

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

**REMOÇÃO DE ALGAS DE EFLUENTES DE LAGOA DE
ESTABILIZAÇÃO POR MEIO DE FILTRAÇÃO VERTICAL
ASCENDENTE EM PEDREGULHO E BRITA Nº2**

OLGA RUBÊNIA DA SILVA CAMINHA DE MENEZES

**ORIENTADORA: CRISTINA CELIA SILVEIRA BRANDÃO
DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E
RECURSOS HÍDRICOS**

PUBLICAÇÃO: PTARH.DM – 164/2014

BRASÍLIA/DF: JUNHO – 2014

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL

REMOÇÃO DE ALGAS DE EFLUENTES DE LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO POR
MEIO DE FILTRAÇÃO VERTICAL ASCENDENTE EM PEDREGULHO E BRITA Nº2

OLGA RUBÊNIA DA SILVA CAMINHA DE MENEZES

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

APROVADA POR:

Profª Cristina Celia Silveira Brandão, PhD (ENC/FT/UnB)
(Orientadora)

Profª Ariuska Karla Barbosa Amorim, DsC, (ENC/FT/UnB)
(Examinadora Interna)

Profª Liliana Pena Naval, PhD, (UFT)
(Examinadora Externa)

Brasília/DF, 10 de junho de 2014.

FICHA CATALOGRÁFICA

CAMINHA, OLGA RUBÊNIA DA SILVA DE MENEZES

REMOÇÃO DE ALGAS DE EFLUENTES DE LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO POR MEIO DE FILTRAÇÃO VERTICAL ASCENDENTE EM PEDREGULHO E BRITA Nº2.

xvi, 71p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2014). Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. LAGOA DE ALTA TAXA

2. FILTRO DE PEDREGULHO

3. FILTRO DE BRITA

4. REMOÇÃO DE ALGAS

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

CAMINHA, O.R.S.M. (2014). *Remoção de algas de efluentes de lagoa de estabilização por meio de filtração vertical ascendente em pedregulho e brita nº2*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTRAH. DM – 164/2014, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, DF, 71p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DA AUTORA: Olga Rubênia da Silva Caminha de Menezes

TÍTULO: Remoção de algas de efluentes de lagoa de estabilização por meio de filtração vertical ascendente em pedregulho e brita nº2.

GRAU: Mestre

ANO: 2014

É concedida à Universidade Brasília permissão para reproduzir cópia 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.

Olga Rubênia da Silva Caminha de Menezes
rubeniacaminha@yahoo.com.br

À minha querida sobrinha
Mabelle, fonte de felicidade
nessa vida e à minha irmã
Rubéria, que sempre me apoiou
nessa jornada. Amo vocês.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Maria do Livramento e Rubens Caminha, Deus os tenha em sua glória, pelo amor e pela dedicação em nos proporcionar a melhor educação possível. Pela lição desde criança de que estudo tem sempre que ser o primeiro da lista. Em especial à minha mãe, que foi a maior incentivadora para eu fazer o mestrado e que não viu a conclusão deste.

À minha irmã Rubéria Caminha, companheira e fiel torcedora, sem seu estímulo e apoio não sei se teria chegado até aqui e, pela minha princesa Mabelle.

À professora Cristina Brandão por ter “adotado” minha orientação, por ter proporcionado meios materiais e financeiros para que este trabalho acontecesse e para a minha permanência em Brasília, pela sua orientação, dedicação, paciência e exemplo de profissionalismo.

A todos os professores do PTARH pelos ensinamentos indispensáveis à minha formação acadêmica. À professora Ariuska Amorim pela indicação do tema da minha dissertação e por sua orientação inicial e, em especial, aos professores Marco Antônio Sousa, Lenora Ludolf e Yovanka Ginoris pelo tempo dedicado em discutir algumas dúvidas que ocorreram ao longo do trabalho.

Aos funcionários do Laboratório de Análise de Águas: “Boy”, Marcilene Primo, James Santos e Sara Kollar, pelo auxílio na realização das análises e, em especial ao Júnior pelos dias expostos ao sol, às formigas e aos mosquitos na fase de preparação e montagem da instalação piloto e à Carla Vizzotto pela realização dos ensaios de quantificação do fitoplâncton.

À CAPES pelo apoio financeiro por meio da concessão de bolsa de mestrado.

À Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal, em especial à Mônica Silva por ter aceitado a instalação piloto na ETE Paranoá, pela sua pronta dedicação em solucionar os problemas que ocorreram e seu otimismo com os resultados obtidos. Às colegas de mestrado Ana Maria Mota e Cláudia Simões que conseguiram o material para caixa de alimentação da piloto.

À minha família e amigos do Ceará, que apesar de sofrerem com a distância e a saudade me apóiam em cada decisão e torcem por mim. Às minhas tias: Olguinha, que dedicou sua vida à Educação e Fatinha, meu exemplo, que após aposentada da Educação fez outra graduação em Enfermagem.

Aos meus amigos de mestrado da turma 2011/1: Diana Jimena Monsalve, pelo seu apoio, sorriso fácil, descontração na hora do cafezinho de todo dia e pela elaboração do meu mapa; Maria Elisa Leite pelo seu estímulo constante, alegria contagiante e ajuda na pintura dos filtros; Leonardo Piau pelos inúmeros auxílios ao longo das disciplinas; Adriane Dias e Lucas Achaval pelo trabalho compartilhado no laboratório e nas disciplinas; Arthur Schleicher, Carol Peturssati, Diogo Gebrim, Luís Carlos, Luís Gustavo, Naiara Torres, Patrícia Bermond, Renata e Reuel Lopes pelos momentos de felicidade e desespero compartilhados.

Às amigas Bruna Cesca pela sua amizade, conselhos, incentivo e companhia nas horas de lazer e, Genilda Oliveira pela preocupação com o projeto, disposição em ensinar-me a análise de amônia e pelas dicas valiosas.

À Adriane Dias, Aline Luz, Bruna Cesca, Diana Jimena, Genilda Oliveira, Gislaine Marques, Lucas Achaval e Maria Elisa por terem sido uma fortaleza presente na minha vida quando tudo estava dando errado. A companhia física e distante, força e dedicação de vocês me fez continuar e tornou os meus dias mais agradáveis.

A Deus que esteve sempre comigo, que me guiou nas dificuldades do caminho mesmo quando eu não enxergava e que foi fiel e providente nos momentos de incerteza, angústia e desânimo.

“Comece fazendo o que é necessário, depois o que é possível, e de repente estará fazendo o impossível”

São Francisco de Assis

RESUMO

REMOÇÃO DE ALGAS DE EFLUENTES DE LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO POR MEIO DE FILTRAÇÃO VERTICAL ASCENDENTE EM PEDREGULHO E BRITA Nº2.

Autora: Olga Rubênia da Silva Caminha de Menezes
Orientadora: Cristina Celia Silveira Brandão
Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos
Brasília, 10 de Junho de 2014.

A utilização de filtros com meios filtrantes diversos como alternativa de pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização, com os custos e simplicidade compatível aos das lagoas, vêm sendo estudada desde a década de 1970. Apesar disso, sua aplicação à situações específicas demandam estudos detalhados sobre os parâmetros de projetos dos filtros. Assim, este trabalho teve como objetivo avaliar a influência da distribuição granulométrica e da taxa de filtração na eficiência de filtros de escoamento vertical ascendente na remoção de algas de efluentes de lagoas de estabilização de alta taxa. O sistema piloto utilizado no estudo consistia em dois filtros com escoamento ascendente, sendo um filtro preenchido com pedregulho de granulometria decrescente (FP) e o outro preenchido com brita nº 2 (FB), ambos com espessura de 1,5m, alimentados com efluente de lagoa de estabilização de alta taxa da ETE Paranoá, Brasília. Os filtros operaram com taxa de filtração de 3 e 1 m³/m².dia (2 e 0,7 m³/m³.dia), em duas fases experimentais. O desempenho dos filtros foi avaliado a partir dos dados de Clorofila-a, DQO e SST, tendo como parâmetros complementares a turbidez, o fósforo, o nitrogênio (amoniaco, nitrito e nitrato) e o pH. Esporadicamente, foi realizada a quantificação do fitoplâncton presente na lagoa e nos filtros. Apesar dos filtros FP e FB demonstrarem potencial para redução de SST, DQO e clorofila-a com uso da taxa de filtração de 3 m³/m².dia, as eficiências de remoção foram baixas. A eficiência de remoção de clorofila-a, DQO e SST aumentou significativamente nos dois filtros quando a taxa de filtração de 1 m³/m².dia foi utilizada. Os valores médios de remoção de clorofila-a foram de 61% e 71%, respectivamente no FP e no FB e a remoção média de DQO no FP foi de 37% e no FB de 41%. A remoção de SST aumentou cerca de 40% da primeira para a segunda taxa. De modo geral, o FB se mostrou mais eficiente do que o FP, porém o teste de Mann-Whitney indicou não haver diferenças significativas entre os filtros.

Palavras-chave: Lagoa de alta taxa, filtro de pedregulho, filtro de brita, remoção de algas.

ABSTRACT

ALGAE REMOVAL OF WASTEWATER STABILIZATION POND BY VERTICAL UPFLOW ROUGHING FILTERS

Author: Olga Rubênia da Silva Caminha de Menezes

Supervisor: Cristina Celia Silveira Brandão

Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Brasília, 10th June 2014.

The use of roughing filters with different media as an alternative post-treatment of wastewater stabilization ponds, with the cost and simplicity compatible with the lagoons, has been studied since 1970 decade. Nevertheless, its use for a specific effluent demands detailed investigation about the design parameters of the filters. In this context, this study aimed to evaluate the influence of the media size distribution and filtration rate on the efficiency of upflow vertical roughing filters in removing algae of high rate stabilization pond. The pilot system used consisted of two upflow filters fed with effluent of high rate stabilization pond of Paranoá WWTP, Brasilia - Brazil. A 1.5m media layer was used in both filters, however, one filter was filled with a five sub-layer of decreasing grain size in the range of 50 to 6.4 mm (FP) and other filter was filled with grain size in the range of 19-50 mm (FB). The filters were operated with a filtration rate of 3 and 1 m³/m².day (2 e 0.7 m³/m³.day) in two experimental phases. The performance of each filter was estimated based on Chlorophyll-a, COD and TSS data. Turbidity, phosphorous, nitrogen (ammonium, nitrite and nitrate) and pH were used as complementary parameters. Occasionally, quantification of phytoplankton in the pond and filters was performed. Although the FP and FB filters operating with filtration rate of 3 m³/m².day have shown potential to reduce TSS, COD and chlorophyll-a, the removal efficiencies were low. The removal efficiency of chlorophyll-a, COD and TSS was significantly increased when filters were operated with the lower filtration rate, 1 m³/m².day. The average removal of chlorophyll-a was 61% and 71%, respectively, for FP and FB. The FP was able to remove, in average, 37% of COD and the FB 42% of COD. The TSS removal increased about 40% from first to second filtration rate. In general, FB was slightly more efficient than FP, however, the Mann-Whitney hypothesis test showed no significant difference between the two filters.

Keywords: High rate stabilization pond, roughing filters, algae removal.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.....	4
3.1.1 Aspectos gerais.....	4
3.1.2 Características dos efluentes de lagoas de estabilização e impactos de seu lançamento.....	8
3.2 FILTROS DE PEDREGULHO.....	14
3.2.1 Utilização de filtro de pedregulhos para pré-tratamento de água – Remoção de algas.....	16
3.2.2 Utilização do filtro de pedregulho/pedras para pós-tratamento lagoas de estabilização.....	19
3.2.3 Custo de filtros de pedra.....	29
4. METODOLOGIA.....	31
4.1 ETE PARANOÁ.....	31
4.2 INSTALAÇÃO PILOTO.....	34
4.3. DESENVOLVIMENTO EXPERIMENTAL.....	39
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	42
5.1 PRIMEIRA FASE - TAXA DE FILTRAÇÃO 3 m ³ /m ² .d.....	42
5.2 SEGUNDA FASE - TAXA DE FILTRAÇÃO 1 m ³ /m ² .d.....	47
5.2.1 Clorofila-a, SST e DQO.....	47
5.2.2 Quantificação do fitoplâncton.....	54
5.2.3 Nutrientes.....	55
5.3 COMPARAÇÃO DO DESEMPENHO DOS FILTROS.....	59
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	62
REFERÊNCIAS.....	64
APÊNDICE A.....	70
Eficiências de remoção no filtro de pedregulho e no filtro de brita durante as duas fases de filtração operando com taxa de filtração 3 e 1 m ³ /m ² .d.....	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1- Caracterização do efluente da última lagoa de maturação da ETE As-Samra, Jordânia (Modificado de Saidam <i>et al.</i> , 1995).....	9
Tabela 3.2 – Resultados médios das análises de efluentes de 18 estações de tratamento de esgoto por meio de lagoa de estabilização da RMF (Menezes 2009, modificado).....	10
Tabela 3.3 – Valores médios de amostras compostas de um sistema de lagoas de estabilização em série (Nogueira, 2000, modificado).....	11
Tabela 3.4 – Resultados comparativos de trabalhos realizados com lagoas de estabilização.....	12
Tabela 3.6 – Critérios gerais de dimensionamento de unidades de filtros verticais ascendentes em camada e em série para tratamento de água (Di Bernardo e Dantas 2005, modificado).....	16
Tabela 3.7 – Características granulométricas do pré-filtro ascendente utilizado para remoção de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Melo, 2006).....	19
Tabela 3.8 – Características granulométricas dos filtros de pedregulho utilizados na Jordânia (Saidam <i>et al.</i> , 1995).....	24
Tabela 3.9 – Valores médios de concentração do afluente (lagoas 1 e 2) e do efluente dos filtros (brita nº3 e pedra de mão) e eficiência de remoção dos filtros operados com taxa de aplicação volumétrica 0,5 m ³ /m ³ .d (Andrada, 2005).....	26
Tabela 3.10 – Configuração e desempenho médio de filtros em quatro cidades da Nova Zelândia tratando efluente de lagoas facultativas aeradas (Middlebrooks <i>et al.</i> , 2005).....	26
Tabela 3.11 – Custos de recuperação de capital anual de filtros de pedra (Middlebrooks <i>et al.</i> , 1988).....	30
Tabela 4.1 - Parâmetros de projetos das lagoas de alta taxa da ETE Paranoá.....	33
Tabela 4.2 - Composição granulométrica dos filtros de pedregulho e de brita	38
Tabela 4.3 – Parâmetros, métodos e equipamentos utilizados nas análises de qualidade de efluentes.....	41
Tabela 5.1- Estatística descritiva de clorofila-a, DQO total, DQO filtrada, turbidez, pH e SST da lagoa e dos filtros operando com taxa de filtração 1 m ³ /m ² .d durante a primeira fase do experimento.....	45
Tabela 5.2 – Valores médios de eficiência de remoção de clorofila-a, DQO total, SS e turbidez dos dois filtros operando com taxa de filtração 3 m ³ /m ² .d durante a primeira fase	

do experimento.....	45
Tabela 5.3 – Análise dos coeficientes de correlação de Pearson (r) e de determinação (R ²), entre SST, clorofila-a, DQO em suspensão e DQO total.....	52
Tabela 5.4- Estatística descritiva de Clorofila-a, DQO total, DQO filtrada, Turbidez, pH e SST nos efluentes da lagoa e dos filtros na segunda fase do experimento com taxa de filtração 1m ² /m ³ .dia.....	53
Tabela 5.5 – Valores médios de eficiência de remoção dos parâmetros analisados durante a segunda fase do experimento, com taxa de filtração 1m ² /m ³ .dia.....	53
Tabela 5.6 – Quantificação de algas, por divisão, no afluente e no efluente dos filtros e suas respectivas eficiências de remoção* - valores médios (n=3).....	54
Tabela 5.7 – Concentração média de nutrientes na lagoa e nos dois filtros durante a segunda fase com taxa de filtração 1 m ³ /m ² .d.....	55
Tabela 5.8 – Resultados obtidos do Teste U de Mann-Whitney (p=0,05), para comparar concentração final e remoção de clorofila-a, DQO total e SST entre os filtros de pedregulho e de brita.....	59

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Efeitos da entrada excessiva de nutrientes em corpos hídricos (Adaptado de Dodds <i>et al.</i> , 2008).....	13
Figura 3.2 – Figura 3.2 – Esquema em corte de instalação de filtro de pedregulho. A: descendente em série; B: ascendente em série; C: ascendente em camadas; D: horizontal (Adaptado de Wegelin, 1996).....	15
Figura 3.3 – Diversas configurações de filtros de pedra. Esquerda: Illinois (modificado de Crites <i>et al.</i> , 2014); Direita: Nova Zelândia (modificado de Strang e Warehan, 2005).....	21
Figura 4.1 – Localização da ETE Paranoá em relação ao Plano Piloto, Lago Paranoá e Rio Paranoá.....	31
Figura 4.2 – Fluxograma do sistema de tratamento de esgotos da ETE Paranoá (Adaptado de Silva, 2007).....	32
Figura 4.3 – Vista aérea das lagoas de alta taxa da ETE Paranoá (Caesb, 2013).....	33
Figura 4.4 – Fluxograma da Estação Piloto.....	34
Figura 4.5 - Vista panorâmica da estação piloto + lagoa de alta taxa afluente utilizada no experimento.....	34
Figura 4.6 – Diagrama esquemático da instalação piloto.....	35
Figura 4.7 – Detalhes da alimentação dos filtros. Esquerda: Fotografia do reservatório de alimentação dos filtros pelas câmaras de carga individuais dos filtros; Direita: Esquema da alimentação (reservatório e câmara de carga).....	36
Figura 4.8 – Detalhes do fundo dos filtros. Esquerda: Fotografia com os registros de alimentação e descarga de fundo; Direita: Esquema da alimentação dos filtros....	37
Figura 4.9 – Vistas da instalação piloto. Esquerda: Detalhes dos reservatórios de distribuição e coleta e do quadro piezométrico; Direita: Vista frontal.....	38
Figura 5.1 - Figura 5.1 - Concentração e eficiência de remoção de (a) clorofila-a, (b) DQO total e (c) DQO filtrada no efluente da lagoa e dos filtros durante a primeira fase - taxa de filtração 3 m ³ /m ² .d.....	43
Figura 5.2 – Concentração e eficiência de remoção de clorofila-a no efluente da lagoa e dos filtros durante as duas fases do experimento, respectivamente com taxas de filtração de 1 e 3 m ³ /m ² .d.....	48
Figura 5.3 – Concentração de (a) SST e (b) SSV no efluente da lagoa e dos filtros durante as duas fases do experimento, respectivamente com taxas de filtração 1 e 3 m ³ /m ² .d.....	49

Figura 5.4 – Concentração de (a) DQO total e (b) DQO filtrada no efluente da lagoa e dos filtros durante as duas fases do experimento, respectivamente com taxas de filtração de 1 e 3 m ³ /m ² .d.	51
Figura 5.5 – Concentrações de (a) amônia e de (b) nitrato no efluente da lagoa e dos filtros durante a segunda fase com taxa de filtração 1m ³ /m ² .d.	56
Figura 5.6 – Concentrações P reativo (ortofosfato) no efluente da lagoa e dos filtros durante a segunda fase com taxa de filtração 1m ³ /m ² .d.	57
Figura 5.7 – Gráficos <i>Box Plot</i> das concentrações de (a) clorofila-a, (b) SST, (c) DQO total e (d) ortofosfato no efluente da lagoa e dos dois filtros durante as duas fases do experimento com taxas de filtração 1 e 3 m ³ /m ² .d.....	60

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMECLATURAS E ABREVIACÕES

°C.....	Graus Celsius
µg.....	Micrograma
Caesb.....	Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal
CAGECE.....	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
cm.....	Centímetro
CONAMA.....	Conselho Nacional do Meio Ambiente
d.....	Dia
DBO.....	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO.....	Demanda Química de Oxigênio
EB.....	Esgoto Bruto
EF.....	Efluente de Lagoa de Alta Taxa
EPA.....	Environment Protection Agency
ETE.....	Estação de Tratamento de Esgotos
F1.....	Taxa de Filtração 3 m ³ /m ² .d
F2.....	Taxa de Filtração 1 m ³ /m ² .d
FA1.....	Filtro Vertical Ascendente 1
FA2.....	Filtro Vertical Ascendente 2
FA3.....	Filtro Vertical Ascendente 3
FB.....	Filtro de Brita
FiME.....	Filtração em Múltiplas Etapas
FP.....	Filtro de Pedregulho
FVC.....	Filtro Vertical em Camadas
FVS.....	Filtro Vertical em Série
H ₀	Hipótese Nula
H ₁	Hipótese Alternativa
ha.....	Hectares
I.....	Intervalo na Operação dos Filtros
Kg.....	Quilograma
L.....	Litro
LA.....	Lagoa Anaeróbia
LF.....	Lagoa Facultativa
LM.....	Lagoa de Maturação

m.....	Metro
mg.....	Miligrama
mm.....	Milímetro
MME.....	Ministério das Minas e Energias
n.....	Número de Amostras
N.....	Nitrogênio
NH ₃ -N.....	Nitrogênio Amoniacal
NO ₂ ⁻ -N.....	Nitrogênio Nitrito
NO ₃ ⁻ -N.....	Nitrogênio Nitrato
Nt.....	Nitrogênio Total
NTK.....	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD.....	Oxigênio Dissolvido
P.....	Fósforo
pH.....	Potencial Hidrogeniônico
Pt.....	Fósforo Total
r.....	Coefficiente de Correlação de Pearson
R ²	Coefficiente de Determinação
R _{FB}	Somatória da ordem do Filtro de Pedregulho
R _{FP}	Somatória da ordem do Filtro de Brita
RMF.....	Região Metropolitana de Fortaleza
SANEPAR.....	Companhia de Saneamento do Paraná
SSF.....	Sólidos Suspensos Fixos
SST.....	Sólidos Suspensos Totais
SSV.....	Sólidos Suspensos Voláteis
UASB.....	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
UT.....	Unidade de Turbidez

1. INTRODUÇÃO

A crescente urbanização nas diversas regiões do Brasil tem provocado o aumento do consumo de água e conseqüentemente o aumento do volume de esgoto em todo o país. Esse aumento da geração de esgotos, associado à crescente necessidade de preservação ou recuperação dos corpos hídricos, tem despertado a preocupação com a qualidade do efluente final das Estações de Tratamento de Esgotos – ETEs, bem como evidenciado a busca por técnicas ou métodos que melhorem a qualidade final dos efluentes lançados em corpos hídricos.

O tratamento de esgotos utilizando lagoas de estabilização é bastante adotado em diversos países e tem como principal vantagem a simplicidade na operação e manutenção do sistema, sendo por essa razão, apropriado para pequenas comunidades ou comunidades afastadas dos centros urbanos. Várias regiões do Brasil apresentam clima favorável (temperatura e insolação elevada) e disponibilidade de área para a utilização de lagoas de estabilização no tratamento de esgotos sanitários. No Distrito Federal, das dezesseis ETEs em operação sete possuem alguma variante de lagoa de estabilização na linha de tratamento de esgotos.

Entretanto, um dos fatores preocupantes na utilização de lagoas de estabilização é a alta concentração de sólidos suspensos e nitrogênio no efluente final devido, respectivamente, à grande quantidade de algas e à deficiência na nitrificação, respectivamente.

O lançamento de efluentes de estações de tratamento de esgotos sem tratamento terciário nos corpos receptores pode promover o enriquecimento artificial dos corpos hídricos acelerando, quando em ambientes lânticos, o processo da eutrofização e conseqüente alteração da qualidade da água, pois os efluentes ainda contêm matéria orgânica e são ricos em nutrientes.

A eutrofização dos corpos hídricos tem, entre outras conseqüências, o crescimento excessivo de algas e cianobactérias, fenômeno conhecido por floração. A maioria dos reservatórios brasileiros apresenta as características necessárias para a ocorrência de florações de cianobactérias ao longo de todo o ano.

Desde a década de 1970, muitos estudos têm sido realizados com objetivo de determinar a técnica de pós-tratamento mais apropriada para polimento de efluentes de sistemas de

lagoas de estabilização. Centrifugação, micro-peneiras, coagulação-floculação, remoção de material particulado, contenção completa, biodiscos, precipitação química, autofloculação, valos de oxidação, disposição no solo, flotação a ar dissolvido, filtração em meio granular grosseiro e filtração intermitente em areia, foram alternativas avaliadas para o tratamento terciário dos efluentes gerados pelas lagoas de estabilização.

A utilização de filtros granulares grosseiros é uma alternativa de pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização que pode apresentar os custos e simplicidade operacional compatíveis com os das lagoas, além de alcançar, em muitos casos, os padrões de qualidade exigidos. Esses filtros podem ter diversas configurações, as quais apresentam resultados variados em função do tipo de escoamento, do material filtrante e das características do meio filtrante.

Apesar de vários trabalhos demonstrarem que os filtros granulares grosseiros apresentam alta eficiência no pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização, ainda são necessários estudos que aperfeiçoem a distribuição granulométrica, a espessura da camada filtrante e a taxa de filtração de filtros para tratamento de efluentes com elevada concentração de sólidos suspensos e algas.

Assim, este trabalho pretende avaliar a influência da distribuição granulométrica na eficiência de filtros de escoamento vertical ascendente na remoção de algas de efluentes de lagoas de estabilização.

2. OBJETIVOS

Este trabalho tem como objetivo geral avaliar o desempenho de filtros de escoamento vertical ascendente de pedregulho e de brita nº 2 na remoção algas de efluente de lagoa de estabilização de alta taxa tratando efluente de reator anaeróbio.

No intuito de atingir o objetivo geral, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- a) Avaliar a influência da distribuição granulométrica e do material granular na eficiência de remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão e biomassa algal; e
- b) Avaliar a influência da taxa de filtração no desempenho dos filtros.

Os objetivos do presente trabalho foram delineados considerando a hipótese que os filtros de escoamento vertical ascendente preenchidos com pedregulho e brita nº 2 mesmo atuando como unidade filtrante, com predominância de mecanismos físico-químico, seriam capazes de remover eficientemente sólidos em suspensão e biomassa de algas e, produzir efluentes compatíveis com as restrições da legislação ambiental relacionadas com esses parâmetros.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

3.1.1 Aspectos gerais

Lagoas de estabilização são lagoas naturais ou construídas em que prevalecem condições físicas, químicas e biológicas adequadas ao fenômeno de autodepuração, fenômeno em que o corpo hídrico restabelece o equilíbrio após alterações induzidas pelos despejos afluentes por meio de mecanismos naturais. As lagoas de estabilização tornaram-se muito populares em pequenas comunidades, uma vez que sua construção e baixo custo operacional oferecem uma vantagem financeira significativa sobre outros métodos de tratamento. Esse tipo de sistema de tratamento tem sido utilizado sozinho ou em várias combinações para tratar esgotos domésticos e industriais (EPA,1983; Metcalf & Eddy 1991; Mara, 2003).

