04	6,16	1,10	1,18	2,28
	26	3,52	0,90	0,35	2,64	2,29	0,41	0,80	1,21
	1	13,20	0,91	1,19	35,2	34,01	6,05	9,34	15,39
	2	13,20	0,91	1,19	126,72	125,53	22,33	7,96	30,29
	3	13,20	0,91	1,19	197,12	195,93	34,86	11,44	46,30
	19	13,20	0,91	1,19	69,52	68,33	12,16	2,04	14,20
	20	12,32	0,91	1,11	28,16	27,05	4,81	3,52	8,33
21	8,80	0,91	0,79	10,56	9,77	1,74	0,84	2,57	
22	3,52	0,91	0,32	1,76	1,44	0,26	0,28	0,53	
Exp 3 com amad.	1	9,77	0,93	0,68	73,04	72,36	12,87	23,80	36,67
	2	9,77	0,93	0,68	50,16	49,48	8,80	28,38	37,18
	3	9,77	0,93	0,68	12,32	11,64	2,07	1,18	3,25
	1 FLA	9,77	0,93	0,68	50,16	49,48	8,80	1,06	9,86
	2 FLA	9,50	0,93	0,67	13,2	12,53	2,23	0,46	2,69
	3 FLA	7,92	0,93	0,55	2,64	2,09	0,37	0,12	0,49
	1	9,77	0,80	1,95	13,2	11,25	2,00	21,03	23,03
	2	9,77	0,80	1,95	74,8	72,85	12,96	35,47	48,43
	3	9,77	0,80	1,95	24,64	22,69	4,04	1,38	5,42
	1 FLA	9,77	0,80	1,95	8,8	6,85	1,22	0,53	1,75
	2 FLA	9,50	0,80	1,90	1,76	-0,14	-0,03	0,45	0,42
	Exp 1 sem amad.	1	13,46	0,82	2,42	30,8	28,38	5,05	0,38
2		13,46	0,82	2,42	51,92	49,50	8,81	8,01	16,82
3		13,46	0,82	2,42	69,52	67,10	11,94	8,04	19,98
1 FLA		13,46	0,82	2,42	51,92	49,50	8,81	4,81	13,62
2 FLA		9,77	0,82	1,76	53,68	51,92	9,24	3,92	13,16
3 FLA		5,81	0,82	1,05	24,64	23,59	4,20	1,27	5,47
4 FLA		4,75	0,82	0,86	2,64	1,78	0,32	0,29	0,61
1		9,77	0,44	5,47	138,16	132,69	23,61	3,12	26,73
2		9,77	0,44	5,47	179,52	174,05	30,96	0,57	31,53
3		9,77	0,44	5,47	149,6	144,13	25,64	2,34	27,98
2 FLA		9,77	0,44	5,47	53,68	48,21	8,58	1,33	9,91
3 FLA		5,81	0,44	3,25	24,64	21,39	3,80	1,14	4,94
4 FLA	4,75	0,44	2,66	2,64	-0,02	0,00	0,26	0,26	
Exp 2 sem amad.	1	2,64	0,61	1,03	164,56	163,53	29,09	0,59	29,68
	2	2,64	0,61	1,03	167,2	166,17	29,56	1,61	31,17
	3	2,64	0,61	1,03	49,28	48,25	8,58	3,43	12,01
	1 FLA	2,64	0,61	1,03	11,44	10,41	1,85		1,85
	2 FLA	5,81	0,61	2,27	5,28	3,01	0,54	0,77	1,31
	1	2,64	0,63	0,98	109,12	108,14	19,24	0,86	20,10
	2	2,64	0,63	0,98	224,4	223,42	39,75	1,49	41,24
	3	2,64	0,63	0,98	40,48	39,50	7,03		7,03
	1 FLA	2,64	0,63	0,98	5,28	4,30	0,77	1,4	2,17

Portanto, os valores de microcistinas totais apresentados para o efluente dos filtros são resultados do somatório de valores de microcistinas extracelulares, efetivamente quantificadas, e valores de microcistinas intracelulares, estimadas a partir da correlação adquirida.