Uma das principais características das lagoas é a grande área exposta à radiação solar favorecendo a produção de fitoplâncton e a eficiência na remoção de patógenos e nutrientes, tornando possível que os efluentes das lagoas de estabilização sejam utilizados para diversas finalidades.

Mara (2003) destaca como vantagens das lagoas de estabilização: simplicidade na construção, operação e manutenção; baixo custo financeiro e de operação e manutenção quando comparado a outras alternativas de tratamento; alta eficiência, permitindo que as lagoas sejam projetadas para remover sólidos suspensos (SS), matéria orgânica e amônia com eficiência de remoção superior a 90%; e robustez devido ao longo tempo de detenção hidráulica, tornando-as resilientes à sobrecargas orgânicas e hidráulicas. O autor destaca que o tratamento por lagoas de estabilização é tão importante em países em desenvolvimento, onde há área disponível e as condições climáticas são favoráveis à operação, que a sua não utilização deve ser muito bem justificada.

Dessa forma, as lagoas de estabilização são bastante indicadas para as condições brasileiras, uma vez que além da simplicidade de operação e manutenção já citada, o Brasil apresenta clima favorável (temperatura e insolação elevada) e disponibilidade de área em um grande número de localidades (von Sperling, 1996). Para o autor, a simplicidade é o ponto em que reside a grande sustentabilidade do tratamento de esgotos por lagoas de

estabilização, desde que não haja descaso com a estação de tratamento e com o processo, o que geraria problemas ambientais e de eficiência no tratamento.

As lagoas têm como desvantagens a liberação de odores desagradáveis quando operando sobrecarregadas, a produção de efluente com alta concentração de SS e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) devido à alta concentração de algas e custos associado à necessidade de grandes áreas (Mara, 2003).

Para a operação de lagoas de estabilização, a única fonte externa de energia necessária é a luz solar, porém o tratamento é maximizado com a adequada seleção da carga orgânica recebida, do tempo de detenção hidráulico e da profundidade da lagoa. A escolha adequada desses parâmetros promoverá o crescimento de organismos benéficos ao tratamento biológico (Mara *et al.*, 1992).

De acordo com o objetivo do tratamento, um sistema de lagoas pode ser projetado para ter mais de uma lagoa ou mais de um tipo de lagoa operando em série ou em paralelo. A operação em série é benéfica quando altos níveis de remoção de DBO e coliformes são desejados. Efluentes de lagoas facultativas operando em série têm uma densidade de algas muito menor do que a obtida funcionando em paralelo, com redução da sua cor e turbidez (Metcalf & Eddy, 1991; Oliveira e von Sperling, 2005, entre outros).

Para von Sperling (2005), um sistema de lagoas em série apresenta maior eficiência que uma lagoa única e, dessa forma, ocupa área menor para uma mesma qualidade de efluente. Segundo Metcalf & Eddy (1991), muitas instalações com unidades operadas em série foram concebidas para proporcionar um tratamento completo ou retenção completa da água residuária, com o líquido evaporado para a atmosfera ou percolado no solo.

Lagoas em paralelo são projetadas para possuírem a mesma eficiência que uma lagoa única, porém, o funcionamento em paralelo não é interrompido caso seja necessário manutenção. Unidades operadas em paralelo proporcionam uma melhor distribuição de sólidos decantados.

Segundo Mara (2003) os três tipos principais de lagoas de estabilização são: anaeróbia, facultativa e de maturação. As duas primeiras com objetivo de remover DBO e a última com objetivo de remover organismos patogênicos. Porém, segundo o autor, as lagoas anaeróbias e facultativas podem promover alguma remoção de bactérias fecais,

principalmente *Vibrio cholerae*, e as lagoas de maturação podem remover DBO e alguns nutrientes.

As lagoas anaeróbias são mais utilizadas para o tratamento de esgoto doméstico e despejo industrial com altos teores de DBO, pois, a eficiência de remoção de DBO nessas unidades é de 50 a 70%. Geralmente essas lagoas são seguidas de lagoas facultativas e nesse arranjo a eficiência pode chegar a 85%.

O tratamento realizado nas lagoas facultativas baseia-se na associação mutualística que ocorre entre as algas presentes na zona superior da lagoa e as bactérias da zona inferior. As bactérias utilizam o oxigênio produzido pelas algas durante a fotossíntese e liberam dióxido de carbono, amônia e fosfato que são utilizados pelas algas.

As lagoas facultativas são de dois tipos: lagoas facultativas primárias que recebem esgoto bruto - após tratamento preliminar – e lagoas facultativas secundárias que recebem águas residuárias de uma unidade de tratamento precedente, geralmente efluentes de lagoas anaeróbias.

Lagoas de maturação são geralmente aeróbias em toda a profundidade. Os mecanismos envolvidos na remoção de organismos patogênicos são: elevado pH, radiação solar (ultravioleta), organismos predadores e elevada concentração de OD - benéfica à comunidade aeróbia favorecendo boa remoção de coliformes. As lagoas possibilitam um polimento no efluente de qualquer um dos sistemas de lagoa de estabilização, ou mais amplo, de qualquer sistema de tratamento de esgotos. As lagoas de maturação são denominadas lagoas de polimento quando recebem efluentes de reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente - reatores UASB.

Além dos três tipos de lagoas mencionados anteriormente, existem diversas variações do sistema, entre elas: lagoa facultativa aerada, lagoa aerada de mistura completa seguida de lagoa de decantação e lagoa de alta taxa, a qual será abordada nesse texto.

Segundo Mara (2003), as lagoas de altas taxas foram projetadas na década de 1960 para maximizar a produção de algas e não para melhorar o tratamento de esgotos. A idéia por traz de sua concepção era a de produção de proteína para suplementação de ração animal, uma vez que as algas são 50 a 60% proteína e o rendimento protéico das lagoas naquela época era superior ao rendimento da agricultura convencional, além do fato de que custo

para produção de algas era inferior. Assim, a função principal das lagoas de alta taxa é maximizar a produção de algas, sendo, por isso, chamadas de lagoas de alta taxa de produção de algas.

As lagoas de alta taxa contêm bactérias e algas em suspensão em um ambiente onde condições aeróbias prevalecem em toda a superfície devido ao auxílio de rotores que têm a função de movimentar a massa líquida. Essa movimentação favorece o maior contato do líquido com algas e bactérias, aumenta a exposição das algas à luz solar intensificando a fotossíntese e reduz zonas mortas no corpo da lagoa (Nascimento, 2001; Pinto e Onoyama, 1991).

Nascimento (2001) compara o funcionamento das lagoas de alta taxa ao de valos de oxidação (em forma de carrossel), pois as lagoas consistem em reatores com forma de um canal de pequena profundidade ocorrendo movimentação contínua em circuito fechado. A profundidade reduzida da lagoa (inferior a 80 cm) maximiza a utilização de luz solar pelas algas o que possibilita a aplicação de altas cargas de DBO e maior assimilação de nutrientes pelo metabolismo da biomassa presente na lagoa (Pinto e Onoyama, 1991). Altas concentrações de OD e elevação do pH ocorrem devido à elevada atividade fotossintética.

Segundo Monteggia e Tessele (2001), as lagoas de alta taxa proporcionam tempo de retenção suficiente para a desinfecção de efluentes pela radiação UV e para a remoção de nutrientes, principalmente N e P, pelas algas por meio da assimilação pela biomassa – bioassimilação, processo em que nutrientes são incorporados aos tecidos celulares de algas e bactérias. Green *et al.* (1996), apontam que a bioassimilação como método para remoção de nitrogênio da lagoa somente será viável se ocorrer a remoção das algas do sistema após seu crescimento.

Segundo Strang e Wareham (2006), não existem mecanismos para remover completamente o fósforo em uma lagoa de estabilização. Esses mecanismos dependem da forma do fósforo e incluem precipitação química, adsorção do substrato e bioassimilação (algas por exemplo). Ainda segundo os autores na remoção do fósforo por bioassimilação, uma parte do fósforo é incorporada nos tecidos, entretanto, significativa remoção por esse mecanismo torna-se deficiente uma vez que a maioria dos tecidos é biodegradável e a decomposição destes libera o fósforo para a coluna d'água. Semelhante ao que ocorre com o nitrogênio (Strang e

Warehan, 2005), somente os tecidos não-biodegradáveis são sedimentados, possibilitando posterior retirada do nutriente.

Além da função de produção de algas, as lagoas de alta taxa têm sido utilizadas para remoção de nutrientes, decaimento bacteriano e remoção de parasitas (El Hamour *et al.*, 1994; Pinto e Onoyama, 1991; Green *et al.*, 1996) e mais recentemente para produção de biocombustível (Park *et al.*, 2011a,b; Perovano e Formigoni, 2011). Park *et al.* (2011b), consideram as lagoas de alta taxa o único meio economicamente viável de produção de biomassa algal para conversão a biocombustível com mínimo impacto ambiental.

A biomassa algal produzida nas lagoas pode ser convertida para biocombustível, entre outros processos por digestão anaeróbia para biogás, transesterificação de lipídios para biodiesel, fermentação de carboidratos para bioetanol e conversão a alta temperatura para bio-óleo bruto (Vasudevan e Fu, 2010).

Green *et al.* (1996), destacam que na remoção de organismos patogênicos a principal contribuição das algas é a elevação diária no pH das lagoas, sendo comum o pH atingir níveis entre 9,5 e 10 proporcionando uma alta taxa de desinfecção do efluente. Segundo os autores, um pH de 9,2 por 24h proporciona remoção de 100% de *Escherichia coli* e provavelmente outras bactérias patogênicas. Segundo von Sperling (2005), níveis de pH elevado, em torno de 11, favorecem a volatilização de amônia livre e a remoção de fósforo por meio da precipitação de fosfatos. Entretanto Strang e Wareham (2006), obtiveram maior redução de fósforo em lagoa com o menor valor de pH, cerca de 7,5 e Green *et al.* (1996), apresentam resultados que indicam que significativa quantidade de amônia é liberada mesmo em valor de pH menor que 9.

Dependendo do clima da região, do tipo de sistema adotado e das condições de operação das ETEs, podem ser observados os mais diferentes resultados quanto à eficiência do tratamento realizado por lagoas de estabilização.

3.1.2 Características dos efluentes de lagoas de estabilização e impactos de seu lançamento

Neste subitem é apresentado resumo de trabalhos que apresentaram valores efluentes de lagoas de estabilização. Pode-se observar a diversidade dos valores de efluentes e da qualidade adquiridas com os variados tratamentos.

Saidam *et al.*(1995), avaliaram a melhoria de efluentes de lagoas de estabilização do maior sistema de lagoas de estabilização da Jordânia, ETE As-Samra, após a instalação de seis filtros, em escala piloto, ao final da última lagoa de maturação. A ETE era configurada em três linhas, cada uma composta por duas lagoas anaeróbias, quatro lagoas facultativas e quatro lagoas de maturação operando em série. O esgoto era principalmente de origem doméstica com quantidade significativa de fossas sépticas e uma pequena quantidade de resíduos industriais (Saidam *et al.*, 1995). Na Tabela 3.1 são apresentados os resultados das análises realizadas em quatro carreiras durante o período de estudo de Saidam *et al.* (1995).

Tabela 3.1- Caracterização do efluente da última lagoa de maturação da ETE As-Samra, Jordânia (Modificado de Saidam *et al.*, 1995).

Parâmetros								
Carreiras	T (°C)	pH	OD (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	SST (mg/L)	P total (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)
1	25,7	7,7-8,3	3,2	85	201	23	95	334
2	21,0	7,4-8,1	4,8	93	234	21	105	341
3	14,0	7,9-8,0	4,0	97	213	19	122	398
4	15,0	7,3-7,9	3,5	71	101	14	108	323

Araújo (1999) apresentou o cenário relativo a operação de lagoas de estabilização instaladas na Região Metropolitana de Fortaleza (RMF) - Ceará avaliando quinze ETES tratando esgotos por meio de lagoas de estabilização facultativas unitárias e em série. O período do estudo foi de quatro anos.

As concentrações médias observadas por Araújo (1999) nos efluentes das lagoas variaram de 24 a 91 mg/L de DBO₅; 104 a 331 mg/L de DQO; 2,4 a 28,25 mg/L de NH₃-N e o valor médio de sólidos suspensos foi de 141 mg/L nas lagoas facultativas, e como esperado, nas lagoas em séries os resultados foram inferiores com média de 93,5 mg/L de SS.

Mais recentemente, Menezes (2009) avaliou a qualidade do esgoto tratado em 18 sistemas de lagoas de estabilização, com base em dados secundários que obteve da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE) no período de janeiro de 2006 a outubro de 2008. Na Tabela 3.2 pode-se observar os valores médios obtidos, bem como a diferença nas concentrações das lagoas unitárias e das operadas em série.

Tabela 3.2 – Resultados médios das análises de efluentes de 18 estações de tratamento de esgoto por meio de lagoa de estabilização da RMF (Menezes 2009, modificado).

Nº da ETE / Tipo de sistema		Parâmetros							
		DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	pH	CE (µS/cm)	Turbidez (uT)	SS (mg/L)	P sol. (mg/L)	N-NO ₃ (mg/L)
1	1 fac.	150,44	372,77	7,80	1249	402,20	178,00	1,20	0,04
2	1 fac.	132,33	318,38	8,04	951	371,75	128,70	3,20	0,20
3	1 fac.	154,66	341,33	8,03	1371	270,54	142,69	1,90	0,40
4	1 fac.	120,72	358,28	7,82	1232	294,75	153,00	1,93	0,05
5	3 fac.	194,71	349,44	7,82	1168	336,29	173,00	2,12	0,36
6	1 fac.	123,58	263,11	8,14	1148	189,82	137,70	2,00	0,30
7	1 fac.	123,75	329,26	7,86	1228	343,62	148,97	1,11	0,15
8	1 fac.	128,41	355,84	8,14	1395	292,00	134,52	1,17	0,29
9	1 fac.	136,06	430,39	8,03	1370	506,74	184,76	2,14	0,30
10	1fac.+ 2 mat.	93,69	183,24	8,15	1199	112,10	56,90	3,50	0,30
11	1 an.+ 3 mat.	76,95	157,58	8,75	1263	106,32	79,32	2,90	0,10
12	1 an.+ 1 fac.+ 3 mat.	39,11	97,43	7,86	984	57,97	30,48	3,82	0,66
13	1 an. + 1 fac.+ 2 mat.	55,95	155,92	8,55	1204	116,43	59,00	2,80	0,07
14	1 an. + 1 fac.+ 2 mat.	94,36	230,81	8,59	1009	174,18	92,34	2,50	0,30
15	1 an. + 1 fac.+ 1 mat.	72,11	185,94	8,32	1614	151,00	77,16	6,01	0,43
16	1 an.+ 1fac. + 3 mat.	85,00	204,70	8,29	3280	80,91	53,11	2,54	0,50
17	1 an.+ 2 fac.+ 2 mat.	72,02	154,95	8,43	1310	100,16	58,93	6,63	1,96
18	1fac. + 2 mat.	172,05	302,73	7,95	1196	263,00	168,26	1,67	1,25

fac: lagoa facultativa; mat: lagoa de maturação; an: lagoa anaeróbia.

Analisando-se os resultados obtidos por Menezes (2009), apresentados na Tabela 3.2, com resultados de outros trabalhos que analisaram algumas ETEs em comum (Araújo, 1999; Nogueira, 2000; Hortegal Filha, 2000), percebe-se a progressiva deficiência do tratamento de esgotos por meio de lagoa de estabilização na RMF provavelmente devido ao descaso com a operação das mesmas. A comparação mais expressiva é com o estudo de Araújo (1999) uma vez que os dois autores avaliaram quinze ETEs em comum, exceção das três últimas ETEs da Tabela 3.2.

Nogueira (2000) caracterizou um sistema em série composto por três lagoas de estabilização tratando esgoto sanitário em nível secundário, sendo uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa e uma lagoa de maturação (ETE nº15 na Tabela 3.2). Os pontos de amostragem foram na entrada do sistema e nas três lagoas. Na Tabela 3.3 está ilustrada a evolução do tratamento ao longo da série de lagoas. O autor destaca que o efluente final do sistema não mostrou a qualidade prevista em projeto.

Tabela 3.3 – Valores médios de amostras compostas de um sistema de lagoas de estabilização em série (Nogueira, 2000, modificado).

Parâmetros	EB	LA	LF	LM
DBO ₅ (mg/L)	440	143	95	61
DQO (mg/L)	559	239	213	187
SS (mg/L)	340	138	184	139
P total (mg/L)	7,6	7,3	7,8	7,8
NH ₃ -N (mg/L)	40,9	50,8	33,2	20,6
Clorofila-a (µg/L)	-	-	1190,3	1003,9

EB: esgoto bruto; LA: lagoa anaeróbia; LF: lagoa facultativa; LM: lagoa de maturação.

A sedimentação dos sólidos suspensos na lagoa anaeróbia promoveu a redução da concentração desse parâmetro nesta primeira lagoa (138 mg/L), porém na lagoa facultativa, os sólidos voltaram ao sistema (184 mg/L). A alta concentração de clorofila-a na lagoa facultativa (1190,3 µg/L) sugere natureza distinta para esses novos sólidos que se incorporam ao sistema sobre a forma de biomassa de algas (Nogueira, 2000). Esse resultado é semelhante aos obtidos por Hortegal Filha (2000), que avaliou o desempenho de um sistema de cinco lagoas de estabilização em série composta por uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa secundária e três lagoas de maturação (ETE nº16 na Tabela 3.2). Nesse sistema a concentração de SS na lagoa anaeróbia foi reduzida em 81% ocorrendo aumento da concentração de sólidos suspensos na lagoa facultativa, principalmente, devido à grande quantidade de algas. A lagoa facultativa secundária apresentou o valor mais elevado de clorofila-a, indicando maior biomassa de algas.

Mara *et al.* (1992) estudaram o tratamento de esgoto sanitário em um sistema composto por lagoa facultativa seguida por lagoa de maturação no Reino Unido, que apresentou eficiência de remoção de cerca de 93%. No efluente da lagoa facultativa foram observados valores de concentrações de SS e de clorofila-a de 150 mg/L e 1500 µg/L, respectivamente. O efluente da lagoa de maturação apresentou valores de SS de 10 mg/L e de clorofila-a de

100 µg/L. Os autores destacaram que essas concentrações foram atingidas no verão, mas poderiam ser reduzidas ainda mais no inverno.

Na Tabela 3.4 é apresentado um resumo dos resultados obtidos pelos autores citados anteriormente. Vale ressaltar que as condições climáticas e os afluentes em cada trabalho são bastante distintos.

Tabela 3.4 – Resultados comparativos de trabalhos realizados com lagoas de estabilização.

Autores		DBO (mg/L)	SS (mg/L)	Clorofila-a (µg/L)
Saidam <i>et al.</i> , 1995 ^a		95	201	
	LM	105	234	
		122	213	
		108	101	
Mara 1992	LF		150	1500
	LM		10	100
Menezes, 2009 ^b	LF	120,72	128,70	
	LA, LF, 3LM	39,11	30,48	
Nogueira, 2000	LA	143	138	-
	LM	95	141	1190,3
	LF	61	139	1003,9
Hortegal Filha, 2000 ^c	LA, LF, LM	369 - 25	257 - 66	1952 – 95 ^d 968 - 317

LF: Lagoa facultativa; LM: Lagoa de maturação; LA: Lagoa anaeróbia. a: resultados de 4 carreiras de filtração na mesma lagoa; b: menor valor médio comparando lagoa unitária com lagoas em série; c: valor máximo e mínimo; d: média dos valores máximo e mínimo de clorofila-a.

A grande quantidade de algas e nutrientes presentes nos efluentes das lagoas de estabilização, os quais são lançados nos corpos hídricos receptores, pode favorecer o fenômeno da eutrofização nesses mananciais.

A eutrofização é um produto da união de luz, calor e hidrodinâmica resultante de uma série de processos físicos, químicos e biológicos (Le *et al.*, 2010) sendo, segundo Li *et al.* (2011), os nutrientes nitrogênio e fósforo os responsáveis pelo estímulo à floração de algas tendo como contribuição interna para o fenômeno, a liberação de Pt e Nt. A Figura 3.1 apresenta alguns efeitos negativos da entrada excessiva de nutrientes nos corpos hídricos.

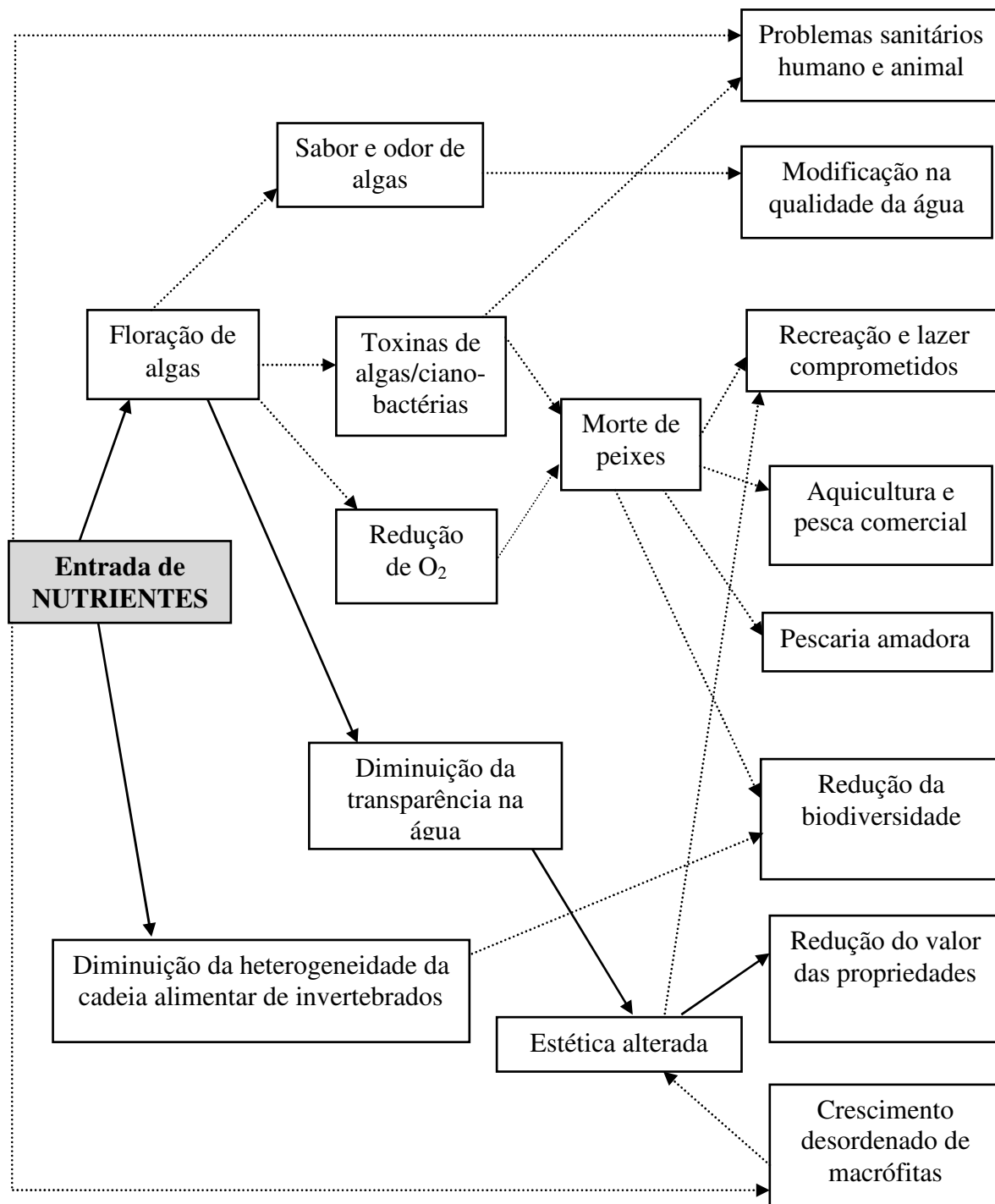


Figura 3.1 - Efeitos da entrada excessiva de nutrientes em corpos hídricos (Adaptado de Dodds *et al.*, 2008)

Como se observa na Figura 3.1, o excesso de nutrientes nos corpos hídricos gera uma série de efeitos negativos em rios, lagos, lagoas e reservatórios. O lançamento de esgotos sem remoção de nutrientes como fósforo e nitrogênio se configura como uma das principais contribuições antrópicas para o excesso de nutrientes em corpos de água. No efluente final de estações de tratamento de esgotos por meio de lagoas de estabilização os problemas

podem ser agravados, pois além dos nutrientes, os efluentes de lagoa podem introduzir novas espécies de algas e/ou cianobactérias nos corpos receptores.

Com essa preocupação, a Resolução CONAMA 357/2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, classifica as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes em treze classes de qualidade: águas doces – classes 1 a 4 e especial; águas salinas – classes 1 a 3 e especial; e águas salobras – classes 1 a 3 e especial, estabelece para as águas doces a que a concentração de clorofila-a no efluente, não deva ultrapassar 10 µg/L, 30 µg/L e 60 µg/L, respectivamente para as classes 1, 2 e 3.

Do exposto até agora sobre os problemas associados a nutrientes e algas, surge a necessidade de adequar as técnicas de tratamento de efluentes de lagoas de estabilização para o controle e remoção de nitrogênio, fósforo, prevenindo a introdução de novas espécies de algas e/ou cianobactérias nos corpos hídricos. Uma das opções a ser explorada é o pós-tratamento por meio da filtração em materiais granulares para remoção de algas.

3.2 FILTROS DE PEDREGULHO

O filtro de pedregulho pode ter escoamento vertical ascendente ou descendente, ou horizontal. Como se pode observar na Figura 3.2, o filtro ascendente pode apresentar duas configurações: unidade em camadas ou unidades em série. Na filtração ascendente em camadas, o processo ocorre em uma única unidade onde o material granular é composto de subcamadas de pedregulho decrescente no sentido do escoamento, enquanto que na filtração ascendente em série cada camada filtrante é colocada em câmara separada, com granulometria decrescente no sentido do escoamento.

Segundo Di Bernardo *et al.* (1999) a filtração em pedregulho com escoamento vertical apresenta resultado superior na eficiência de remoção de impurezas e na facilidade de operação e manutenção quando comparada à filtração em pedregulho com escoamento horizontal, para diferentes taxas de filtração. Na questão operacional, destaca-se a facilidade de limpeza dos filtros verticais ascendentes em camadas.

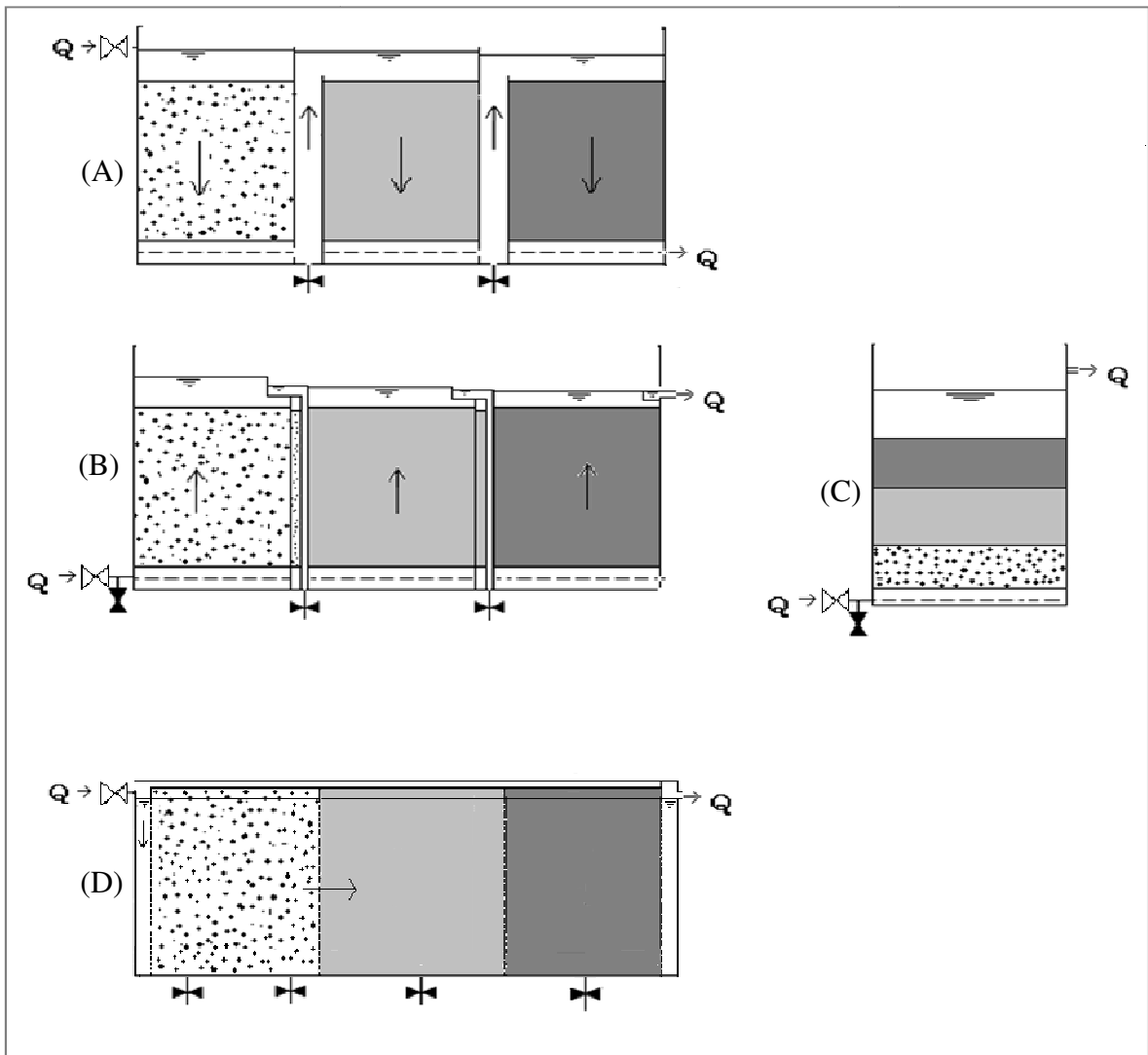


Figura 3.2 – Esquema em corte de instalação de filtro de pedregulho. A: descendente em série; B: ascendente em série; C: ascendente em camadas; D: horizontal (Adaptado de Wegelin, 1996).

Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), não há uma relação definida entre a qualidade do afluente, a granulometria, a taxa de filtração e a eficiência desejada, porém com os resultados das mais diversas pesquisas utilizando afluentes com diferentes qualidades é possível selecionar algumas características que forneçam resultados mais adequados aos que se espera obter. A Tabela 3.6 resume as recomendações gerais de dimensionamento de unidades de filtros verticais ascendentes em camadas (FVC) e em série (FVS) para tratamento de água.

Tabela 3.6 – Critérios gerais de dimensionamento de unidades de filtros verticais ascendentes em camada e em série para tratamento de água (Di Bernardo e Dantas 2005, modificado).

Parâmetro	FVC	FVS
Método de operação	Contínuo	Contínuo
Taxa de filtração (m ³ /m ² .d)	12 a 24	12 a 24
Número mínimo de unidades em paralelo	2	2
Número mínimo de unidades em série	-	3
Altura mínima da lâmina líquida sobre o topo do meio granular ou sobre o topo de cada câmara (cm)	20	20
Taxa mínima para descarga de limpeza (m ³ /m ² .d)	200	200
Área máxima de uma câmara (m ²)	-	50
Área superficial em planta (m ²)	36,1	-
Espessura das subcamadas		
Subcamada inferior	0,3 a 0,4 m	0,4 a 0,6 m
Subcamada intermediária 1	0,2 a 0,3 m	0,4 a 0,6 m
Subcamada intermediária 2	0,2 a 0,3 m	0,4 a 0,6 m
Subcamada inferior	0,2 a 0,3 m	0,4 a 0,6 m
Espessura do material granular		
Primeira câmara	19,0 a 31,0 mm	
Segunda câmara	12,7 a 19,0 mm	
Terceira câmara	6,4 a 12,7 mm	
Quarta câmara (opcional)	2,4 a 4,8 mm	

FVC: Filtro vertical ascendente em camadas; FVS: Filtro vertical ascendente em série.

3.2.1 Utilização de filtro de pedregulhos para pré-tratamento de água – Remoção de algas.

Os filtros de pedregulho têm sido utilizados para o pré-tratamento de água destinada ao consumo humano, com objetivo principal de condicionar a água com qualidade compatível à requerida pela filtração lenta. A tecnologia, que combina a utilização de pré-filtros de pedregulhos com a filtração lenta, sem uso de coagulação química, é conhecida como filtração em múltiplas etapas – FiME.

Em unidades operadas com taxa de filtração de 16,8 m³/m².d avaliando-se a eficiência de três alternativas de pré-filtração em pedregulho: escoamento horizontal, escoamento horizontal com três unidades em série e escoamento ascendente com três unidades em série, Galvis *et. al.* (1996) encontraram que o pré-filtro ascendente em série foi o mais eficiente na remoção de turbidez, sólidos em suspensão e coliformes fecais, além de ser o

que tem menor demanda de água para a limpeza dos filtros e portanto menor geração de lodo.

Mello (1998) avaliou o desempenho de um sistema de FiME, em escala piloto, no tratamento de água do Lago Paranoá com baixa turbidez (3,7 a 19,7 uT) e presença de algas, com clorofila-a variando de 3,5 a 61,4 µg/L e predominância de *Cylindrospermopsis raciborskii*.

A instalação era constituída de um pré-filtro dinâmico que alimentava duas linhas paralelas de pré-filtros de pedregulho de escoamento ascendente, sendo o primeiro com 5 camadas e o segundo com 4 camadas sobrepostas e granulometria diferenciada seguidos por filtros lentos de areia. O arranjo da instalação permitiu avaliar o potencial do FiME para a remoção de algas e a influência da composição granulométrica e da taxa de filtração na unidade de pré-filtração ascendente. As taxas de filtração adotadas por Mello (1998) foram: 36 m³/m².d no pré-filtro dinâmico; nos pré-filtros ascendentes 18 m³/m².d na primeira e terceira carreira e 12 m³/m².d na segunda carreira; e 3 m³/m².d nos filtros lentos.

Quando operados com taxa de filtração de 18 m³/m².d, os valores de remoção de clorofila-a referentes aos pré-filtros ascendentes foram muito baixos, em torno de 16% para o filtro de 5 camadas e 31% para o filtro de 4 camadas, porém a eficiência média de remoção de clorofila-a no pré-filtro dinâmico (PFD) foi de 52%. Além da diferença na taxa de filtração utilizada, a maior remoção de algas no PFD nessa carreira de filtração pode ter influenciado na eficiência dos filtros de pedregulho, uma vez que quando a taxa de filtração foi de 12 m³/m².d a eficiência de remoção de clorofila-a no PFD foi de 41% e os filtros alcançaram remoção média de 41 e 64%, respectivamente para o primeiro e segundo filtro.

Dando continuidade ao trabalho de Mello (1998), Souza Júnior (1999) também verificou a influência da taxa de filtração (12 e 18 m³/m².d) e da forma de operação dos pré-filtros ascendentes (com e sem descargas de fundo programadas) no desempenho da FiME, bem como avaliou a influência do arranjo físico do pré-tratamento sobre a operação do filtro lento. O trabalho foi desenvolvido utilizando água do Lago Paranoá, e mesma instalação piloto usada por Mello (1998), porém ambos os filtros possuíam 5 camadas de pedregulho.

Souza Júnior (1999) verificou que a taxa de filtração nos filtros ascendentes de pedregulho influenciou significativamente a eficiência de remoção dessa unidade, indicando que quanto menor a taxa de filtração maior a eficiência de remoção nos filtros de pedregulho. Por outro lado, a forma de operação desses filtros, com e sem descargas de fundo semanais, influenciou muito pouco na sua eficiência de remoção de clorofila-a e de turbidez.

Semelhante ao comportamento observado no experimento de Mello (1998), o pré-filtro dinâmico influenciou na eficiência de remoção de clorofila-a, ou seja, quando a remoção era alta no PFD observou-se menor eficiência de remoção dos dois filtros de pedregulho. O maior valor de remoção de clorofila-a foi observado durante a quarta carreira de filtração, onde se retirou o PFD e um dos filtros de operação, assim, o filtro de pedregulho recebia a água bruta do lago Paranoá. A concentração de clorofila-a na água bruta variou de 0,8 a 11 µg/L e o filtro obteve remoção média de 79%. Souza Júnior (1999) destaca que a concentração de clorofila-a no efluente do filtro foi sempre inferior a 1 µg/L e que em 50% das amostras não foi detectado clorofila-a.

Com o objetivo de avaliar o desempenho da filtração lenta, precedida ou não de filtração e pedregulho, na remoção de células viáveis de *Cylindrospermopsis raciborskii* e de saxitoxinas na água para consumo humano, Melo (2006) utilizou água bruta do Lago Paranoá, inoculada periodicamente com 10^6 cel/mL de *C. raciborskii* cultivadas em laboratório. A unidade de filtração ascendente em pedregulho foi operada com taxa de filtração de $10 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.

O pré-filtro ascendente foi montado em coluna de acrílico de 20 cm de diâmetro e 2,30 m de comprimento, sendo 1,40 m preenchido pelo meio filtrante. O meio filtrante utilizado seguiu as características granulométricas do utilizado nos estudos de Mello (1998) e Souza Júnior (1999). A Tabela 3.7 apresenta a granulometria utilizada no trabalho de Melo (2006).

O pré-filtro ascendente foi capaz de remover em média 60% das células de *C. raciborskii* presentes na água afluenta ao sistema. Melo (2006) aponta que o filtro de pedregulho inicialmente foi capaz de amortizar os picos de turbidez ocasionados pela alta concentração de células após a alimentação do filtro com 7×10^6 cel/mL da cianobactéria, porém observou-se aumento nos valores de turbidez e de clorofila-a, e conseqüentemente, valores

negativos de eficiência de remoção dos dois parâmetros. Essa degradação na qualidade no efluente do filtro alguns dias após a alimentação foi justificada por Melo (2006) como resultado do carreamento das células de *C. raciborskii* previamente retidas no material granular do filtro.

Tabela 3.7 – Características granulométricas do pré-filtro ascendente utilizado para remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Melo, 2006).

Subcamada	Espessura (m)	Granulometria (mm)
1ª – Topo	0,4	2,4 a 4,8
2ª – Intermediária Superior	0,3	4,8 a 9,5
3ª – Intermediária	0,3	9,5 a 19,0
4ª – Intermediária Inferior	0,3	19,0 a 25,0
Camada Suporte	0,1	25,0 a 32,0

Tangerino *et al.* (2006) avaliaram a eficiência de remoção de microalgas, cianobactérias, fitoflagelados e diatomáceas com a utilização da Filtração em Múltiplas Etapas – FiME seguida de colunas de polimento com carvão ativado. O sistema era composto por 1 pré-filtro dinâmico e 1 pré-filtro de pedregulho vertical de escoamento ascendente em série, seguidos de 4 filtros lentos em paralelo e 1 coluna de polimento em carvão ativado. Observou-se remoção média dos micro-organismos acima de 98%. Os autores destacaram que a redução de concentração de microalgas variou entre 50 e 80% no sistema de pré-filtração, demonstrando o potencial do filtro dinâmico e do filtro de pedregulho para remoção de microalgas.

3.2.2 Utilização do filtro de pedregulho/pedras para pós-tratamento lagoas de estabilização.

Como já foi comentado, o tratamento de esgoto por meio de lagoas de estabilização é um método bastante adequado e consolidado para pequenas comunidades ou comunidades afastadas dos grandes centros urbanos, porém apresentam as mais variadas qualidades em seus efluentes finais. Inúmeros trabalhos demonstram que os filtros de pedregulho (ou pedras) apresentam alta eficiência no pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização, baixo custo para sua construção e operação simples. (Swanson e Willianson, 1979; Middlebrooks, 1988, 1995, 2005; Saidam *et al.*, 1995; Saidan e Butler, 1996; Queiroz, 2001; Mara e Johnson, 2006, 2007; Handam e Mara 2009,2013;), porém são necessários estudos que otimizem alguns parâmetros importantes para o tratamento de

efluentes com altas concentrações de sólidos suspensos e algas, como: distribuição granulométrica, espessura da camada filtrante e taxa de filtração.

Na operação do filtro de pedregulho, o líquido passa horizontalmente ou verticalmente através dos espaços vazios de camadas de pedras, o que faz com que as algas sedimentem na superfície das pedras e em seus espaços vazios. Para Middlebrooks (1995) essas algas sedimentadas são biologicamente degradadas. Para Swanson e Willianson (1979), no sistema de Veneta a remoção de algas por meio de filtros de pedra ocorreu provavelmente por sedimentação discreta e, segundo os autores, a taxa de sedimentação das algas é o parâmetro físico básico que controla a eficiência de remoção de algas em filtros de pedra. Saidam e Butler (1996) sugerem que além da sedimentação, outros mecanismos atuam nos filtros de pedra horizontal: decomposição das células de algas retidas, interceptação, difusão e ação hidrodinâmica e, ressaltaram que não se pode afirmar qual mecanismo predominará ao longo da vida útil do filtro.

A função do filtro de pedregulho pode ser distinta em função do tipo de efluente que alimenta o filtro, podendo ser utilizado como pós-tratamento para efluentes de lagoa de maturação fornecendo alta qualidade dos efluentes em termos de DBO e sólidos suspensos totais ou para remoção de algas de efluentes de lagoas de estabilização. Além disso, pode ser adotado para o polimento de efluentes de filtros biológicos e de sistemas de lodos ativados (Middlebrooks, 1988).

Como mencionado anteriormente, os filtros de pedregulho podem ter escoamento horizontal e vertical. Entretanto, os filtros de pedregulho mais utilizados para pós-tratamento de efluentes de lagoas são os de escoamento horizontal e, em sua grande maioria, localizam-se no final ou em alguma porção da lagoa ocupando área desta unidade (ver Figura 3.3) ou podem ser instalados próximos às lagoas. Os filtros horizontais apresentam como desvantagens: a incerteza quanto à vida útil, que depende da granulometria das pedras, da qualidade do efluente e da taxa de aplicação utilizada; não é possível realização de limpeza periódica do sistema, sendo necessário, portanto, interrupção no tratamento para retirada e lavagem ou troca do material filtrante após colmatação. Os filtros de escoamento vertical ascendente geralmente são instalados próximos a unidade de tratamento antecedente, na linha do processo de tratamento de esgotos, sendo sua principal vantagem a possibilidade de realização de limpeza periódica da unidade sem necessidade de retirar o material filtrante. Filtros verticais necessitam

menor área quando comparado ao filtro horizontal, porém em alguns locais onde o relevo da área não permite o envio por gravidade pode ser necessária a utilização de bombas para a elevação do afluente.

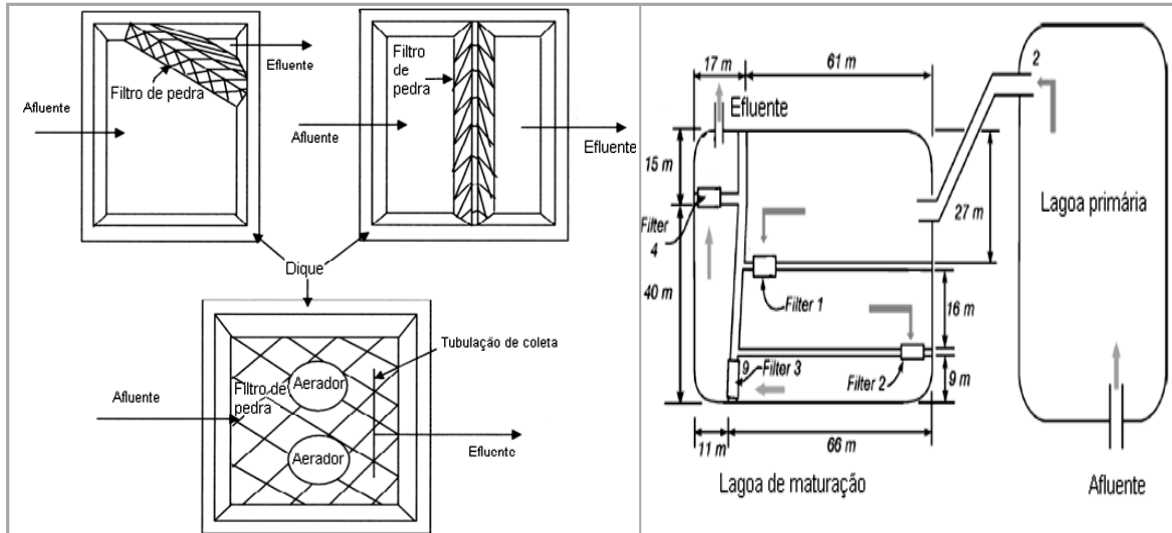


Figura 3.3 – Diversas configurações de filtros de pedra. Esquerda: Illinois (modificado de Crites *et al.*, 2014); Direita: Nova Zelândia (modificado de Strang e Warehan, 2005).

Mara (2008) acredita que filtros de pedregulho deveriam ser considerados parte integrante dos sistemas de lagoas de estabilização do mesmo modo que decantadores secundários são considerados parte integral de sistemas de lodos ativados, pois os decantadores e os filtros têm a finalidade de remover o excesso de biomassa produzido no processo biológico precedente, sendo algas no caso das lagoas e bactérias no caso dos lodos ativados.

Segundo Swanson e Willianson (1979), em 1972, alterações no Clean Water Act, primeira lei federal americana que aborda o controle da poluição da água, obrigou que todos os efluentes municipais atendessem ao padrão de tratamento secundário, definido pela EPA como máximo de 30mg/L para DBO₅ e SST, considerando-se médias mensais.

Os tratamentos realizados por lagoas de estabilização nos EUA não foram capazes de atender às novas exigências da legislação norte americana devido á concentração de algas no efluente. Essa constatação gerou uma busca por métodos que melhorassem os efluentes de lagoas para que alcançassem os novos padrões. Dessa forma, foram avaliadas 14 técnicas de pós-tratamento dos efluentes de sistemas de lagoas de estabilização, tendo como critérios: facilidade operacional, custos e manutenção mínimos e segurança. Os processos avaliados foram: centrifugação, micro-peneiras, coagulação-floculação, remoção de material particulado, contenção completa, biodiscos, precipitação química,

autofloculação, colheita biológica, valos de oxidação, disposição no solo, flotação por ar dissolvido, filtração em meio granular grosseiro e filtração intermitente em areia. Baseadas nos critérios somente alguns métodos se mostraram apropriados, entre eles a filtração em pedregulho (Middlebrooks *et al.* 1974).

Segundo a Agência de Proteção Ambiental Americana – EPA (2002) existiam, em operação nos Estados Unidos, cerca de 20 sistemas de lagoas de estabilização seguidas por filtros de pedregulho tratando esgotos domésticos, a maioria construída entre os anos de 1970 e 1985 e projetadas para escoamento horizontal. A vazão de projeto desses sistemas variava de 150 a 19.000 m³/d e as taxas de aplicação volumétrica variaram de 0,25 a 1,2 m³/m³.d. No final do século XX, os filtros de pedregulho já vinham sendo utilizados, por mais de 30 anos, para remoção de algas e DBO₅ de efluentes de lagoas de estabilização, principalmente de lagoas de maturação (EPA, 2002; Middlebrooks, 1988, 1995; Swanson e Willianson, 1979).

Ainda segundo a EPA (2002), sistemas bem projetados podem produzir efluente final com DBO₅ e SST com concentrações menores que 30mg/L, como ocorreu no sistema de Veneta, Oregon, que alcançou esses valores por mais que 20 anos. Porém, quando o objetivo do tratamento é a remoção de amônia ou em locais com limites restritos a esse parâmetro, outros métodos de filtração devem ser utilizados, pois, o filtro de pedra tem como desvantagens, quando o ambiente do filtro torna-se anaeróbio, a produção de H₂S e o possível aumento da concentração de NH₃-N no seu efluente, sendo necessária para solução desse obstáculo a aeração do filtro (Swanson e Willianson, 1979; EPA, 2002; Mara e Johnson, 2006, 2007). Segundo Middlebrooks (1995), o aumento na concentração de amônia é uma razão limitante da aplicação do filtro.

A remoção de algas por filtro de pedregulhos foi estudada na década de 1970 em Eudora, Kansas. Dois filtros de escoamento horizontal com granulometria de 1,3 e 2,5cm e profundidade de 1,5m foram avaliados. Os filtros eram operados com taxa de aplicação volumétrica de até 1,3 m³/m³.d no verão e 0,4 m³/m³.d durante o inverno e a primavera. O pico de eficiência do sistema foi observado no verão e no início do outono quando a taxa de aplicação podia ser aumentada (Swanson e Willianson, 1979).

As médias semanais dos efluentes da lagoa variavam de 20 a 43 mg/L de DBO₅, 22 a 105 mg/L de SS, 51 a 159 mg/L de DQO e 160 a 690 µg/L de clorofila-a. Apesar de os

resultados demonstrarem que a concentração final de DBO_5 era quase sempre inferior a 30mg/L , a eficiência de remoção do filtro não era constante, pois as concentrações finais dos parâmetros analisados variavam bastante, por exemplo, no efluente do filtro os valores de SST variaram de 9 a 44 mg/L , a concentração de clorofila-a variou de 13 a $160\ \mu\text{g/L}$.

De acordo com Middlebrooks (1988), o primeiro filtro de pedregulho utilizado para polimento de efluente de lagoa de estabilização em Illinois foi instalado em Chadwick em 1972, o que levou o estado de Illinois a adotar, em 1986, padrões para a construção desse tipo de unidade. Após análise de 13 sistemas de filtros de pedregulho, a Agência de Proteção Ambiental de Illinois concluiu que os filtros de pedregulho atingiam valores de 30mg/L de DBO_5 e 37mg/L de SS e que taxa de aplicação volumétrica menor que $0,8\ \text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$ não favorece o desempenho dos filtros, assim como pedras lisas ou com diâmetro menor que $7,6\text{ cm}$.

Em 1974, um filtro de pedregulho foi construído para melhorar uma lagoa terciária existente em Califórnia, Missouri. O filtro projetado para uma taxa de aplicação de $0,4\ \text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$, foi instalado ao lado da lagoa. O programa de monitoramento, iniciado em 1975, pelo Departamento de Recursos Naturais do Missouri detectou que o filtro operava com taxa de aplicação de $0,25\ \text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$ e que o desempenho do filtro falhou em alcançar os padrões federais de lançamento (Middlebrooks, 1988).

De acordo com Swanson e Willianson (1979), em 1975, um filtro de pedregulho de fluxo ascendente foi construído em escala real em Veneta, Oregon como parte do projeto de expansão e melhoramento de lagoas. O sistema, que tratava esgoto doméstico de 2200 habitantes, era constituído de duas lagoas de estabilização em série das quais o efluente era bombeado para o fundo do filtro e atravessava pelo seu centro. O filtro atingia o limite máximo diário de 20mg/L de DBO e SS operando com taxa de aplicação de $0,3\ \text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$ e vazão de $757\ \text{m}^3/\text{d}$.

Middlebrooks (1995) ao realizar resumo sobre os dados de desempenho de sistemas que pretendiam melhorar o efluente de lagoas de estabilização, afirmou que os sistemas utilizando filtro de pedregulho que obtiveram melhores resultados foram os que se basearam no filtro de pedregulho de Veneta.

Em West Monroe, Louisiana, dois filtros de pedregulho com escoamento horizontal e dimensões iguais foram instalados em uma das lagoas de um sistema de lagoas de

estabilização composto por duas unidades operando em paralelo. Os filtros foram projetados de acordo com os padrões utilizados no sistema de Veneta, com 1,8m de profundidade, taxa de aplicação volumétrica $0,36 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$, granulometria variando de 5 a 13cm (Middlebrooks, 1988). Segundo Middlebrooks (1995), o desempenho desse sistema foi razoavelmente bom, mas não alcançou o desempenho de sistema de Veneta, seguindo o observado em outros locais: grande parte do tempo o filtro apresentou desempenho adequado, porém, quando as concentrações de DBO_5 e SS no efluente excediam o padrão, nunca ocorriam simultaneamente, nem pareciam estar relacionadas com variações na taxa de aplicação.

Saidam *et al.* (1995) avaliaram a viabilidade de seis filtros horizontais em escala piloto na melhora de efluente de lagoas de estabilização na Jordânia. Os filtros foram arrançados em três combinações de dois filtros operando em série: (1) pedregulho + agregado médio; (2) pedra + agregado grosso; (3) pedra + pedregulho. A Tabela 3.8 mostra a granulometria utilizada pelos autores.

O estudo foi realizado de junho de 1991 a abril de 1992 onde foram efetuadas quatro carreiras com taxas de aplicação individuais para cada filtro variando de: 0,27 a 0,50 $\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$ na primeira carreira; 0,63 a 0,92 $\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$ na segunda; e 0,36 a 0,59 $\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$ nas terceira e quarta carreiras.

Tabela 3.8 – Características granulométricas dos filtros de pedregulho utilizados na Jordânia (Saidam *et al.*, 1995)

Tipo de camada	Varição do diâmetro (mm)	Diâmetro médio (mm)	Vazios (%)
Pedra	250-100	180	49
Pedregulho	230-30	116	41
Agregado grosso	25-9,5	24	40
Agregado médio	12,7-4,75	12,7	28

Segundo Saidam *et al.*, (1995), do material granular utilizado, o pedregulho é a melhor opção para tratamento de efluentes de lagoas, pois atingiram 60% de remoção de SST. Avaliando-se as 4 carreiras de filtração, os melhores desempenhos foram verificados na primeira carreira onde utilizou-se a menor taxa de aplicação.

No Brasil, Queiroz (2001) avaliou a remoção de sólidos suspensos de efluentes de lagoas de alta taxa por cinco processos naturais: filtro intermitente de areia, filtro de pedra,

escoamento superficial, terras alagadas construídas de fluxo subsuperficial (cultivadas com *Typha sp.*) e plantas aquáticas flutuantes (cultivadas com *Eichhornia crassipes*).

O filtro de pedregulho de escoamento horizontal possuía granulometria variando de 0,95 a 1,9 cm e meio filtrante com 0,60 m de profundidade. Os experimentos foram realizados em três períodos distintos com taxas de filtração: 0,024; 0,048 e 0,096 m³/m².d para cada período (taxas de aplicação volumétrica equivalentes: 0,04; 0,08 e 0,16 m³/m³.d, respectivamente). As duas alternativas mais eficientes no tratamento dos efluentes foram: terras alagadas construídas e filtro de pedra. O filtro de pedra apresentou valores de eficiência de remoção de SS de 95, 91 e 88%, respectivamente para as três taxas de filtração testadas e efluente com concentrações de SS abaixo de 20 mg/L. Queiroz (2001) destaca que na primeira carreira de filtração, a concentração média afluyente de sólidos suspensos foi de 250 mg/L (182-328mg/L) e que as concentrações do efluente do filtro oscilaram seguindo as oscilações do afluyente, porém não necessariamente com os mesmos picos máximo e mínimo.

Com o objetivo de reter algas, Andrada (2005), utilizou dois filtros horizontais de pedra para pós-tratamento de duas lagoas de polimento operando em paralelo, antecedidas por duas lagoas de polimento operadas em série que receberam efluente de reator UASB. As pedras possuíam granulometria e coeficiente de uniformidade diferente, sendo um material de menor dimensão - brita nº 3 comercial (25-50 mm) e outro de maior dimensão - pedras de mão comercial (100-150 mm).

Os filtros localizavam-se na porção final da lagoa ocupando cerca de um terço da área da lagoa. A taxa de aplicação volumétrica utilizada foi de 0,50 m³/m³.d, a profundidade do meio filtrante foi de 0,7 m e altura da lâmina d'água de 0,4 m. Na Tabela 3.9 são apresentados os resultados obtidos por Andrada (2005). Segundo o autor, os dois filtros promoveram uma importante remoção adicional de matéria orgânica completando a remoção efetuada pelo reator UASB. O filtro de brita nº 3 obteve melhor desempenho na remoção de SST, DQO total e DBO total. Os dois filtros apresentaram desempenho semelhante na remoção de *Escherichia coli* e coliformes totais. Durante os oito meses de duração do experimento não foi observada perda de carga superior a 3 cm no filtro de brita e a 1,5 cm no filtro de pedra de mão.

Tabela 3.9 – Valores médios de concentração do afluente (lagoas 1 e 2) e do efluente dos filtros (brita nº3 e pedra de mão) e eficiência de remoção dos filtros operados com taxa de aplicação volumétrica 0,5 m³/m³.d (Andrada, 2005).

	Lagoa 1 (mg/L)	Brita nº 3 (mg/L)	Remoção Média (%)	Lagoa 2 (mg/L)	Pedra de mão (mg/L)	Remoção Média (%)
DBO total	40	27	37	37	32	14
DQO total	203	97	52	189	107	43
SST	108	26	76	107	50	53

Middlebrooks *et al.* (2005) apresentam resumo dos parâmetros de projeto e do desempenho de filtros utilizados em quatro cidades da Nova Zelândia. Os filtros eram de escoamento horizontal e foram utilizados para pós-tratamento de lagoas facultativas aeradas. A granulometria do meio filtrante variou de 10 a 20 mm e foram colocadas pedras maiores (20 a 50 mm) na entrada e saída dos filtros para favorecer melhor distribuição da vazão. Segundo os autores, os sistemas foram desenvolvidos utilizando projetos de *wetlands* com escoamento sub-superficial. Pode-se observar na Tabela 3.10 que a concentração de SS no efluente foi inferior a 25mg/L com valores médios inferiores a 12 mg/L e que a média de DBO foi inferior a 20 mg/L. Os autores não informaram os valores da concentrações afluente aos filtros.

Tabela 3.10 – Configuração e desempenho médio de filtros em quatro cidades da Nova Zelândia tratando efluente de lagoas facultativas aeradas (Middlebrooks *et al.*, 2005).

	Waiuku	Paeroa	Ngatea	Clarks Beach
Vazão média de projeto (m ³ /d)	3000	2067	460	375
Largura (m)	29,6	22	26,3	32
Comprimento (m)	97,4	131	136	62
Nº de camadas	10	8	2	2
Granulometria (mm)	10/20	10/20	10/20	10/20
Taxa de aplicação volumétrica (m ³ /m ³ .d)	0,14	0,20	0,08	0,17
Altura das pedras (m)	0,5	0,5-0,8	0,5-0,8	0,5-0,65
Altura da lâmina d'água (m)	0,14	0,20	0,08	0,17
Tempo de detenção hidráulica (dias)	3,3	2,2	5,8	1,5
Concentração (mg/L)				
DBO ₅ (média)	6	5	3	ni
95% (percentil)	11	19	6	
SS (média)	12	9	6	ni
95% (percentil)	24	17	9	
NH ₃ (média)	5	7	15	ni
95% (percentil)	24	12	27	

ni: não informado pelos autores.

De todas as experiências com filtros de pedregulhos utilizados para pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização citados até agora, todos com escoamento horizontal,

observou-se boa remoção de SST, parâmetro de grande importância no que se refere à efluente de lagoas. Em geral, os resultados foram bastante variados refletindo a ampla gama das condições: concentração afluente, clima, monitoramento e operação do sistema. O sistema de Veneta é considerado pela literatura o que apresentou melhores resultados de eficiência, porém a concentração afluente aos filtros desse experimento foi inferior às condições afluentes de estudos posteriores.

Os trabalhos e experiências citadas anteriormente apresentaram resultados para filtros de pedregulho/pedra não aerados e, como mencionado anteriormente, podem apresentar limitação com relação a remoção de amônia, inclusive com aumento de sua concentração no efluente final (EPA, 2002). O ambiente do filtro torna-se anóxico o que prejudica a nitrificação (Mara e Johnson, 2006, 2007). Swanson e Willianson (1979) observaram aumento da concentração de $\text{NH}_3\text{-N}$ no efluente dos filtros. Al-Sa`ed et al. (2011), verificaram taxa de nitrificação um pouco superior em filtros de pedregulho quando comparados à lagoa de estabilização controle.

Com o objetivo de verificar se o filtro aerado fornece condições para remoção da amônia pela nitrificação, Mara e Johnson (2006) utilizaram unidade piloto compreendendo dois filtros de pedregulho com escoamento horizontal, operados em paralelo recebendo efluente de uma lagoa facultativa primária, também em escala piloto, operada com carga orgânica de 80 kg de DBO/ha.d.

O estudo de Mara e Johnson (2006) foi realizado por 18 meses e o sistema era composto por um filtro aerado com vazão de ar de 20 L/min e um filtro controle que não sofria aeração. Ambos trabalharam com taxa de filtração $0,15 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$ e posteriormente tiveram a taxa duplicada. Os dois filtros possuíam 4 m de comprimento por 5 m de largura; as alturas da lâmina de água e do meio filtrante eram de 0,5 m e 0,6 m, respectivamente. A granulometria das pedras utilizadas variava de 40 a 100 mm.

Como era esperado, devido a degradação do nitrogênio orgânico proveniente da biomassa de algas que entram nos filtros, Mara e Johnson (2006) observaram aumento na concentração de amônia no filtro sem aeração (7 mg/L de $\text{NH}_3\text{-N}$) enquanto que no filtro aerado a concentração de amônia foi inferior a 3 mg/L. A remoção nos filtros aerados foi maior do que no filtro sem aeração sendo as concentrações de DBO e SS no filtro aerado respectivamente, 9 e 10 mg/L, enquanto que no filtro sem aeração as concentrações obtidas

foram de 38 e 43 mg/L, respectivamente para DBO e SS. Segundo Mara e Johnson (2006), os filtros aerados reforçaram a remoção de coliformes (em toda a duração do experimento a média geométrica de coliformes foi de 65 ufc/mL).

Handam e Mara (2009) avaliaram o efeito da geometria na eficiência de filtros de pedra aerados para pós-tratamento de lagoa facultativa. Foram utilizados um filtro vertical com 1,8 m de meio filtrante com lâmina de água atingindo 1,5m e outro horizontal com 0,6 m de meio filtrante com 0,5 m de lâmina de água. Os filtros trabalharam em paralelo e ambos foram preenchidos com agregados calcáreos com granulometria variando de 40 a 100 mm, a taxa de aplicação utilizada foi de $0,6 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ e vazão de ar de 20 L/min.

O filtro vertical apresentou melhor desempenho na remoção de nitrogênio amoniacal, NTK e DBO_5 . A concentração afluyente de $\text{NH}_3\text{-N}$ variou de 4 a 11 mg/L, a concentração média efluente no filtro vertical foi inferior a 0,3 mg/L e no filtro horizontal variou de 0,8 a 1,5 mg/L. A concentração afluyente de NTK variou de 12 a 19 mg/L tendo o filtro vertical alcançado remoção de 99% e a remoção no filtro horizontal variou de 79 a 86%. A remoção de DBO_5 variou de 67 a 90% no vertical enquanto que no horizontal a remoção variou de 48 a 84%. O filtro horizontal apresentou desempenho na remoção de SST um pouco melhor, porém as concentrações não foram significativamente diferentes entre os dois filtros.

Procurando entender melhor a remoção de nitrogênio por filtro de pedra aerado, Handam e Mara (2013), compararam a eficiência dos dois filtros citados anteriormente, porém eles foram operados em série e preenchidos com material de granulometria menor variando entre 25 e 35 mm. As profundidades, taxa de aplicação e vazão de ar foram mantidas as mesmas do experimento anterior. A remoção média de nitrogênio amoniacal no filtro vertical foi de 97% produzindo efluente com concentração média de 0,8 mg/L de $\text{NH}_4\text{-N}$ e no filtro horizontal a remoção média foi de 86% com concentração média de $\text{NH}_4\text{-N}$ de 3,9 mg/L. Segundo os autores essa diferença de eficiência ocorreu devido a concentração de OD ter sido maior no filtro vertical. Após 63 dias de operação, a concentração de $\text{NO}_3\text{-N}$ aumentou no filtro vertical e diminuiu no filtro horizontal, as concentrações médias foram 13,9 e 7,1 mg/L respectivamente.

Muitos filtros de pedregulho têm sido instalados nos Estados Unidos e no mundo com configurações e desempenhos variados. Dados de desempenho do sistema de Veneta, após

20 anos de operação, demonstraram que o efluente atingia os padrões secundários para DBO, SS e coliformes (EPA, 2002; Crites *et al.*, 2014). Essa inconsistência no desempenho dos diversos sistemas de filtros de pedregulho indica a necessidade de programas de estudo e monitoramento de diferentes parâmetros de projeto desses filtros.

3.2.3 Custo de filtros de pedra.

Custos de construção dos filtros de pedra/pedregulho incluem escavação quando necessário, colocação do material filtrante, tubulações de entrada e saída, área e bombas (para filtro vertical). Os custos de operação e manutenção são mínimos, porém para os filtros verticais, custos adicionais com energia e manutenção de bombas devem ser computados (EPA 2002).

Saidam *et al.* (1995), estimaram que a inclusão de filtro horizontal para remover 60% de SST no efluente final de lagoas provoca aumento de 5,4% no custo de capital anual e 6% nos custos de operação e manutenção e é necessário aumentar a área para o tratamento em 9%. No Reino Unido, o tratamento natural de esgotos com menor custo para comunidades com mais de 500 pessoas é o pré-tratamento em tanque séptico seguido por lagoa de estabilização facultativa ou filtro de pedra horizontal (Mara, 2004).

Middlebrooks *et al.* (1988) ao fazerem uma revisão do desempenho de filtros de pedra utilizados para remoção de algas de lagoas de estabilização nos EUA, verificaram que a recuperação anual de capital de seis filtros variou de 0,01 a 0,03 U\$/m³ de esgoto tratado (Tabela 3.11), metade dos custos de outras tecnologias utilizadas para a remoção de algas. Todo o custo de capital reflete uma taxa de juros de 7% e 20 anos de vida útil.

Os autores sugerem um estudo cuidadoso de todas as alternativas antes da seleção de um sistema, mas ressaltam que as vantagens dos filtros de pedra quando avaliados somente os custos são enormes. Custos para remoção de algas por outras tecnologias são pelo menos duas vezes superiores aos custos com filtros de pedra (EPA, 1983).

Tabela 3.11 – Custos de recuperação de capital anual de filtros de pedra (Middlebrooks et al., 1988).

Local	Ano base	Vazão de projeto (m ³ /d)	Taxa de aplicação	Recuperação de capital anual (U\$/m ³)	
				Ano de Projeto	Março, 1987
West Monroe, La	1981	18.920	0,24-0,36 m ³ /m ³ .d	0,022	0,027
Wardell, Mo	1974	303	0,76 m ³ /pop.eq.	0,011	0,021
Delta, Mo	1974	303	0,76 m ³ /pop.eq.	0,013	0,025
California, Mo	1974	1.360	0,40 m ³ /m ³ .d	0,011	0,021
Luxemburgo, Wis.	1976	1.510	0,40 m ³ /m ³ .d	0,008	0,015
Veneta, Oreg.	1975	830	0,27 m ³ /m ³ .d	0,013	0,025

Do exposto anteriormente sobre a utilização da filtração utilizando materiais granulares como pedregulho e pedras para pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização, frente ao alto potencial que essa tecnologia apresentou na remoção de parâmetros que podem interferir na qualidade da água de corpos receptores desses efluentes, e uma vez que praticamente todos os estudos anteriores utilizaram filtros com escoamento horizontal em seus experimentos, em função da praticidade de alocá-los no interior das lagoas existentes, torna-se de grande importância o estudo mais aprofundado da filtração vertical com escoamento ascendente, pois, como previamente comentado, a utilização de filtros com escoamento vertical apresentaram bons resultados nos poucos estudos utilizando essa tecnologia. Além disso, os filtros de escoamento horizontal ocupam maior área do que os de escoamento vertical e têm o inconveniente de ser necessária retirada do meio filtrante após sua colmatação.

4. METODOLOGIA

Para atender os objetivos propostos foi realizado um trabalho experimental em instalação em escala piloto constituída de dois filtros com escoamento vertical ascendente operados em paralelo.

Um filtro foi preenchido com pedregulho de granulometria decrescente ao longo do sentido do escoamento (FP) e o outro filtro foi preenchido com brita nº 2 (FB), ambos alimentados com efluente de lagoa de estabilização de alta taxa da Estação de Tratamento de Esgotos da cidade Paranoá, Brasília – DF. Como mostra a Figura 4.1, a cidade do Paranoá está inserida na Bacia do Paranoá e é localizada a cerca de 30 km do centro de Brasília.

4.1 ETE PARANOÁ

A Estação de Tratamento de Esgotos do Paranoá (ETE Paranoá) foi projetada para tratar os esgotos de aproximadamente 60.000 habitantes. Encontra-se em operação desde 1997 e tem capacidade média de projeto de 112 L/s. Segundo a Caesb (2013), em 2012, a ETE Paranoá tratou 196.706 m³/mês de esgoto e recebeu vazão média afluyente de 74,4 L/s o que corresponde a 66,7% de sua capacidade hidráulica.

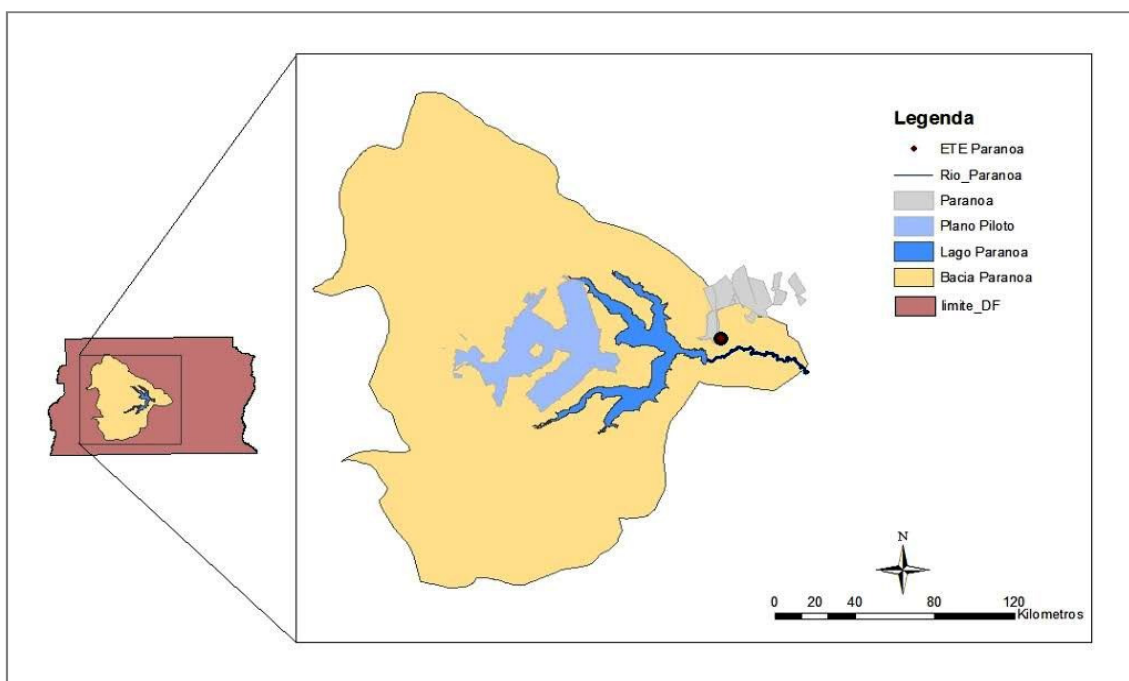


Figura 4.1 – Localização da ETE Paranoá em relação ao Plano Piloto, Lago Paranoá e Rio Paranoá.

Essa estação de tratamento está localizada no limite da bacia de drenagem do Lago Paranoá com seus efluentes conduzidos por gravidade até o Rio Paranoá à jusante da barragem do Paranoá, não necessitando, segundo a Caesb (2011), de tratamento terciário (remoção dos nutrientes P e N), até o momento. O Rio Paranoá apresenta baixa capacidade de diluição, principalmente na época seca, tendo sido esse um dos fatores que apontaram a necessidade de uma ETE com alto grau de remoção de matéria orgânica (Neder e Harada, 1997).

A ETE Paranoá compreende o tratamento preliminar, reatores anaeróbios e lagoas de alta taxa, conforme o fluxograma do apresentado na Figuras 4.2. A Figura 4.3 apresenta uma vista aérea desta Estação. Neder e Harada (1997) destacam que um dos fatores considerado na escolha do processo de tratamento para a ETE Paranoá foi a grande disponibilidade de área na região do entorno da cidade do Paranoá para a instalação da estação.

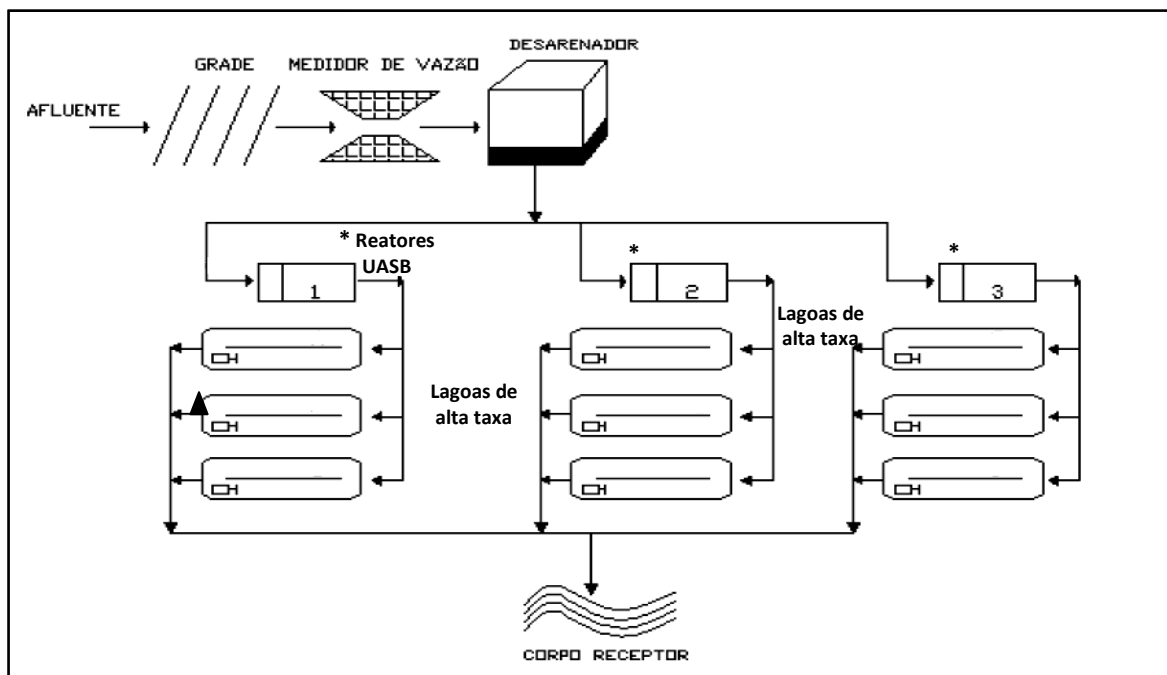


Figura 4.2 – Fluxograma do sistema de tratamento de esgotos da ETE Paranoá (Adaptado de Silva, 2007). ▲ : ponto de coleta do afluente

Após o tratamento preliminar, os esgotos seguem para três reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB), operados em paralelo, dotados de duas câmaras em série cada, com tempo de detenção de 8 horas para a vazão média. O efluente de cada reator UASB alimenta um conjunto de 3 lagoas de alta taxa, perfazendo um total de 9 lagoas. Os parâmetros de projeto das lagoas são descritos na Tabela 4.1. Segundo Neder e Harada (1997), essas lagoas tiveram sua área definida em função da produção de $O_2/m^2.dia$ esperada para as condições climáticas de Brasília, tendo em vista uma profundidade média de 50 cm.



Figura 4.3 – Vista aérea das lagoas de alta taxa da ETE Paranoá (Caesb, 2013).

Tabela 4.1 - Parâmetros de projetos das lagoas de alta taxa da ETE Paranoá.

Parâmetro	Unidade	Quantidade
População contribuinte	Hab.	60.000
Per capita DBO	g/hab.dia	54.000
Per capita esgoto	L/hab.dia	120
Vazão média	m ³ /dia	8.752
Carga de DBO	Kg DBO/dia	3240
Profundidade	m	0,45
Produtividade esperada	g/m ² .dia	24,50
Produção de O ₂	g/m ² .dia	22,78
Carga de DBO removível	g/dia	28,12
Concentração efluente de SS	mg/L	392,02
Área adotada	m ²	68.103
Tempo de detenção	dia	3,5

A ETE Paranoá, devido o baixo índice per capita de consumo de água potável da população apresenta afluente com parâmetros que caracterizam as águas residuárias superiores àqueles normalmente observados na maioria das unidades (Caesb, 2011). Comparando-se, por exemplo, os valores médios afluente de DQO, DBO, SS e Pt da ETE Paranoá com os valores de outras ETEs do Distrito Federal, como por exemplo, ETEB-Norte e Sul, ETE Samambaia e ETE São Sebastião, as do Paranoá são no mínimo 50% superiores.

4.2 INSTALAÇÃO PILOTO

A unidade piloto, apresentada no fluxograma da Figura 4.4 e nas Figuras 4.5 e 4.6, foi instalada na ETE Paranoá e era alimentada com efluente proveniente de uma das lagoas de alta taxa. Optou-se pelo ponto de coleta ser na saída da lagoa, coletando assim, o efluente tratado que é direcionado para o corpo receptor.

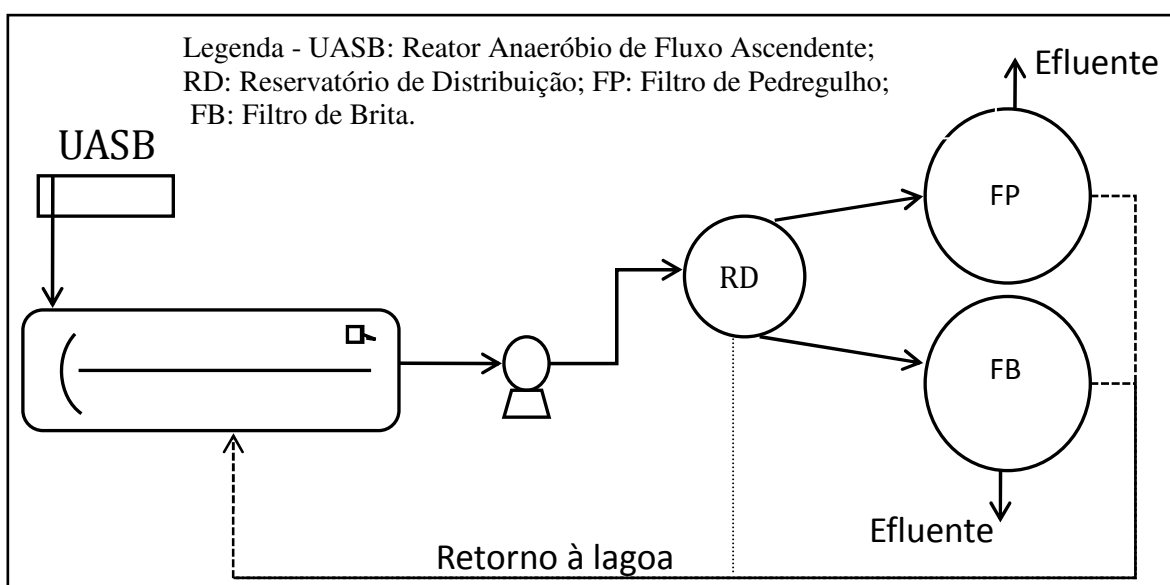


Figura 4.4 – Fluxograma da Estação Piloto.



Figura 4.5 - Vista panorâmica da instalação piloto + lagoa de alta taxa afluente utilizada no estudo.

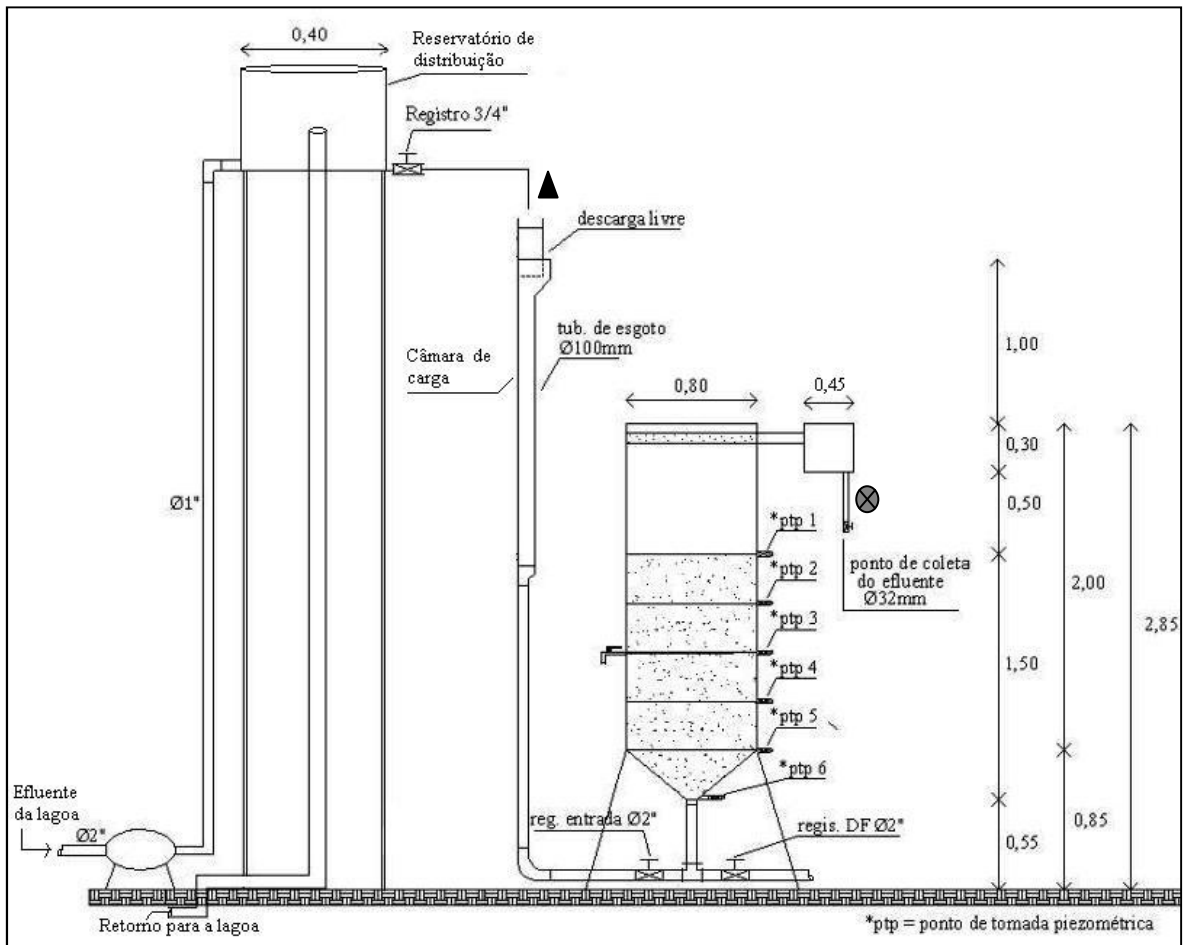


Figura 4.6 – Diagrama esquemático da instalação piloto.

▲: coleta do afluente (lagoa de alta taxa) ⊗: coleta do efluente (filtrado)

O efluente da lagoa de alta taxa era bombeado continuamente por meio de uma bomba Jacuzzi com 1 cv de potência. A tubulação de sucção utilizada possuía diâmetro de 2” e na extremidade dessa foi colocado uma válvula tipo “pé de crivo” para evitar entupimentos por materiais grosseiros que ocasionalmente ocorrem na lagoa. O efluente era elevado a mais de 4 metros por tubulação de 1” para reservatório cilíndrico para distribuição das vazões de alimentação dos filtros ascendentes. Nesse reservatório a carga hidráulica era mantida constante por meio de vertedor tubular concêntrico e o excesso de efluente é continuamente retornado para a lagoa de origem. A Figura 4.7 apresenta detalhes da entrada do efluente da lagoa nos filtros.

No reservatório a vazão de saída para cada filtro era controlada por meio de registro tipo “esfera”. Optou-se em reduzir o diâmetro da tubulação de saída do reservatório para 3/4” para que os registros ficassem mais abertos, tentando com isso, diminuir as obstruções que pudessem ocorrer devido à grande quantidade de SS e algas no efluente das lagoas.

Durante o experimento a vazão de alimentação dos filtros era monitorada periodicamente por meio de medições volumétricas, com o auxílio de cronômetro e proveta graduada.

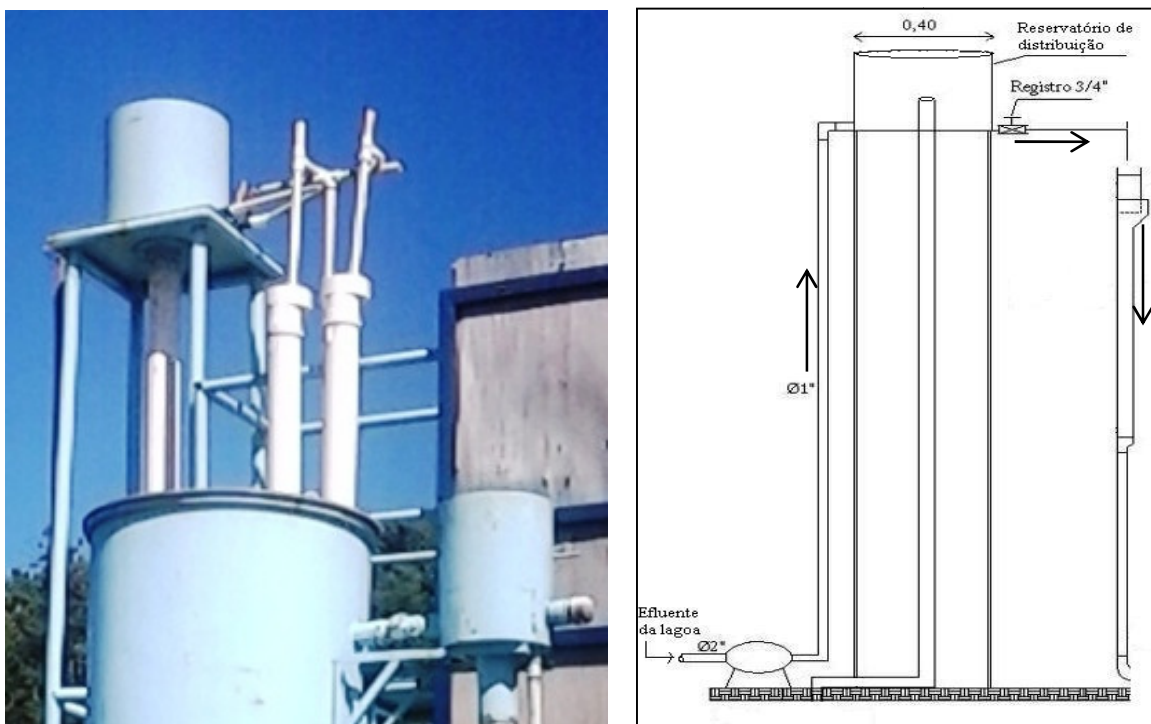


Figura 4.7 – Detalhes da alimentação dos filtros. Esquerda: Fotografia do reservatório de alimentação dos filtros pelas câmaras de carga individuais dos filtros; Direita: Esquema da alimentação (reservatório e câmara de carga).

A alimentação dos filtros era realizada pela parte inferior das unidades e o efluente filtrado era coletado na parte superior através de uma tubulação de 2" perfurada, de onde o efluente (filtrado) seguia para os reservatórios de coleta, os quais também possuem vertedor concêntrico que retorna para a lagoa o excesso de filtrado. Para evitar esvaziamento dos filtros em caso de falta de energia, bem como para garantir a carga hidráulica necessária a operação dos filtros, a alimentação era realizada por meio de câmara de carga.

Os filtros consistem em unidades cilíndricas construídas em chapa metálica de 3,0 mm de espessura, de fundo cônico com 0,80 m de diâmetro interno e 2,30 m de altura total. Os filtros foram submetidos a tratamento superficial com aplicação de fundo anticorrosivo e tinta metálica para diminuir o efeito da corrosão do metal. Na Figura 4.8 são apresentados detalhes da alimentação dos filtros.

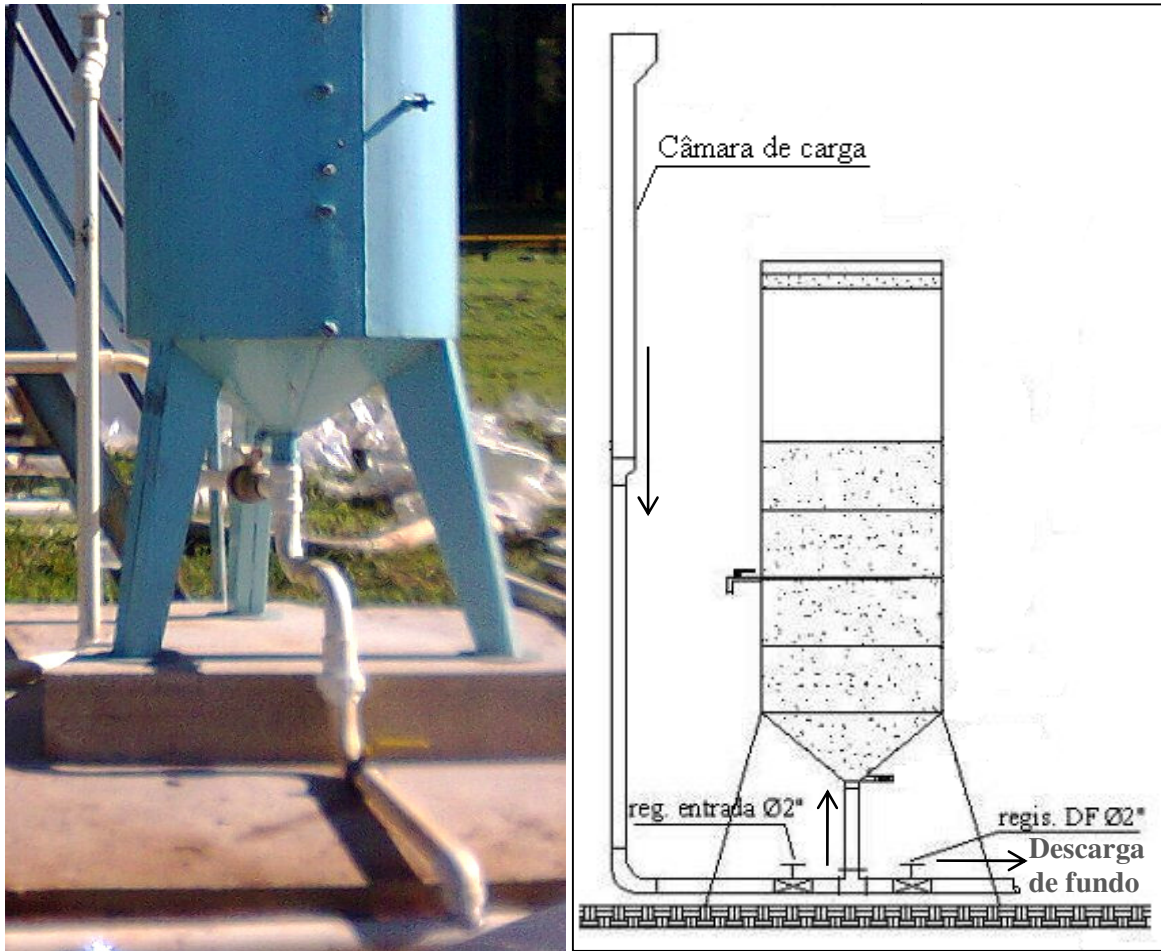


Figura 4.8 – Detalhes do fundo dos filtros. Esquerda: Fotografia com os registros de alimentação e descarga de fundo. Direita: Esquema da alimentação dos filtros.

Os dois filtros foram preenchidos com 1,50 m de meio granular, sendo o filtro de pedregulho (FP) composto por pedregulho de granulometria decrescente no sentido do fluxo e o filtro de brita (FB) composto por brita nº 2. A Figura 4.9 apresenta vista da instalação piloto.

A distribuição granulométrica dos filtros é apresentada na Tabela 4.2. As características granulométricas baseiam-se no recomendado pela literatura (ver Tabela 3.5) e nos experimentos de Saidam *et al.* (1995) e Melo (2006). O FB possui camada suporte (primeiros 30 cm) preenchida com pedregulho de 50 mm, sendo as outras quatro camadas preenchidas com brita nº2 que se caracteriza por granulometria variando de 19 a 25 mm, (MME, 2009).



Figura 4.9 – Vistas da instalação piloto. Esquerda: Detalhes dos reservatórios de distribuição e coleta e do quadro piezométrico; Direita: Vista frontal.

Tabela 4.2 - Composição granulométrica dos filtros de pedregulho e de brita.

Subcamada	Espessura (cm)	FP	FB
		Granulometria (mm)	
Início/Topo	0,30	6,4 a 9,6	19,0 a 25
Intermediária superior	0,30	9,6 a 19,0	19,0 a 25
Intermediária	0,30	19,0 a 25,4	19,0 a 25
Intermediária inferior	0,30	25,4 a 31,4	19,0 a 25
Camada suporte	0,30	50,0	50,0

FP: Filtro de pedregulho; FB: Filtro de brita.

A carga hidráulica disponível para a operação dos filtros era de aproximadamente 1 metro. Para a limpeza periódica dos filtros era utilizado registro localizado na parte inferior das unidades para que fossem feitas as descargas de fundo. Inicialmente essas descargas seriam realizadas quando a perda de carga nos filtros atingisse 20 cm, porém, ao longo dos experimentos a periodicidade dessas descargas foi ajustada em função dos resultados experimentais de cada etapa. A perda de carga era acompanhada por meio de tomadas de pressão localizadas na interface de cada subcamada (pontos de 1 a 6, Figura 4.6). Para se maior precisão da medida, em cada tomada inseriu-se um tubo de cobre perfurado, com diâmetro aproximado 0,5 cm, com 30 cm de comprimento. A leitura era realizada com auxílio de quadro piezométrico instalado ao lado dos filtros (Figura 4.9).

4.3. DESENVOLVIMENTO EXPERIMENTAL

Os experimentos em escala piloto foram realizados com o objetivo de avaliar a influência da granulometria do meio filtrante e da taxa de filtração na eficiência de remoção de biomassa de algas e sólidos em suspensão e matéria orgânica.

O trabalho experimental foi realizado em duas fases caracterizadas pela taxa de filtração. A primeira taxa de filtração utilizada foi de $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ (taxa de aplicação volumétrica $2 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$) e após análise dos resultados da primeira fase decidiu-se reduzir a taxa de filtração em um terço, passando para $1 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ (taxa de aplicação volumétrica $0,7 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$). As taxas de filtração adotadas no presente trabalho resultam em taxas de aplicação volumétrica superiores às de $0,04$ a $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$ adotadas na literatura (Mara e Johnson, 2006; Andrada 2005; Queiroz, 2001; Saidam *et al.*, 1995), o que, provavelmente reduz a eficiência da ação biológica nos filtros. Entretanto, a adoção de taxas mais elevadas se baseia na hipótese de que é possível obter elevada remoção de algas e sólidos em suspensão com o filtro operando com dominância de mecanismos físico-químicos. Importante destacar que no arranjo com escoamento vertical ascendente o uso de taxas maiores leva a unidade com menor área em planta.

A primeira fase do experimento teve início no dia 16 de agosto de 2013, porém a primeira coleta para efeito de avaliação de qualidade do afluente e efluente dos filtros foi realizada no dia 02 de setembro de 2013. Os filtros foram operados com a taxa de filtração de $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ($2,0 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$). O tempo de detenção hidráulica nessa fase foi de 16 horas.

Em cada fase o monitoramento da qualidade dos efluentes foi realizado por meio de coletas de amostras nos pontos de amostragem indicados na Figura 4.6. O monitoramento da qualidade do efluente final da lagoa de alta taxa (afluente aos filtros) e do efluente dos filtros FP e FB foi realizado ao longo de toda a etapa experimental e teve como objetivo avaliar a qualidade do efluente final da lagoa de alta taxa para comparação com a qualidade do efluente dos filtros.

Nessa primeira fase foram analisados os parâmetros: pH, turbidez, demanda química de oxigênio (DQO) total e filtrada, sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF), sólidos suspensos voláteis (SSV) e concentração de biomassa de algas (clorofila-a).

Após 46 dias de operação com taxa de filtração de $3\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, a primeira fase do experimento foi encerrada. Realizou-se, então, a limpeza das unidades por meio da descarga de fundo e a vazão foi ajustada para a nova taxa de filtração.

A operação dos filtros com a segunda taxa de filtração, $1\text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ (taxa de aplicação volumétrica $0,7\text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$) teve início no dia 03 de outubro de 2013. Os filtros operaram com essa taxa por 31 dias seguidos, porém, problemas em um reator UASB da ETE Paranoá obrigaram a suspensão da operação das unidades piloto por 27 dias. Durante esse período os filtros permaneceram cheios e na retomada da operação foi realizada descarga de fundo.

A coleta do afluente e dos efluentes dos filtros foi realizada semanalmente. Para essa amostragem considerou-se o tempo de detenção hidráulica dos filtros, assim, o efluente dos filtros eram coletados 16 horas após a coleta do afluente na primeira fase e 48 horas na segunda fase.

Na segunda fase foram avaliados os parâmetros turbidez, pH, sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF), sólidos suspensos voláteis (SSV), demanda química de oxigênio total e filtrada (DQO), nitrogênio amoniacal (N-NH_3), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3), fósforo reativo (ortofosfato) e clorofila-a. No final da segunda fase foi realizada quantificação do fitoplâncton por contagem em microscópio ótico. Para a identificação e quantificação do fitoplâncton foram utilizadas amostras frescas e preservadas em soluções de lugol e *transeau*. O procedimento realizado para a análise de clorofila-a foi proposto por Wood (1985).

A Tabela 4.3 apresenta os parâmetros avaliados, os métodos e os equipamentos necessários para a realização das análises. Os métodos utilizados se baseiam nos princípios dos métodos sugeridos no Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995), alguns, com modificações para utilização de equipamentos e reagentes HACH®, como indicado na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 – Parâmetros, métodos e equipamentos utilizados nas análises de qualidade de efluentes.

Parâmetro	Princípio do Método	Código Equivalente (APHA, 1995)	Equipamento	Modelo
Sólidos Suspensos Totais	Gravimétrico	2540 D	-	-
Sólidos Suspensos Fixos	Gravimétrico	2540 E	-	-
Sólidos Suspensos Voláteis	Gravimétrico	2540 E	-	-
pH	Eletrométrico	4500-H ⁺ B	pHmetro	Orion 210 A+
Turbidez	Nefelométrico	2130 B	Turbidímetro	HACH 2100 P
Amônia	Eletrométrico	4500-NH ₃ D	Medidor de pH e íon seletivo	Orion 3 STAR
Nitrito	Sulfato Ferroso	-	Espectrofotômetro	HACH DR 2010
Nitrato	Redução do cádmio	4500-NO ³⁻ E	Espectrofotômetro	HACH DR 2010
Fósforo Reativo	Ácido Ascórbico	4500-P E	Espectrofotômetro	HACH DR 2010
DQO	Refluxo fechado, colorimétrico	5220 D	Espectrofotômetro	HACH DR 2010
Contagem de Células	Contagem Microscópica	10200 F	Microscópio Ótico	Zeiss Axio Observer A1

Ao final do trabalho experimental, para auxiliar na interpretação dos resultados, foi realizada, com utilização de planilha Excel, estatística descritiva e análise de correlação entre diferentes parâmetros (SST x DQO total, SST x Clorofila-a, Clorofila-a x DQO total, Clorofila-a x DQO particulada e SST x Turbidez).

Foi realizado também a comparação estatística da eficiência dos filtros com relação à remoção de DQO, SST e Clorofila-a. Como os dados não seguem distribuição Normal, foi utilizada estatística não-paramétrica para comparar o desempenho dos filtros. Utilizou-se o Teste U de Mann-Whitney com 5% de significância para comparação entre as médias dos dois filtros. O teste foi realizado utilizando a versão livre do *software* *Statística 12*®.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesse capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos durante a etapa experimental do trabalho. Como descrito no Capítulo 4, os experimentos foram divididos em duas fases em função das taxas de filtração adotadas - $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ (taxa de aplicação volumétrica de $2,0 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$) e $1 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ (taxa de aplicação volumétrica de $0,7 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$). A adoção da menor taxa de aplicação tornou possível a comparação dos resultados obtidos neste trabalho com os resultados de trabalhos realizados por outros autores.

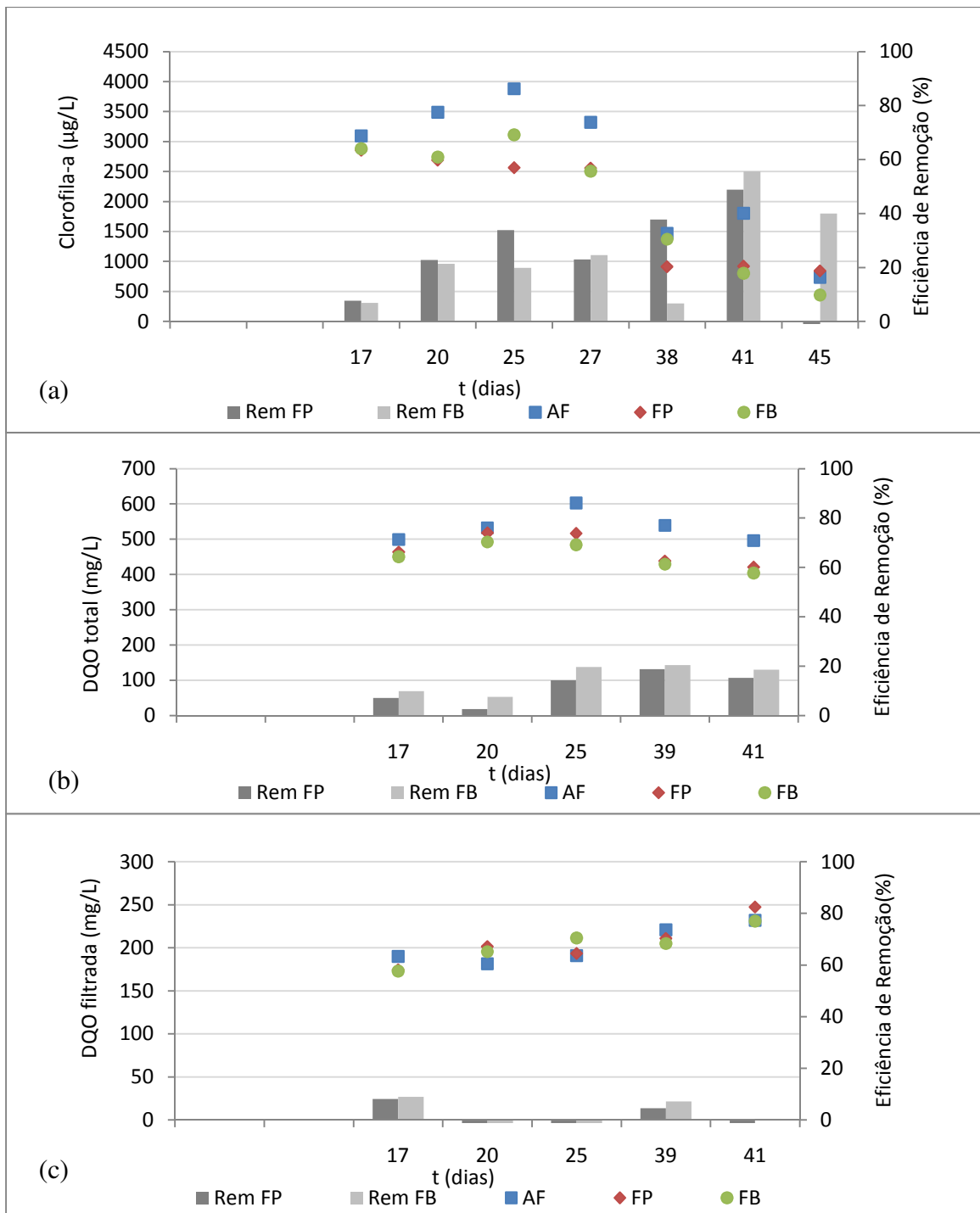
5.1 PRIMEIRA FASE - TAXA DE FILTRAÇÃO $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$

Na primeira fase do experimento, como já mencionado, a vazão de alimentação das unidades filtrantes foi ajustada e os filtros operaram com $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, com tempo de detenção hidráulica de 16 horas, e a primeira coleta das amostras foi realizada 17 dias após o sistema ter sido colocado em operação. Devido o tempo de detenção hidráulica a coleta do efluente da lagoa de alta taxa era realizada no final da tarde e o efluente filtrado era coletado no dia seguinte no início da manhã.

A primeira fase teve duração de 46 dias. Nesse período a concentração de sólidos suspensos totais no efluente da lagoa de alta taxa variou de 82 a 233 mg/L com valor médio de 166 mg/L, e as máximas reduções obtidas foram de 43% e 36%, respectivamente, no FP e no FB. A concentração de SST no filtro de pedregulho variou entre 105 e 161 mg/L com valor médio de 133 mg/L e no filtro de brita a concentração de SST variou entre 113 a 152 mg/L com valor médio de 127 mg/L. Observou-se que quanto maior o valor afluente de SST maior era a remoção realizada pelos filtros, demonstrando potencial das unidades filtrantes em remover grande quantidade de biomassa algal.

Durante o período de realização da primeira fase experimental o afluente aos filtros, proveniente da lagoa de alta taxa, apresentou concentração de clorofila-a variando de 3487,4 $\mu\text{g}/\text{L}$ a 734,8 $\mu\text{g}/\text{L}$, sendo o valor médio igual a 2541,8 $\mu\text{g}/\text{L}$. Na Figura 5.1a pode-se observar a variação das concentrações de clorofila-a (biomassa de algas) no efluente da lagoa e no efluente dos dois filtros.

Como pode ser observado na Figura 5.1, a eficiência de remoção de clorofila-a foi crescente e a máxima eficiência de remoção de clorofila-a obtida no filtro de pedregulho (FP) foi de 49%, valor que corresponde à uma redução de 882 $\mu\text{g}/\text{L}$ de clorofila-a. O filtro



Legenda: Rem FP - Eficiência de remoção do filtro de pedregulho; Rem FB - Eficiência de remoção do filtro de brita; AF - Afluente aos filtros; FP - Efluente filtro de pedregulho; FB - Efluente filtro de brita

Figura 5.1 - Concentração e eficiência de remoção de (a) clorofila-a, (b) DQO total e (c) DQO filtrada no efluente da lagoa e dos filtros durante a primeira fase - taxa de filtração $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ($2 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$).

de brita (FB) apresentou desempenho um pouco superior ao FP a partir da quarta semana de operação com eficiência de remoção variando de 7 a 56% (essa remoção máxima equivale a 1003 µg/L de clorofila-a). Na quinta semana de operação do filtro de

pedregulho (dia 45) observou-se valor negativo de remoção de clorofila-a, provavelmente por alguma falha analítica.

Cabe aqui ressaltar que as concentrações de SST, clorofila-a e DQO total afluente aos filtros são altas se comparadas às concentrações afluentes do sistema de Veneta que é considerado a referência para projetos de filtros de pedra com escoamento horizontal. As médias afluente de SST, clorofila-a e DQO total em Veneta foram respectivamente, 42 mg/L, 332 µg/L e 101 mg/L.

A DQO total no efluente da lagoa variou de 496 mg/L a 602 mg/L com valor médio de 534 mg/L. Nessa primeira fase experimental os dois filtros não foram eficientes na remoção de DQO total, os valores médios obtidos foram 12 e 15% respectivamente para o FP e FB. Na Figura 5.1b observa-se que os valores de DQO filtrada são praticamente a metade do valor da DQO total, essa diferença entre os dois valores pode ser associada à retirada das algas pela filtração. A concentração de DQO filtrada no efluente dos filtros foi por vezes superior ao observado no afluente a essas unidades, provavelmente pela liberação de matéria orgânica oriunda da lise de algas retidas nos meios granulares.

As eficiências de remoção de 99% de clorofila-a e de 65% de DQO total obtidas por Queiroz (2001) utilizando filtro de escoamento horizontal foram muito superiores às observadas neste trabalho, porém o filtro operava com taxa de aplicação 30 vezes menor ($0,16 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$) do que a adotada na primeira fase deste trabalho. Andrada (2005), por sua vez, obteve eficiência de remoção de DQO total de 43% para filtro de brita n°3 operando com taxa de aplicação 15 vezes menor ($0,5 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$) do que a utilizada neste experimento. Devido à taxa de aplicação volumétrica reduzida utilizada por Queiroz (2001) e Andrada (2005), pode-se inferir que a ação biológica era responsável por parte da eficiência do tratamento, diferente deste trabalho.

O efluente dos dois filtros apresentou valores de turbidez superiores aos valores do efluente da lagoa (alimentação dos filtros), e conseqüentemente remoção negativa como pode ser observado nas Tabelas 5.1 e 5.2. A turbidez e os SST não seguem uma mesma tendência. Vale ressaltar que na análise de SST somente são consideradas as partículas com tamanhos superiores à $1\mu\text{m}$, logo se no efluente da lagoa predominam as partículas menores que $1\mu\text{m}$, essa relação não é esperada. Como nesse período os filtros encontravam-se em fase de formação do biofilme, esse valor de turbidez pode estar

relacionado ao fato de que as partículas pequenas presente no efluente da lagoa não se aderiram ao material filtrante ou ao fato de haver impurezas no material filtrante o que aumentaria o valor de turbidez.

Tabela 5.1- Estatística descritiva de clorofila-a, DQO total, DQO filtrada, turbidez, pH e SST nos efluentes da lagoa e dos filtros operando com taxa de filtração 3 m³/m².d durante a primeira fase do experimento.

	AF			Efluente FP			Efluente FB		
	Máx	Med (± σ)	Mín	Máx	Med (± σ)	Mín	Máx	Med (± σ)	Mín
Clorofila-a (µg/L) n=7	3881	2542 (±1194)	735	2857	1908 (±954)	844	3112	1979 (±1086)	441
DQOt (mg/L) n= 5	603	534 (±43)	496	518	471 (± 45)	421	492	452 (± 37)	404
DQOf (mg/L) n= 5	232	203 (±22)	182	248	206 (± 27)	175	231	203 (± 21)	173
Turbidez (UT) n= 5	438	355 (±89)	266	806	701 (± 125)	523	726	663 (± 61)	579
pH n= 5	8,0	(±0,17)	7,6	7,9	(± 0,04)	7,8	7,9	(± 0,03)	7,8
SST (mg/L) n= 3	233	147 (±77)	82	161	133 (± 28)	105	153	127 (± 22)	113

AF - Afluente aos filtros; FP - Filtro de pedregulho; FB - Filtro de brita; Máx: valor máximo; Med: valor médio; Mín: valor mínimo; n - número de amostras; σ – desvio padrão.

Tabela 5.2 – Valores médios de eficiência de remoção de clorofila-a, DQO total, SS e turbidez dos dois filtros operando com taxa de filtração 3 m³/m².d durante a primeira fase do experimento.

	FP (%)	Desvio Padrão	FB (%)	Desvio Padrão
Clorofila-a (µg/L)	23	21	25	18
DQOt (mg/L)	12	7	15	6
SST (mg/L)	9	36	11	42
Turbidez (UT)	-110	72	-97	53

FP – Efluente filtro de pedregulho; FB - Efluente filtro de brita

A lagoa e os filtros apresentaram valor de pH em torno de 7,8 (±0,08), situação diferente da relatada por Green *et al.* (1996) onde o pH de lagoas de alta taxa variou entre 9,5 a 10. Ludovice *et al.* (2000), no entanto, verificaram que o pH das lagoas de alta taxa da ETE

Paranoá apresentou valores em torno de 8, demonstrando tamponamento devido à alta alcalinidade do efluente dos reatores UASB que precedem a lagoa.

Durante os 46 dias de experimento utilizando a taxa de filtração de $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ não foram observadas variações da perda de carga nos filtros, porém alguma retenção ocorreu uma vez que observou-se remoção de SST e algas na duas unidades filtrantes. Dessa forma, acredita-se que o material retido no filtro, majoritariamente algas, passa posteriormente por um processo de lise celular, estabelecendo-se um ciclo de retenção e lise sem aumento significativo da perda de carga. Essa hipótese é reforçada pelo aumento dos valores de DQO filtrada nos dois filtros em função da liberação de matéria orgânica intracelular no processo de lise. A perda de carga observada por Andrada (2005) em filtro horizontal preenchido com brita nº3 foi sempre inferior a 3 cm durante oito meses de monitoramento, o que é consistente com o observado no presente trabalho.

Apesar da etapa de montagem da unidade piloto ter sido realizada com muito cuidado, houve a preocupação de que a não detecção de perda de carga fosse reflexo de alguma obstrução nos piezômetros. Assim, monitorou-se o nível de água na câmara de carga, que reflete a perda de carga total do sistema, e verificou-se que de fato não havia desenvolvimento notável de perda de carga. Outro indicativo de que o sistema funcionava corretamente foi a observação no quadro piezométrico de que quando os filtros eram submetidos à mudança brusca na vazão de alimentação a altura piezométrica na tomada de pressão do filtro de pedregulho oscilava.

Observou-se nessa primeira fase de filtração que apesar dos filtros FP e FB demonstrarem potencial para retenção de sólidos suspensos e particularmente clorofila-a em valores absolutos, as eficiências de remoção foram relativamente baixas. Além disso, as duas unidades não apresentavam capacidade de absorção de picos e acompanharam as oscilações ocorridas na lagoa.

Dessa forma, em função dos resultados obtidos na primeira fase experimental, decidiu-se utilizar para a segunda fase do experimento uma taxa de filtração um terço menor que a primeira, passando assim os filtros FP e FB a serem operados com taxa de filtração de $1 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ (taxa de aplicação volumétrica $0,7 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$) buscando a melhora do desempenho do sistema.

5.2 SEGUNDA FASE - TAXA DE FILTRAÇÃO 1 m³/m².d

Para o início da segunda fase do experimento que se caracterizou pela redução da taxa de filtração de 3 m³/m².d para 1 m³/m².d, foi realizada ajuste da vazão de alimentação dos filtros e em seguida descarga de fundo nas unidades filtrantes.

Diferentemente da primeira fase onde se esperou alguns dias para a realização da primeira coleta de amostras, nesta segunda fase foi realizada a coleta do efluente da lagoa de alta taxa (alimentação dos filtros) imediatamente após recolocar em operação os filtros, e após 48 horas, correspondentes ao tempo de detenção, realizou-se a coleta do efluente das unidades de filtração.

Os filtros foram operados com taxa de filtração de 1 m³/m².d continuamente por 31 dias. Após esse período, fez-se necessário parar a operação em função de procedimentos de manutenção da ETE Paranoá. A instalação piloto ficou inoperante por 28 dias consecutivos. Durante esse período de pausa, como não havia previsão para a normalização da operação da ETE Paranoá, os filtros foram mantidos com o efluente em seu interior, entretanto, no reinício da operação da instalação piloto optou-se por realizar descarga de fundo no FP e FB e reiniciar o monitoramento. Após o reinício, os filtros operaram continuamente por mais 61 dias com a taxa de filtração de 1 m³/m².d.

Nesta fase experimental, além das análises realizadas como rotina na fase anterior, foram acrescentados ao monitoramento os parâmetros nitrito, nitrato, amônia e, após o intervalo na operação, ortofosfato. Na fase final do experimento foi realizada contagem e identificação dos organismos presentes no efluente da lagoa de alta taxa e no efluente dos filtros de pedregulho e de brita.

5.2.1 Clorofila-a, SST e DQO

Para melhor observação das diferenças ocorridas no desempenho dos filtros nas duas fases experimentais, neste item os dados de clorofila-a, turbidez, DQO e SST obtidos na segunda fase são apresentados agrupados com os obtidos na primeira fase.

A Figura 5.2 apresenta as concentrações de clorofila-a obtidas durante as duas fases do experimento e as eficiências de remoção calculadas. A segunda fase do experimento foi realizada no período chuvoso de Brasília, o que pode ter influenciado a biomassa de algas (medidas como clorofila-a) nas lagoas. Assim, a concentração de clorofila-a afluente aos

filtros variou de 693 a 3130 $\mu\text{g/L}$, com média na segunda fase de 1766 $\mu\text{g/L}$, enquanto na primeira fase a variação foi de 735 a 3487 $\mu\text{g/L}$ com média de 2542 $\mu\text{g/L}$.

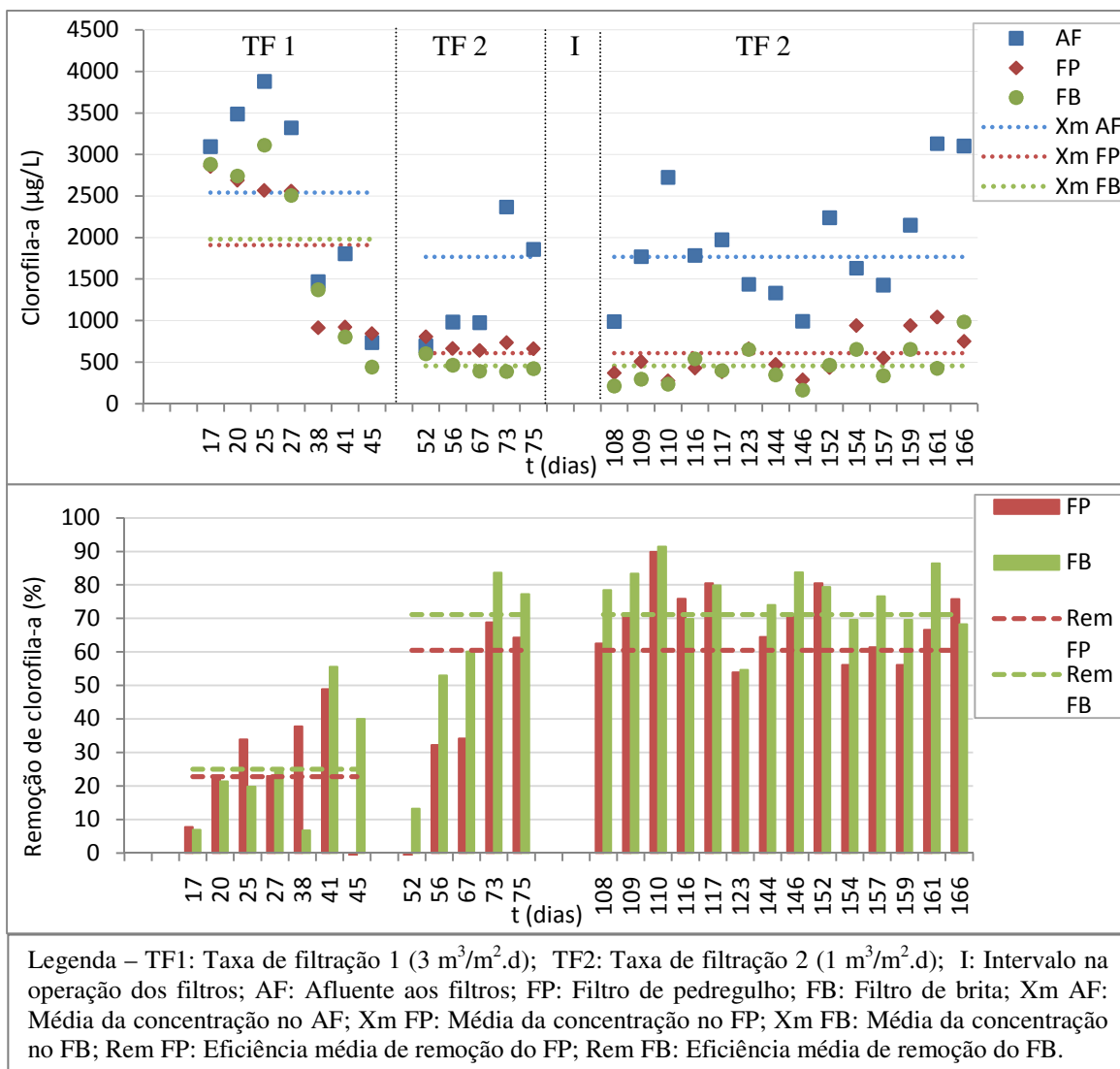


Figura 5.2 – Concentração e eficiência de remoção de clorofila-a na lagoa e nos dois filtros durante as duas fases do experimento, respectivamente com taxas de filtração 1 e $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.

Com a redução da taxa de filtração (velocidade de filtração) e consequentemente redução da taxa de aplicação volumétrica e aumento no tempo de detenção hidráulica no filtro observou-se aumento na eficiência de remoção de clorofila-a. A remoção média de clorofila-a obtida nos filtros FP e FB durante a segunda fase foram, respectivamente, 61% (redução de 1157 $\mu\text{g/L}$) e 71% (redução de 1313 $\mu\text{g/L}$). Apesar da elevada biomassa retida nos filtros, o efluente do filtro do FP apresentou concentração de clorofila-a entre 276 a 1045 $\mu\text{g/L}$ e o efluente do FB concentração variando entre 161 e 984 $\mu\text{g/L}$.

A comparação dos resultados obtidos de clorofila-a com outros trabalhos utilizando filtros de pedra é comprometida, uma vez que esse parâmetro não foi objeto de análise na maioria dos trabalhos. Geralmente a discussão sobre a biomassa de algas é relacionada à concentração de sólidos suspensos no efluente. Entretanto, Queiroz (2001) relata remoção de clorofila-a de 99% em duas carreiras de filtração realizadas em filtro de pedra horizontal tratando efluente de lagoa de alta taxa da ETE Paranoá, porém com taxas de filtração de 0,024 e 0,048 m³/m².d, bem menores que a adotada nesta fase do trabalho. O próprio autor destacou a necessidade de mais ensaios de clorofila-a, uma vez que foram realizados poucos ensaios em seu trabalho.

Analisando os resultados apresentados na Figura 5.3 pode-se observar que as concentrações de SST e SSV são muito próximas, confirmando que a maior porcentagem de sólidos no efluente de lagoa é representada pela biomassa de micro-organismos (algas e bactérias).

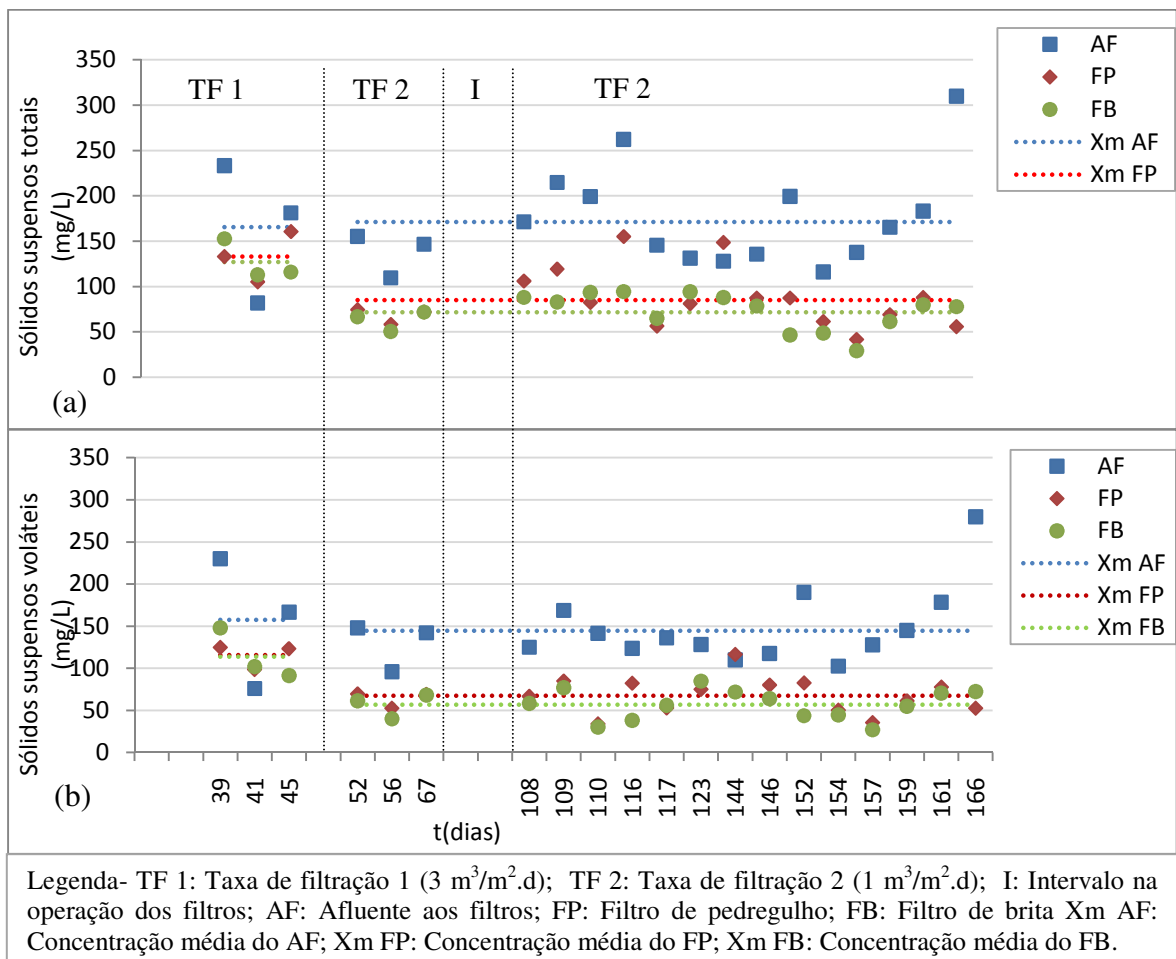


Figura 5.3 – Concentração de (a) SST e (b) SSV nos efluentes da lagoa e dos filtros durante as duas fases do experimento, respectivamente com taxas de filtração 1 e 3 m³/m².d.

A redução na taxa de filtração favoreceu a maior redução na concentração de sólidos. A eficiência média de remoção de SST no filtro de pedregulho (FP) aumentou cerca de 40% e no filtro de brita (FB) cerca de 45%. As remoções de SST obtidas na segunda fase foram de 48% e 56%, respectivamente no FP e FB. Como esperado, as remoções de SST obtidas no presente trabalho são inferiores às relatadas por outros autores. Entretanto, considerando-se as taxas de filtração, se pode dizer que os resultados obtidos foram satisfatórios. Andrada (2005), por exemplo, obteve remoção de 76% utilizando taxa de filtração 5 vezes inferior, enquanto Queiroz (2001) obteve 88 % com taxa 10 vezes inferior à deste trabalho. Os dois trabalhos citados apresentam concentração média afluente de SST semelhante aos observados neste trabalho.

Saidam *et al.*(1995) por outro lado relatam remoção de SST variando entre 49 e 61%, (mais próximas às remoções de 48 e 56% obtidas no presente trabalho e com concentração afluente média de SS semelhante). Ainda sobre o mesmo sistema Saidam e Butler (1996), destacaram que o melhor desempenho de cada filtro foi alcançado na primeira carreira de filtração em que se adotou menor taxa de aplicação volumétrica ($0,27 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$), temperatura média $25,7^\circ\text{C}$ e alta concentração de SST afluente (201 mg/L). Mara e Johnson (2006) utilizando filtro horizontal de pedregulho operando com taxa de aplicação volumétrica de $0,15 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$ obtiveram remoção de SS variando entre 25 e 75% com média em torno de 60%.

Apesar da alta concentração de clorofila-a e sólidos no afluente aos filtros e das remoções obtidas, não foi observada perda de carga no filtro de pedregulho (FP) e no filtro de brita durante o período do experimento. Como já mencionado no item 5.1, esse fenômeno pode estar relacionado ao fato de que ocorra lise das células retidas nos interstícios do material filtrante. Vale lembrar que situação semelhante foi relatada por Andrada (2005), que durante oitos meses monitorou filtro horizontal de brita n°3 tratando efluente de lagoa de maturação e não observou perda de carga superior a 3 cm.

Em filtros de pedra com escoamento horizontal, diferente do que ocorre em filtros verticais ascendentes, ao ser verificado perda de carga e colmatação do material filtrante é necessário a troca do meio granular. Nesse cenário, Saidam e Butler (1996), apresentam gráficos obtidos a partir do modelo matemático semi-empírico desenvolvido por Saidam em sua tese de doutorado para determinação do desempenho em longo prazo de filtros horizontais. Nestes gráficos, específicos para cada material filtrante, utilizando-se o tempo

de detenção inicial e a eficiência do filtro é possível fazer projeção da vida útil da unidade. Por exemplo, para a primeira taxa de filtração deste trabalho ($3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$), utilizando-se o tempo de detenção ($0,7$ dias) e a média da eficiência que foi igual no filtro de pedregulho e no de brita (cerca de 10%), a vida útil esperada seria de 40 anos. Já adotando a segunda taxa ($1 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$), com tempo de detenção de 2 dias e eficiência média variando entre 50 e 60% , a vida útil seria de 45 anos. Nesses dois casos, apesar da vida útil ser próxima opta-se pela segunda taxa, já que as eficiências são bastante superiores à da primeira.

Pode-se observar na Figura 5.4 que, semelhante ao que ocorreu na primeira fase experimental, as concentrações de DQO no efluente dos filtros oscilaram de acordo com a concentração de DQO afluente. Entretanto, com a redução da taxa de filtração verificou-se aumento na remoção de DQO, sendo esse aumento mais acentuado no FB.

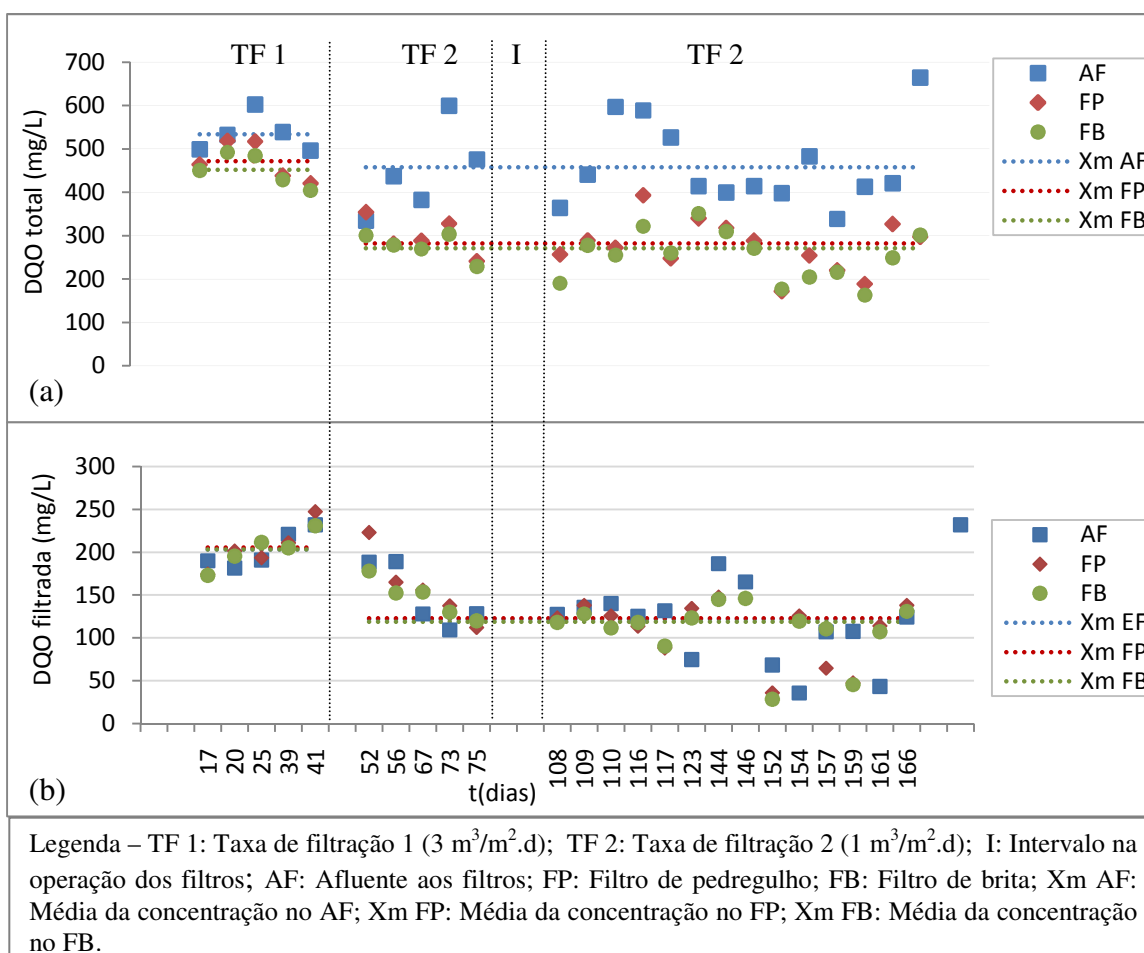


Figura 5.4 – Concentração de (a) DQO total e (b) DQO filtrada no efluente da lagoa de alta taxa e dos filtros durante as duas fases do experimento, respectivamente com taxas de filtração 1 e $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.

A remoção média de DQO total alcançada no filtro de pedregulho foi de 37% , tendo valor máximo de 57% , enquanto a máxima remoção no filtro de brita foi de 61% , com valor

médio de 42%. Considerando-se que neste trabalho a taxa de filtração adotada é comparativamente elevada, os resultados mostram bom potencial se comparados aos trabalhos com taxa de filtração menor (Andrada, 2005; Queiroz, 2001 e Saidam *et al.*, 1995).

A redução da DQO em filtros indica a redução da matéria orgânica nestas unidades, redução que pode ocorrer devido oxidação de compostos orgânicos dissolvidos e/ou pela remoção da biomassa presente no efluente da lagoa pelos filtros. Comparando-se a Figura 5.4a com a Figura 5.4b pode-se observar grande contribuição de sólidos suspensos nos valores de DQO total, uma vez que os resultados de DQO filtrada foram pelo menos a metade dos valores de DQO total. Dessa forma, pode-se inferir que a remoção de algas (clorofila-a) contribui significativamente para remoção de DQO em suspensão e DQO total, como pode ser observado na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Análise dos coeficientes de correlação de Pearson (r) e de determinação (R^2), entre SST, clorofila-a, DQO em suspensão e DQO total.

	SST x Clorofila-a	DQOsusp x SST	DQOt x Clorofila-a
AF	r=0,36 $R^2=0,13$	r=0,60 $R^2=0,36$	r= 0,68 $R^2= 0,46$
FP	r=0,40 $R^2=0,16$	r=0,61 $R^2=0,37$	r= 0,79 $R^2= 0,62$
FB	r=0,70 $R^2=0,49$	r=0,64 $R^2=0,41$	r= 0,86 $R^2= 0,73$

AF: Efluente da lagoa; FP: Filtro de pedregulho; FB: Filtro de brita; DQOsusp: DQO em suspensão; DQOt: DQO total.

Analisando-se as correlações de SST x Clorofila-a e SST x DQO em suspensão apresentadas na Tabela 5.3, verifica-se correlação positiva forte entre SST e clorofila-a no efluente da lagoa e no efluente do filtro de pedregulho, enquanto que no efluente do filtro de brita verifica-se correlação positiva muito forte entre SST e clorofila-a. Além disso, observa-se correlação positiva forte entre DQO em suspensão e SST no afluente e efluente dos filtros e correlação muito forte entre DQO e clorofila-a no efluente dos filtros. Pearson e König (1986) encontraram relação linear direta entre concentração de clorofila-a e DQO, segundo os autores concentração de algas equivalente a 1000 $\mu\text{g/L}$ de clorofila-a contribui com 300 mg/L de DQO. As correlações obtidas neste trabalho sugerem que a oxidação biológica não parece influenciar significativamente a remoção de matéria orgânica nos filtros estudados.

Não foi possível verificar a existência de correlação entre concentração de clorofila-a e quantificação de fitoplâncton porque foram realizados poucos ensaios de quantificação de biomassa.

Nas Tabelas 5.4 e 5.5 são apresentados, respectivamente, os resumos da estatística descritiva e das eficiências médias de remoção dos parâmetros analisados durante a segunda fase do experimento.

Tabela 5.4- Estatística descritiva de Clorofila-a, DQO total, DQO filtrada, Turbidez, pH e SST nos efluentes da lagoa e dos filtros na segunda fase do experimento com taxa de filtração $1\text{m}^2/\text{m}^3\cdot\text{dia}$.

	AF			Efluente FP			Efluente FB		
	Máx	Med ($\pm\sigma$)	Mín	Máx	Med ($\pm\sigma$)	Mín	Máx	Med ($\pm\sigma$)	Mín
Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) n=19	3130	1766 (± 722)	693	1045	609 (± 225)	276	984	453 (± 195)	161
DQOt (mg/L) n=19	664	457 (± 95)	334	393	282 (± 56)	172	351	259 (± 52)	163
DQOf (mg/L) n=19	189	122 (± 44)	36	223	123 (± 43)	36	178	119 (± 35)	28
Turbidez (UT) n=19	665	361 (± 146)	161	664	412 (± 148)	129	580	362 (± 122)	172
pH n=19	8,5	7,8 ($\pm 0,3$)	7,4	8,1	7,7 ($\pm 0,3$)	7,1	8,1	7,7 ($\pm 0,3$)	7,0
SST (mg/L) n=19	310	171 (± 53)	110	155	85 (± 20)	42	94	72 (± 20)	29

AF: Afluente aos filtros; FP: Filtro de pedregulho; FB: Filtro de brita; Máx: Valor máximo; Med: Valor médio; Mín: Valor mínimo; n: Número de amostras; σ : Desvio padrão.

Tabela 5.5 – Valores médios de eficiência de remoção de Clorofila-a, DQO total, SST e Turbidez durante a segunda fase do experimento com taxa de filtração $1\text{m}^2/\text{m}^3\cdot\text{dia}$.

	FP (%)	Desvio Padrão	FB (%)	Desvio Padrão
Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$)	60	24	71	17
DQOt (mg/L)	37	16	42	15
SST (mg/L)	48	20	56	14
Turbidez (NTU)	-19	50	-7	46

FP: Filtro de pedregulho; FB: Filtro de brita.

5.2.2 Quantificação do fitoplâncton

No final da segunda fase do experimento foram realizados três ensaios de quantificação e identificação do fitoplâncton presente no sistema. O objetivo principal dessa etapa foi verificar o potencial que as unidades de filtração possuíam em remover os organismos presentes no efluente da lagoa de alta taxa. Utilizou-se o procedimento descrito no *Standard Methods* para a quantificação do fitoplâncton.

As espécies foram agrupadas de acordo com a divisão por essa representar o mesmo significado sanitário. A contagem foi realizada em número de células, porém no caso das cianobactérias (*cyanophyta*) apareceram apenas pequenos filamentos, em número reduzido, não tendo sido possível visualizar o número de células por filamento. Como a densidade das cianobactérias é muito baixa e pouco representativa dentro do total do fitoplâncton, considerou-se cada pequeno filamento como uma célula. Os valores de quantificação, por divisão, são resumidos na Tabela 5.6.

Tabela 5.6 –Quantificação de algas, por divisão, no afluente e no efluente dos filtros e suas respectivas eficiências de remoção* - valores médios (n=3).

Fitoplâncton (cel/mL)	AF	FP	FB
<i>Chlorophyta</i>	903,0	208,8 (77%)	184,7 (80%)
<i>Euglenophyta</i>	25,2	4,5 (82%)	2,4 (91%)
<i>Cyanophyta</i>	0,5	1,2 (-)	0,6 (-)
<i>Bacillariophyta</i>	2,4	0,2 (93%)	0,5 (79%)
Total de células/mL	931,1	214,7	188,2
Remoção global	-	77%	80%

*Eficiência de remoção de células entre parênteses. AF: Efluente da lagoa de alta taxa; FP: Filtro de pedregulho; FB: Filtro de brita; n: número de amostras.

Como era esperado, o grupo em maior número foi o de algas verdes (*chlorophyta*), organismos predominantes em lagoas de alta taxa em condições normais de operação e manutenção (Swanson e Willianson, 1979; EPA, 1983; Pearson e König, 1986; Park *et al.*, 2011a,b)

Analisando a Tabela 5.6 observa-se aumento no número de células de *cyanophyta* nos dois filtros. Como anteriormente comentado a contagem desses organismos deu-se por filamentos e esses estavam presentes em número reduzido. Além disso, a amostra da lagoa era bastante concentrada, e apesar de ter sido realizada diluição, isso pode ter interferido na identificação dos filamentos de cianobactérias.

Apesar do número de ensaios de quantificação do fitoplâncton ter sido reduzido, verificou-se que a remoção média do fitoplâncton, com exceção das *Cyanophyta*, foi superior a 75%. Na data dos ensaios em que foram realizadas a quantificação do fitoplâncton as remoções de clorofila-a também foram altas, porém a maior remoção de fitoplâncton não coincidiu com a maior remoção de clorofila-a pelos filtros. Isso se justifica em função da distribuição das espécies em cada amostragem, já que a depender da morfologia da espécie uma célula pode produzir mais ou menos pigmentos como a clorofila-a.

5.2.3 Nutrientes

Na segunda fase experimental foram incluídas as análises de nutrientes como nitrogênio e fósforo. Foram realizadas mensurações de nitrito, nitrato, amônia e fósforo reativo (ortofosfato). Na Tabela 5.7 são apresentadas as concentrações médias das formas de nitrogênio e fósforo analisadas.

Tabela 5.7 – Concentração média de nutrientes no efluente da lagoa e nos dos filtros durante a segunda fase com taxa de filtração $1 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$.

$\text{NH}_3\text{-N}$ (mg/L) n= 21			$\text{NO}_3^- \text{N}$ (mg/L) n= 19			$\text{NO}_2^- \text{N}$ (mg/L) n=19			PO_4^{3-} (mg de P/L) n= 14		
AF	FP	FB	AF	FP	FB	AF	FP	FB	AF	FP	FB
39,56	41,15	43,96	1,07	1,30	1,07	1,17	1,16	0,69	0,6	3,97	3,82

AF: Efluente da lagoa de alta taxa; FP: Efluente do filtro de pedregulho; FB: Efluente do filtro de brita; n: número de amostras.

A concentração de fósforo reativo no efluente da lagoa variou de 0,02 a 3,43 mg/L de P com média de 0,60 mg/L. No filtro de pedregulho (FP) a média de concentração de ortofosfato foi de 3,97 mg/L com valores mínimo e máximo, respectivamente de 1,43 e 5,60 mg/L de P, enquanto que no filtro de brita (FB) as concentrações variaram de 0,15 a 5,73 mg/L com média de 3,82 mg/L. Ou seja, a concentração de fósforo reativo (ortofosfato) no efluente dos filtros foi superior à do afluente a estas unidades. Comportamento similar foi observado por Swanson e Willianson (1979) em algumas amostras do filtro de Veneta.

A concentração superior de fósforo no efluente dos dois filtros do presente trabalho pode ser indicativa de ambiente anaeróbico no interior dos filtros, hipótese reforçada pela não ocorrência de oxidação da amônia a nitrato. A variação nas concentrações desse nutriente pode ser observada na Figura 5.5. Outra hipótese para reforçar a anaerobiose no interior dos filtros é de que com a entrada do efluente da lagoa de alta taxa contendo O_2

remanescente da atividade fotossintética das algas, teria ocorrido rápido consumo do oxigênio pelos micro-organismos presentes no interior dos filtros, pois estes se encontravam em um ambiente adverso, fechado, sem incidência de luz solar.

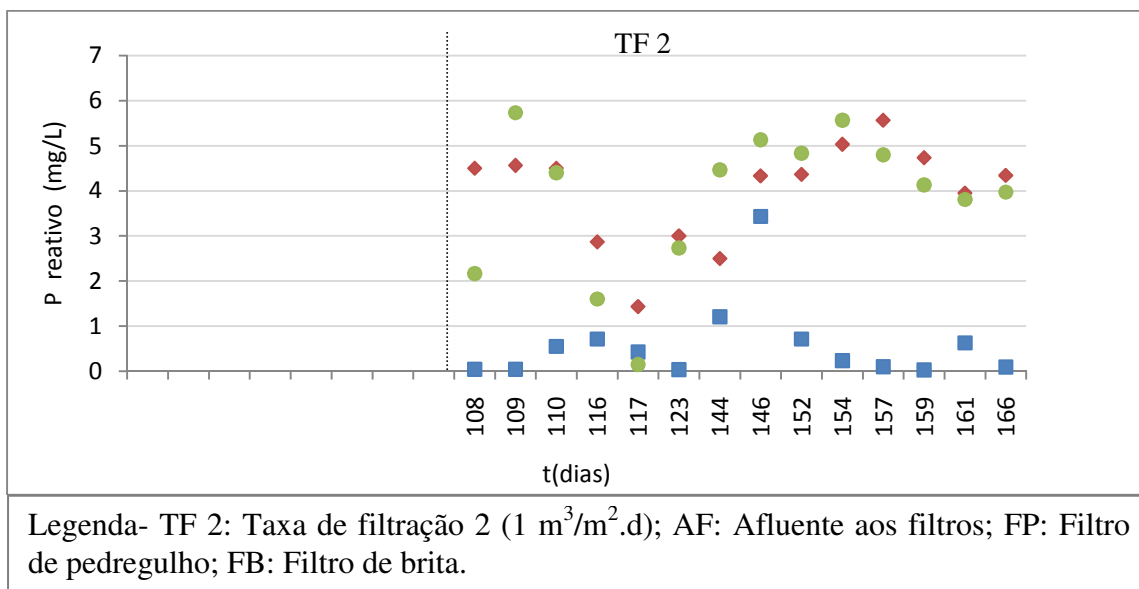


Figura 5.5 – Concentrações de P reativo (ortofosfato) no efluente de lagoa e dos filtros durante a segunda fase com taxa de filtração 1m³/m².d.

Como anteriormente comentado, tanto os dados de clorofila-a como os de contagem de células de algas presentes na lagoa e nos filtros, no final do período de operação com a taxa de filtração de 1 m³/m².d, indicam redução da biomassa de algas. Essa redução pode ter ocorrido por aderência ao meio filtrante por mecanismos físico-químicos. Como não se verificou perda de carga no sistema acredita-se que ocorreu um balanço entre a biomassa acumulada no meio granular e a biomassa que sofre lise. Com a lise de algas o fósforo acumulado no material celular é então liberado, o que explicaria o aumento nas concentrações de fósforo no efluente final dos filtros.

Na Figura 5.6a e na Tabela 5.7 observa-se que de um modo geral a concentração de nitrogênio amoniacal no efluente dos filtros (45 mg NH₃/L) é um pouco superior ao afluente a estas unidades (40 NH₃/L), porém calculando-se o desvio padrão de amônia nas três unidades (± 7) pode-se inferir que não houve variação nas concentrações afluente e efluente de nitrogênio amoniacal. A ausência de nitrificação é confirmada pelo comportamento do nitrato nas unidades, observa-se na Figura 5.6b que praticamente não houve variação na concentração de nitrato afluente e efluente sendo a média na lagoa e nos dois filtros de 1,1 mg de N/L. Nas 19 amostragens realizadas somente ocorreu um pico na

concentração de nitrato no efluente dos filtros, provavelmente devido a problemas analíticos.

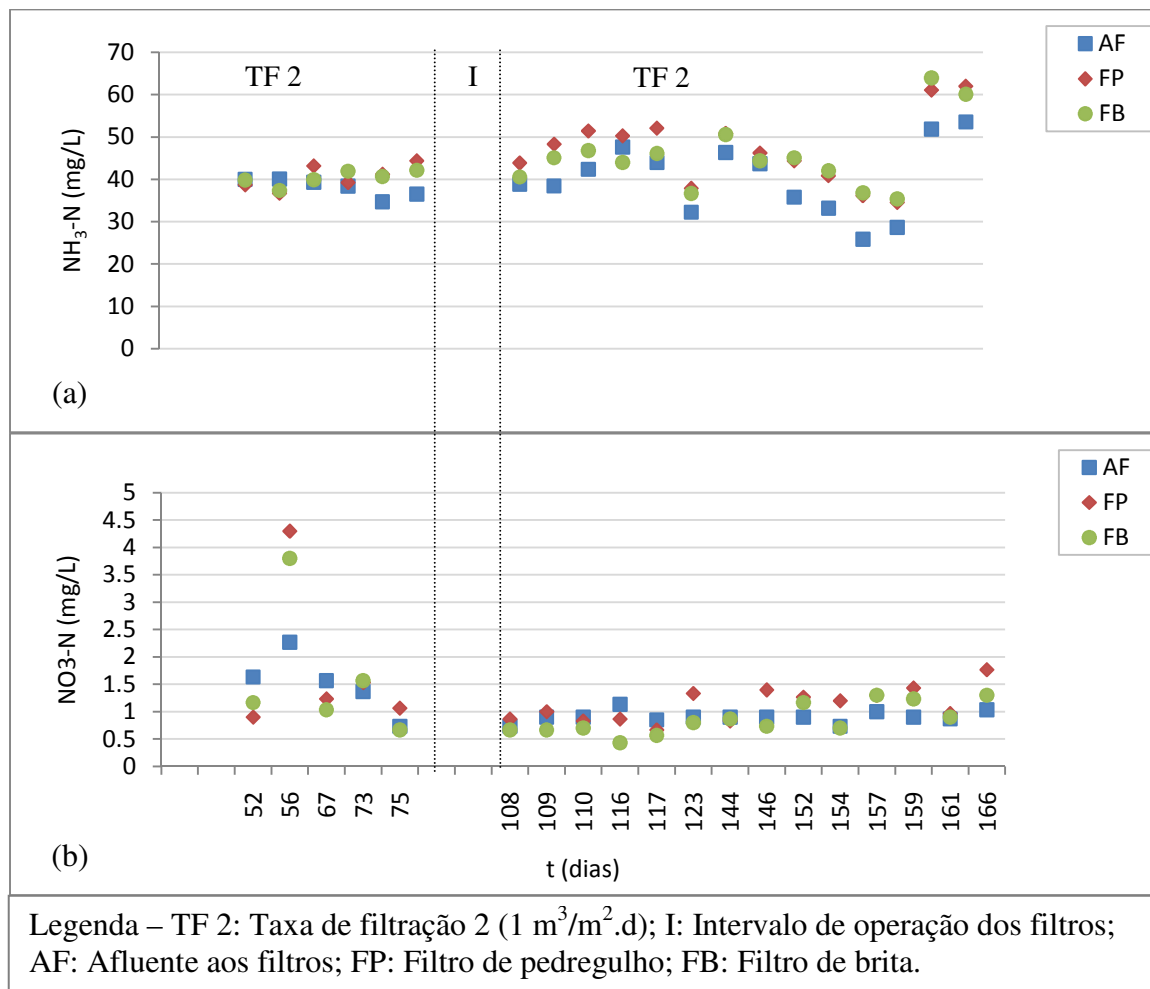


Figura 5.6 – Concentrações de (a) amônia e de (b) nitrato no efluente da lagoa e dos filtros durante a segunda fase com taxa de filtração 1m³/m².d.

Em condição anaeróbia alguns grupos específicos de bactérias reduzem a matéria orgânica e fontes de carbono do esgoto, acumulam biopolímeros de reserva (principalmente polifosfato e glicogênio) e liberam ortofosfato solúvel no efluente (de-Bashan e Bashan, 2004). Shanableh *et al.* (1997), observaram que a liberação de fósforo em biofiltro anaeróbio cresceu de 6 a 35% em comparação ao biofiltro aeróbio.

Além de ambiente anaeróbio, outra hipótese para não ter ocorrido nitrificação nos filtros seria de não existirem condições favoráveis à sobrevivência de bactérias nitrificantes no efluente. Bactérias nitrificantes são organismos altamente sensíveis e extremamente susceptíveis a uma ampla variedade de inibidores, entre eles, alta concentração de amônia, temperatura, pH e concentração de OD (Metcalf & Eddy, 1991). Kuba *et al.* (1996), por outro lado, constataram que a presença de fósforo no efluente é benéfica para a nitrificação,

uma vez que o fósforo não se torna nutriente limitante para o desenvolvimento das bactérias. O valor de pH nos dois filtros foi em média 7,7. Este valor é considerado baixo para favorecer remoção significativa de fósforo, porém está na faixa considerada ótima por Metcalf & Eddy (1991) para ocorrência de nitrificação. Contudo, em filtros não aerados a remoção de amônia não deve ser esperada, podendo inclusive ocorrer leve aumento (Al-Sa`ed, 2011; EPA, 2002; Mara e Jhonson, 2006, 2007; Swanson e Willianson, 1979).

Strang e Wareham (2005) observaram, em sistema composto por seis lagoas em série e quatro filtros horizontais de pedras calcárias, que a concentração média de amônia diminuiu ao longo da série de lagoas e que houve pouca diferença entre as concentrações do efluente da lagoa anterior e do filtro adjacente. A maior redução de amônia ocorre na lagoa e no início do sistema. Os autores sugerem que a razão provável dessa baixa remoção de nitrogênio nos filtros seja o pequeno tempo de detenção.

Ao longo do sistema citado anteriormente, os autores relataram elevada remoção de fósforo, porém a maior quantidade de P foi removida nas lagoas. Os filtros, apesar de serem preenchidos com material calcáreo foram responsáveis por somente 20% da remoção total obtida no sistema (Strang e Wareham, 2006). Kern-Jespersen e Henze (1993), obtiveram menor remoção de fósforo sob condições anóxicas do que era esperado. Os autores atribuem essa redução à combinação do armazenamento de fósforo por um grupo de bactérias que utilizam oxigênio e nitrato como acceptor de elétrons e da liberação secundária por outro grupo que utiliza somente oxigênio como acceptor.

Converti *et al.* (1995) concluíram que em material facilmente degradável, a resistência da parede celular à entrada de substrato pode ser um fator limitante na taxa de assimilação de fosfato. Assim, a habilidade da biomassa em remover ou liberar fósforo deve ser atribuída à redução dessa resistência que pode ser relacionada tanto à composição como à consistência da parede celular ou ambas. Tonkovic (1998), ressalta que a remoção de fosfato por certos organismos depende das condições ambientais e das necessidades enzimáticas e, que mudanças no potencial redox resultam em variação dos caminhos metabólicos.

5.3 COMPARAÇÃO DO DESEMPENHO DOS FILTROS

Para comparação do desempenho do filtro de pedregulho (FP) com o filtro de brita (FB) foi utilizado Teste U de Mann-Whitney com nível de significância de 5%, com o apoio do *software* Estatística 12® (versão livre). A hipótese nula (H_0) assumida é de que as médias de concentração e de eficiência de remoção dos dois filtros são iguais, portanto, a hipótese alternativa (H_1) é de que há diferença entre as médias. Na Tabela 5.8 pode-se verificar o valor-p de cada análise. Em todos os casos analisados aceitou-se a hipótese nula (H_0), ou seja, que não há diferença entre as médias obtidas nos dois filtros.

Tabela 5.8 – Resultados obtidos do Teste U de Mann-Whitney ($p=0,05$), para comparar concentração final e remoção de clorofila-a, DQO total e SST entre os filtros de pedregulho e de brita.

	R_{FP}	R_{FB}	U	valor-p	Conclusão
Clorofila-a	599	779	248	0,101432	Aceita H_0
DQO total	631	545	245	0,380848	Aceita H_0
SST	440	380	170	0,424884	Aceita H_0
Remoção					
Clorofila-a	618	760	267	0,196970	Aceita H_0
DQO total	535	641	235	0,279017	Aceita H_0
SST	369	451	159	0,273286	Aceita H_0

R_{FP}: somatória dos pontos de ordem atribuídos ao filtro de pedregulho (R_{FP}) e ao filtro de brita (R_{FB}); U: Teste U de Mann-Whitney

A conclusão do teste de hipótese é de que não há diferença significativa entre as médias do filtro de pedregulho e de brita nas condições de operação testadas neste experimento. Porém, observando-se os valores de R_{FP} e R_{FB}, que corresponde à somatória dos valores de ordem atribuídos pelo método a cada parâmetro, pode-se verificar que o filtro de brita foi superior ao filtro de pedregulho na eficiência de remoção dos parâmetros, pois apresentou maior somatório de R indicando os maiores valores de remoção.

Com o auxílio do *software* também foram construídos gráficos *Box Plot* para melhor visualização da tendência central e da variabilidade dos valores de clorofila-a, DQO total, SST e P reativo. As Figuras 5.7 e 5.8 mostram os gráficos *Box Plot* gerados e neles pode-se observar que o efluente do filtro de brita possui menor variação nos dados de concentração de clorofila-a, SST e DQO total, pois se verifica faixa mais estreita entre os quartis de 25% e 75%. Também se pode verificar como as concentrações de P reativo (ortofosfato) foram

maiores no efluente dos dois filtros, porém o filtro de brita possui faixa entre os quartis de 25% e 75% maior.

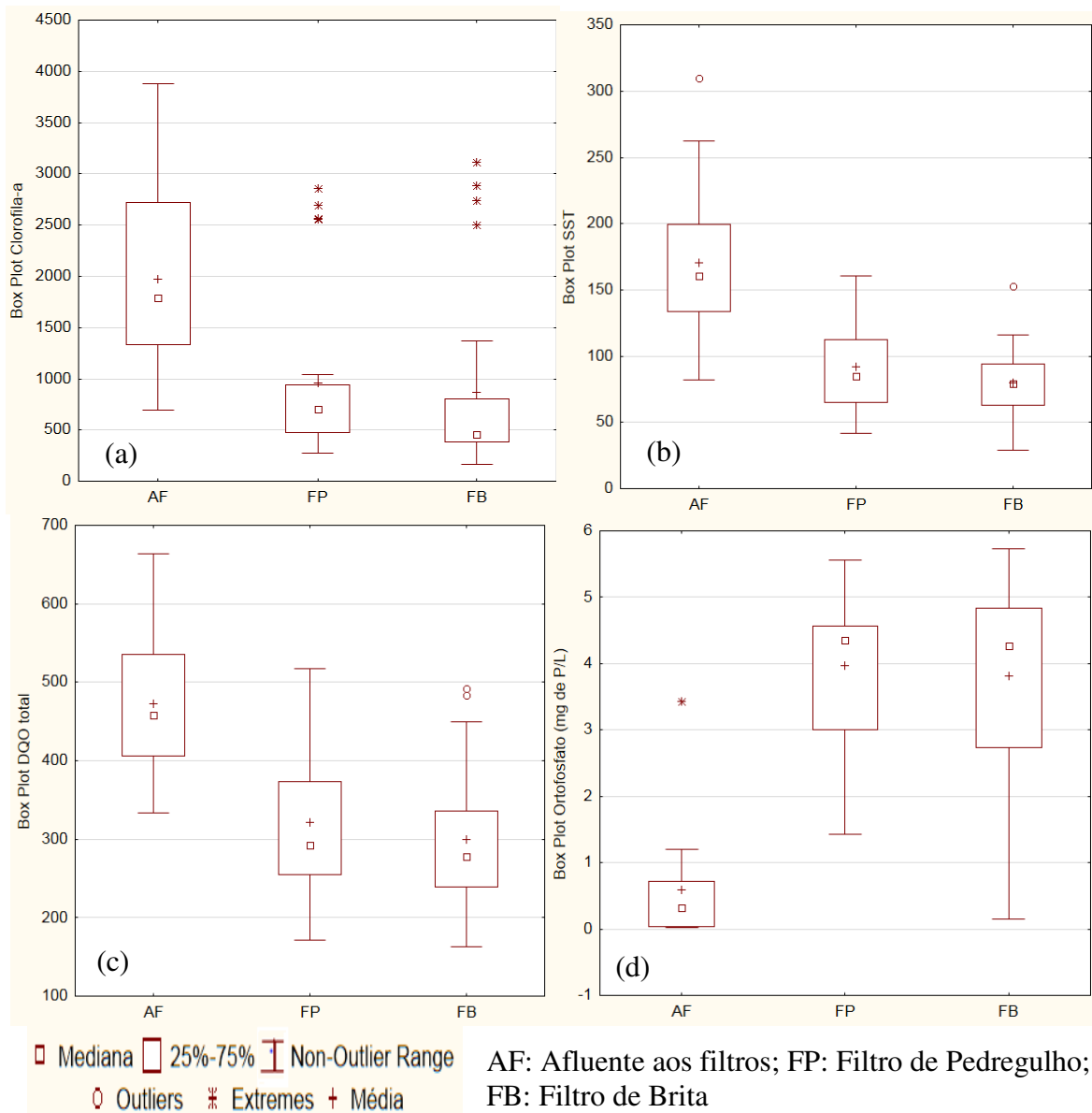


Figura 5.8 - Gráficos *Box Plot* das concentrações de (a) clorofila-a, (b) SST, (c) DQO total e (d) ortofosfato no efluente da lagoa e dos dois filtros durante as duas fases do experimento com taxas de filtração 1 e 3 m³/m².d.

O resultado do teste estatístico de que não houve diferença significativa entre as médias de concentração e de remoção dos parâmetros analisados durante as duas fases de filtração, juntamente com a análise da estatística descritiva do sistema, demonstra que os dois meios filtrantes utilizados neste trabalho possuem potencial similar para o pós-tratamento de efluentes de lagoa de estabilização com a alta concentração de algas e sólidos suspensos.

Assim, como não houve diferença significativa entre os dois meios filtrantes, a decisão de qual material utilizar ficaria restrita à disponibilidade de aquisição e ao preço dos materiais filtrantes.

O valor cotado para pedregulho no pregão eletrônico realizado pela Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR (2014) foi de R\$ 950,00/m³ e ao realizar-se pesquisa de mercado o valor fornecido foi de R\$ 600,00/m³ de pedregulho. O preço da brita nº 2 varia entre 100-150 reais por m³. Ou seja, o preço da brita nº2 é pelo menos três vezes inferior ao preço do pedregulho. Além do valor monetário outro fator que deve ser considerado é a facilidade de aquisição, enquanto compra-se facilmente brita (número: 0, 1 e 2) em qualquer loja de venda de material de construção, o mesmo não pode ser afirmado para a compra de todas as faixas granulométricas necessárias para o filtro de pedregulho.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

No presente trabalho foi avaliada a aplicabilidade da utilização de filtros verticais ascendentes preenchidos com meios filtrantes distintos para o pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização de alta taxa tratando esgotos sanitários domésticos. Os resultados obtidos no contexto do trabalho experimental realizado permitem delinear as seguintes conclusões e observações:

- O desempenho dos filtros mostrou-se sensível à variação da taxa de filtração de 3 para 1 m³/m².dia. A adoção de menor taxa de filtração resultou em remoção de SST de 48% no filtro de pedregulho (FP) e de 56% no filtro de brita (FB). A remoção de clorofila-a foi de 61 e 71%, respectivamente para o FP e FB. Esses valores de remoção correspondentes, respectivamente, a 1157 e 1313 µg/L de clorofila-a retidas no meio granular mostram a capacidade dos filtros em remover grande quantidade de algas.
- Os filtros apresentaram, nas duas taxas de filtração, desempenho crescente ao longo do tempo. Após a descarga de fundo para a troca da taxa de filtração, verificou-se redução na eficiência de remoção dos dois filtros, principalmente na remoção de DQO e clorofila-a. Entretanto, o impacto da descarga de fundo não foi observado quando o procedimento foi realizado no intervalo entre os períodos de operação com a menor taxa de filtração.
- Não foi observado desenvolvimento de perda de carga durante toda duração do experimento, porém foi observada redução nas concentrações de clorofila-a e SST dos dois filtros, sugerindo que ocorreu degradação no interior dos filtros e ocasionando lise celular no interior do meio filtrante. Essa hipótese se sustenta também nos resultados de DQO filtrada quase sempre superior no efluente dos filtros em comparação com o afluente.
- Como era esperado, pelo fato dos filtros não serem aerados, a forma predominante de nitrogênio no efluente dos filtros foi amônia. Observou-se aumento na concentração de fósforo no efluente dos dois filtros, provavelmente devido à lise das células de algas e morte de bactérias. O aumento nas concentrações de fósforo pode ser indicativo de ambiente anóxico no interior das unidades filtrantes.
- O filtro preenchido com brita n°2 apresentou-se marginalmente mais eficiente do que o filtro preenchido com pedregulhos de granulometria decrescente na remoção dos parâmetros de qualidade avaliados, destacando-se os valores de remoção de clorofila-a,

DQO e a série de sólidos suspensos. Considerando-se os custos dos materiais filtrantes, pode-se concluir que a brita nº2 se apresenta como alternativa de material granular mais adequada para filtros de escoamento vertical ascendente no pós-tratamento de lagoas de estabilização.

Os resultados obtidos ao longo deste estudo demonstraram que a utilização da tecnologia de filtros verticais ascendentes preenchidos com pedregulho de granulometria decrescente e com brita nº 2 é uma alternativa promissora para remoção de algas de efluentes de lagoas de estabilização com alto teor de algas, como é o caso de lagoas de alta taxa. Entretanto, a hipótese de que unidades de filtração com granulometria grossa, operando em condições de predominância de mecanismos físico-químicos seria capaz de produzir efluentes compatíveis com a legislação ambiental ao tratar efluentes de lagoas, não se mostrou verdadeira para o efluente estudado.

Analisando-se as considerações realizadas na discussão dos resultados, verificou-se a necessidade de aumentar o conhecimento relativo a essa tecnologia. Dessa forma, seguem-se para continuidade do trabalho:

- Estudar os mecanismos envolvidos na remoção de sólidos suspensos, algas e nutrientes;
- Avaliar o desempenho dos filtros para pós-tratamento de efluentes com menor concentração de algas;
- Avaliar a influência da aeração dos filtros na remoção de sólidos, algas e nutrientes;
- Avaliar a utilização do efluente dos filtros, rico em nutrientes, para produção de culturas agrícolas específicas;
- Operar o sistema por um longo período de tempo para avaliar a evolução da perda de carga, o efeito da descarga de fundo sistemática na qualidade do efluente produzido e verificar a degradação biológica dos compostos presentes no afluente; e
- Avaliar a utilização dos filtros com descargas sistemáticas como unidades concentradoras de algas em lagoas destinadas à produção de algas para geração de biodiesel.

REFERÊNCIAS

- Al-Sa`ed, R.; Abu-Madi, M.; Zimmo, O. (2011). “Novel Design Concept for Facultative Ponds Using Rock Filters to Reclaim the Effluent.” *Journal of Environment Engineering*. April. 284-289.
- American Public Health Association (APHA) (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19^a Ed., Washington: APHA, AWWA, WPCF.
- Andrada, J. G. B. (2005). *Utilização de filtros grosseiros para remoção de algas presentes em efluentes de lagoas de polimento*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Belo Horizonte, MG, 115p.
- Araújo, L. F. P. (1999). *Lagoas de estabilização na Região Metropolitana de Fortaleza – RMF: Qualidade e potencialidade de reúso do efluente final*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Fortaleza, CE, 88p.
- BRASIL (2005). *Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA nº 357 de 2005*. Classificação de corpos d’água e diretrizes ambientais para seu enquadramento.. Publicação DOU nº 53, de 18/03/2005, 58-63.
- CAESB. (2011). *Sinopse do Sistema de Esgotamento Sanitário do Distrito Federal – SIEG DIGITAL*. Companhia de Saneamento do Distrito Federal – CAESB, Dezembro/2011, Brasília, DF
- _____. (2013). *Sinopse do Sistema de Esgotamento Sanitário do Distrito Federal – SIEG DIGITAL*. Companhia de Saneamento do Distrito Federal – CAESB, Dezembro/2013, Brasília, DF
- Converti, A.; Rovatti, M.; Del Borghi, M. (1995). ‘Biological Removal of Phosphorus from wastewaters by Alternating aerobic and anaerobic.’ *Water Research*, **29** (1), p.263-269.
- Crites, R.W.; Middlebrooks, E.J.; Bastian, R.K.; Reed, S.C. (2014). *Natural wastewater treatment systems*. 2nd edition. London. IWA Publishing. 549p.
- de-Bashan, L.E.; Bashan, Y.(2004). “Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997–2003).” *Water Research* **38**, 4222-4246.

- Di Bernardo, L.; Brandão, C.C.S.; Heller, L. (1999). *Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas*. PROSAB, Rio de Janeiro, Brasil, 114p.
- Di Bernardo, L.; Dantas, A.B. (2005). *Métodos e técnicas de tratamento de água*. RiMa, Vol. 2, São Carlos.792p.
- Dodds,W.K.; Bouska,W.W.; Eitzmann, J.L.; Pilger,T.J.; Pitts, K.L.; Riley, A.J.; Schloesser, J.T.; Thornbrugh, D.J. (2009). “Eutrophication of U.S. freshwaters: analysis of potential economic damages.” *Environmental Science & Technology*, **43** (1), 12-19.
- El Hamour, B.;Khallayoune K.; Bouzoubaa, K. Rhallabi, N.; Chalabi, M. “High-rate algal pond performances in faecal coliforms and helminth egg removals.” *Water Research*, **28** (1),171-174.
- EPA. (1983). “Design Manual: Municipal Wastewater Stabilization Ponds.” US EPA 625/1-83-015, Center of Environment Research Information, Cincinnati, Ohio.
- _____. (2002). “Rock media polishing filter for lagoons.” *Wastewater Technology Fact Sheet* No. EPA 832-F02-023, Office of Water, Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Galvis,G.; Latorre, J.; Ochoa, A.E.; Visscher, J.T. (1996). “Comparison of horizontal em upflow roughing filtration.” In: Grahan, N.; Collins, R. – Edt. (1996). *Advances in slow sand and alternative biological filtration*.341-348.
- Green, F.B.; Bernstone, L.S; Lundquist, T.J.; Oswald,W.J. (1996). “Advanced integrated wastewater pond systems for nitrogen removal.” *Water Science Technology*, **33**(7). 207-217.
- Handam, R.; Mara, D.D. (2009). “The effect of aerated rock filter geometry on the rate of nitrogen removal from facultative pond effluents.” In: *IWA International Conference on Waste Stabilization Ponds*, Belo Horizonte, Brazil.
- Handam, R.; Mara, D.D. (2013). “Aerated Rock Filter for Nitrogen Removal from Domestic Wastewater.” *Caspian Journal of Applied Sciences Research*, **2**, 355-363.
- Hortegal Filha, M.S.R. (2000). Perspectiva do uso das lagoas de maturação na piscicultura. In: Mota, S. (org.) *Reuso de águas: a experiência da Universidade Federal do Ceará*. Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Fortaleza, CE, 105-156.
- Kern-Jespersen, J.P.; Henze, M. (1993). “Biological phosphorus uptake under anoxic and aerobic conditions. *Water Research*, **27** (4), 617-624.

- Kuba, T.; van Loosdrecht, M. C. M.; Heijnen, J. J. (1996). "Phosphorus and nitrogen removal with minimal requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrification in a two-sludge system." *Water Research*, **30** (7), 1702-1710.
- Le, C., Zha, Y., Li, Y., Sun, D., Lu, H., Yin, B. 2010. "Eutrophication of Lake Waters in China: Cost, Causes, and Control." *Environmental Management*, **45**, 662-668.
- Luduvica, M.; Neder, K.D.; Pinto, M.T. (2000) "Utilização de lagoas rasas no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB)." In: Chernicharo, C.A.L. - Edt.. Pós Tratamento de efluentes de Reatores Anaeróbios. Coletânea de Trabalhos Técnicos, PROSAB, v. 2., p. 97-102.
- Mara, D.D., Mills, S.W., Pearson, H.W., e Alabaster, G.P. (1992). "Waste stabilization ponds: a viable alternative for small community treatment systems." *J. IWEM*. **6**(3), 72-78.
- Mara, D.D. (2003). *Domestic wastewater treatment in developing countries*. Earthscan, London, Sterling, VA., 310p.
- Mara, D.D. (2004). "Natural sewage treatment in the UK: selection guidelines." *The Journal*, **18** (4), 230-234.
- Mara, D.D. e Johnson, M.L. (2006). "Aerated rock filters for enhanced ammonia and fecal coliform removal from facultative ponds effluent." *Journal of Environmental Engineering*, **132**(4) (in press).
- Mara, D.D. e Johnson, M.L. (2007). "Waste stabilization ponds and rock filter: solutions for small communities." *Water Sci. Technol.*, **55**(7), 103-107.
- Mara, D.D. "Waste Stabilization Ponds: a Highly Appropriate Wastewater Treatment Technology for Mediterranean Countries". In: Baz, I.A.; Otterpohl, R.; Wendland, C. – Eds. (2008). *Efficient Management of Wastewater: Its Treatment and Reuse in Water Scarce Countries*.
- 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, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 136p.
- Melo, A.E.S. (2006) *Avaliação da filtração lenta na remoção de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 197p.

- Menezes, O.R.S.C. (2009). *Potencial de água para reuso na Região Metropolitana de Fortaleza, Ceará*. Monografia. Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Agrícola, Fortaleza, CE, 47p.
- Metcalf & Eddy, Inc. (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. Macgraw – Hill International Editions, New York, E.U.A., 1334p.
- Middlebrooks, E.J.; Porcella, D.B.; Gearheart, R.A.; Marshall, G.R.; Reynolds, J.H.; Grenney, W.J. (1974). “Techniques for algae removal from wastewater stabilization ponds.” *J. Water Pollut. Control Fed.*, **46**(12), 2676-2695.
- Middlebrooks, E.J. (1988). “Review of rock filter for the upgrade of lagoons effluents.” *J. Water Pollut. Control Fed.*, **60**(9), 1657-1662.
- Middlebrooks, E.J. (1995). “Upgrading pond effluents: An overview.” *Water Science Technology*, **31**(12), 353-368.
- Middlebrooks, E.J.; Adams, V.D; Bilby, S.; Shilton, A. (2005). Solids removal and other upgrading techniques. In: Shilton, A. “*Pond treatment technology*”. London. IWA Publishing. p. 218-249.
- Monteggia L.O.; Tessele F. (2001). “Remoção de algas e fósforo de lagoas de alta taxa de produção de algas”. In: Chenicharo, C. (Editor). Pós Tratamento de efluentes de Reatores Anaeróbios. Coletânea de Trabalhos Técnicos, PROSAB, v. 2., p. 97-102.
- Nascimento, J.R.S.; (2001). *Lagoas de alta taxa de produção de algas para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Porto Alegre, RS, 153p.
- Neder, K.D.; Harada, A.L. (1999). “Projeto da estação de tratamento de esgotos do Paranoá - UASB compartimentado seguido de lagoa de alta taxa e escoamento no solo.” *Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Vol. 1, 719-727, Foz do Iguaçu, Brasil.
- Nogueira, V.L.M. (2000). Caracterização do sistema de lagoas de estabilização da estação de tratamento do Parque Fluminense, em Fortaleza, Ceará. In: Mota, S. (org.) *Reuso de águas: a experiência da Universidade Federal do Ceará*. Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Fortaleza, CE, 57-104.
- Oliveira, S.M.A.; von Sperling, M. (2005). “Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 - Análise de desempenho”. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **10** (4). 347-357.

- Park, J.B.K.; Craggs, R.J.; Shilton, A.N. (2011 a). "Recycling algae to improve species control and harvest efficiency from a high rate algal pond." *Water Research*, **45**, 6637-6649.
- Park, J.B.K.; Craggs, R.J.; Shilton, A.N. (2011 b). "Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production." *Bioresource Technology*, **102**, 35-42.
- Pearson, H.W.; Konig, A. (1986). The biology of waste stabilization pond systems. Seminário Regional de Investigación sobre Lagunas de Estabilizacion. Lima, Peru.
- Perovano, T.G.; Formigoni, L.P.A. (2011). *Geração de energia a partir de subprodutos do tratamento de esgotos sanitários*. Projeto de Graduação, Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, 101p.
- Pinto, T.M.A.; Onoyama, M.T. (1991). "Remoção de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio de esgotos domésticos utilizando o processo de lagoa de alta taxa." *Revista DAE – Sabesp*, **51**(161), 6-13.
- Queiroz, T.R. (2001). *Remoção de sólidos suspensos de efluentes de lagoas de estabilização por meio de processos naturais*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 229p.
- Saidam, M.Y., Ramadan, S.A., Butler, D. (1995). "Upgrading waste stabilization pond effluent by rock filter." *Water Science Technology*, **31**(12), 369-378
- Saidam, M.Y., Butler, D. "Algae removal by horizontal flow rock filters." In: Grahan, N.; Collins, R. – Edt. (1996). *Advances in slow sand and alternative biological filtration*. 327-339.
- SANEPAR (2014). "Pregão Eletrônico nº 1152/14." Disponível em: <http://licitacao.sanepar.com.br/SLI15100.aspx?numpro=115214>. Acesso em: 20 de maio de 2014.
- Shanableh, A.; Abeysinghe, D.; Hijazp, A. (1997). "Effect of cycle duration on phosphorus and nitrogen transformations in biofilters" *Water Research*, **31** (1), 149-153.
- Silva, A.B. (2007). *Avaliação da produção de odor na estação de tratamento de esgoto Paranoá e seus problemas associados*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 111p.
- Sousa Júnior, W.A. (1999). *Filtração em múltiplas Etapas Aplicada ao Tratamento de Água com Presença de Algas: Avaliação de Variáveis Operacionais*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 131p.

- Strang, T.J.; Wareham, D.G. (2005). "Nitrogen removal in a waste-stabilization pond containing rock filters." *Journal of Environment Science*, v. **4**, 451-460.
- Strang, T.J.; Wareham, D.G. (2006). "Phosphorus removal in a waste-stabilization pond containing limestone rock filters." *Journal of Environment Science*, v. **5**, 447-457.
- Swanson, G.R., e Willianson, K.J. (1979). "Field evaluation of rock filter for removal of algae from lagoon effluents." In: Middlebrooks, E.J., Falkenborg, D.H., Lewis, R.F. (eds.). *Performance and upgrading of wastewater stabilization ponds*. No EPA 600/9-79-011, 75-87.
- Tangerino, E.P.; Campos, L.C.; Brandão, C.C.S. (2006). "Filtração lenta." In: Pádua, V.L. (Coord.). *Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano*. PROSAB, Rio de Janeiro, Brasil, 237-274.
- Tonkovic, Z. (1998). "Energetics of enhanced biological phosphorus and nitrogen removal processes". *Water Science and Technology*, **38** (1). 177-184.
- Vasudevan, P. T.; Fu, B. (2010). "Environmentally sustainable biofuels: advances in biodiesel research." *Waste Biomass Valoration* **1**, 47-63.
- von Sperling, M. (1996). *Lagoas de estabilização*. UFMG, Minas Gerais, Brasil, 196p.
- von Sperling, M. (2005). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. UFMG, Minas Gerais, Brasil, 452p.
- Wood, L.W. (1985). "Chloroform-methanol extraction of chlorophylla-a." *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **42**, 38-43.

APÊNDICE A

Eficiências de remoção no filtro de pedregulho e no filtro de brita durante as duas fases de filtração operando com taxa de filtração 3 e 1 m³/m².d.

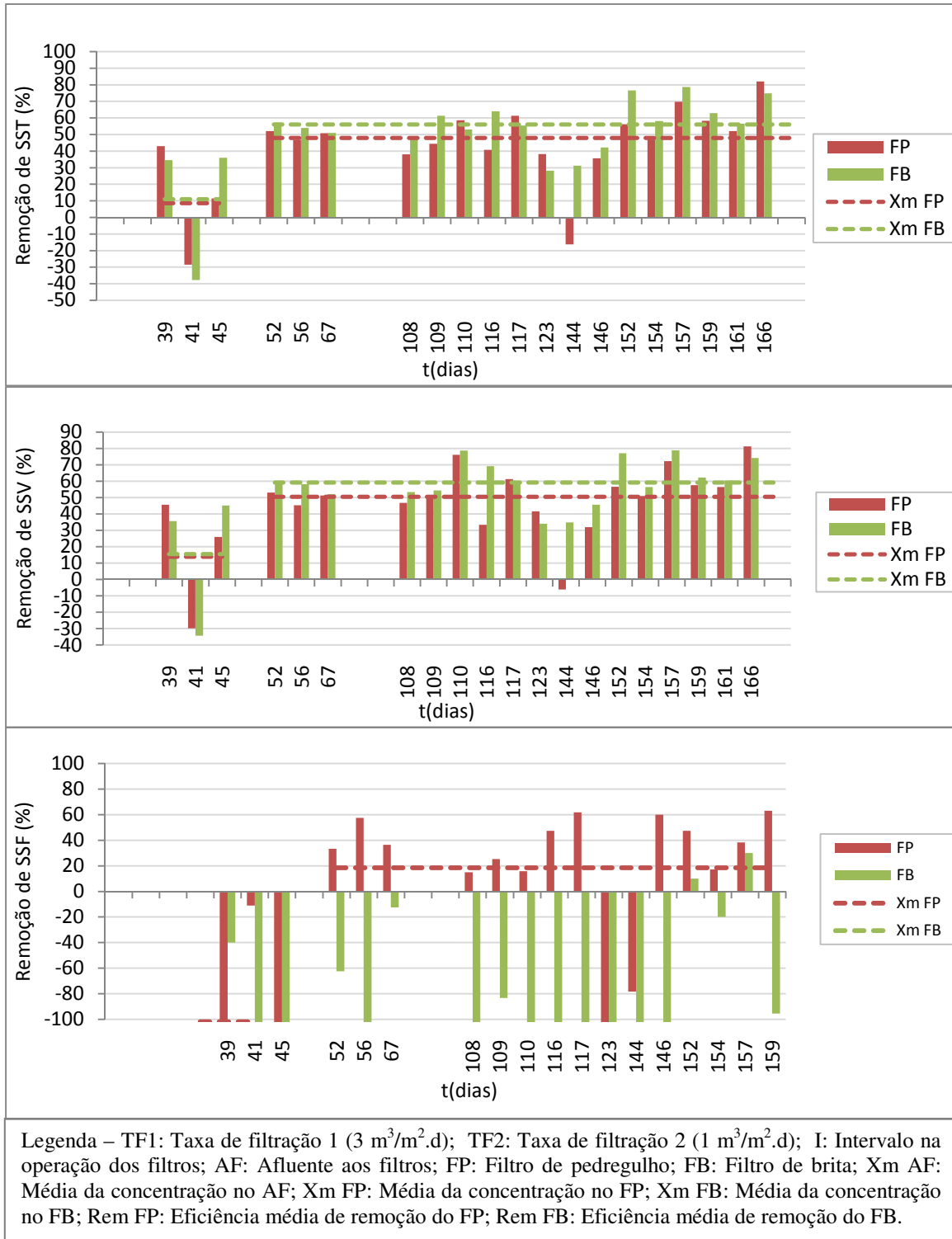


Figura A1 – Remoção de SST, SSV e SSF nos dois filtros durante as duas fases de filtração.

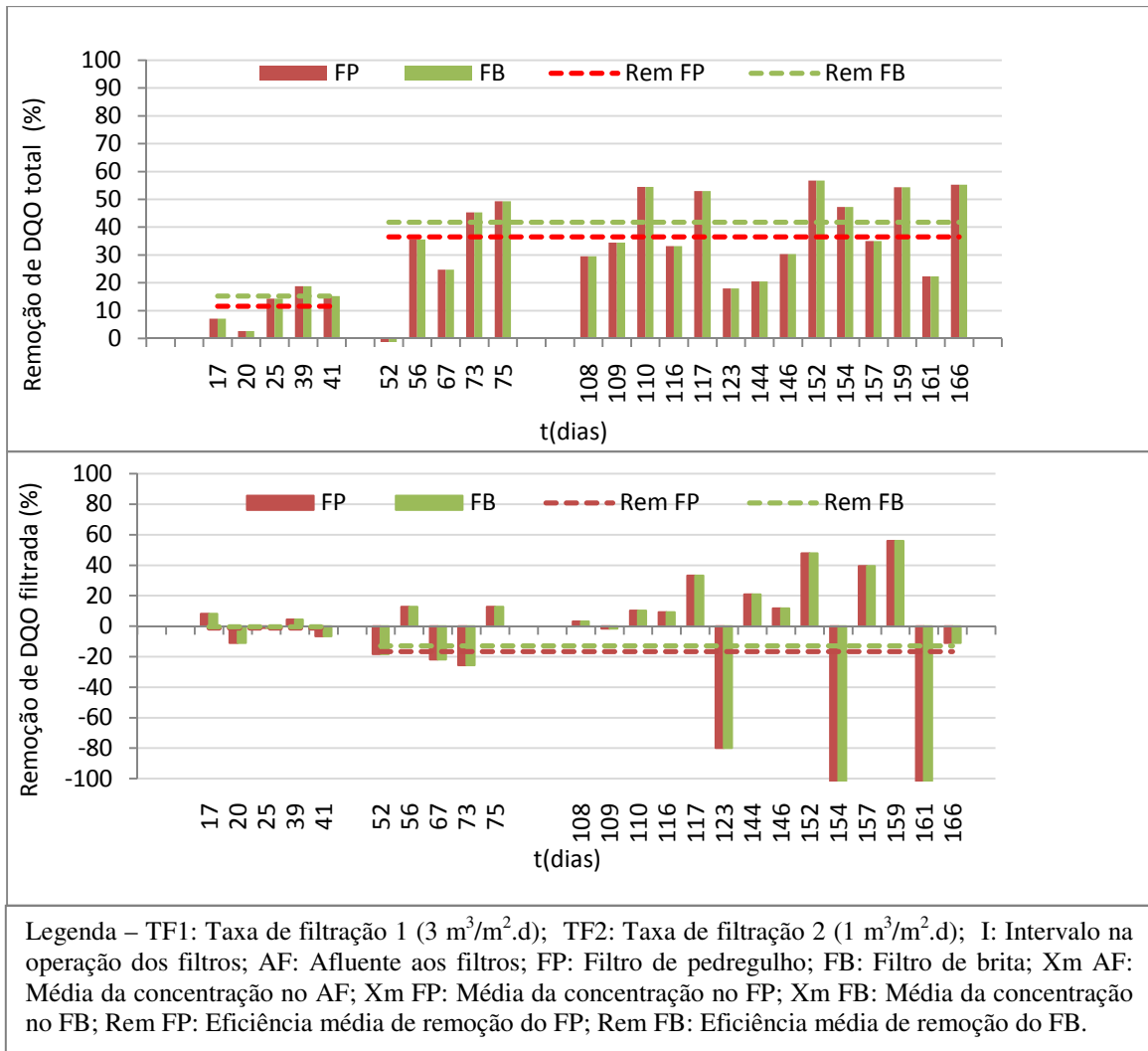


Figura A.2 - Remoção de DQO total e DQO filtrada nos dois filtros durante as duas fases do experimento.