



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro de Tecnologia e Ciências
Faculdade de Engenharia

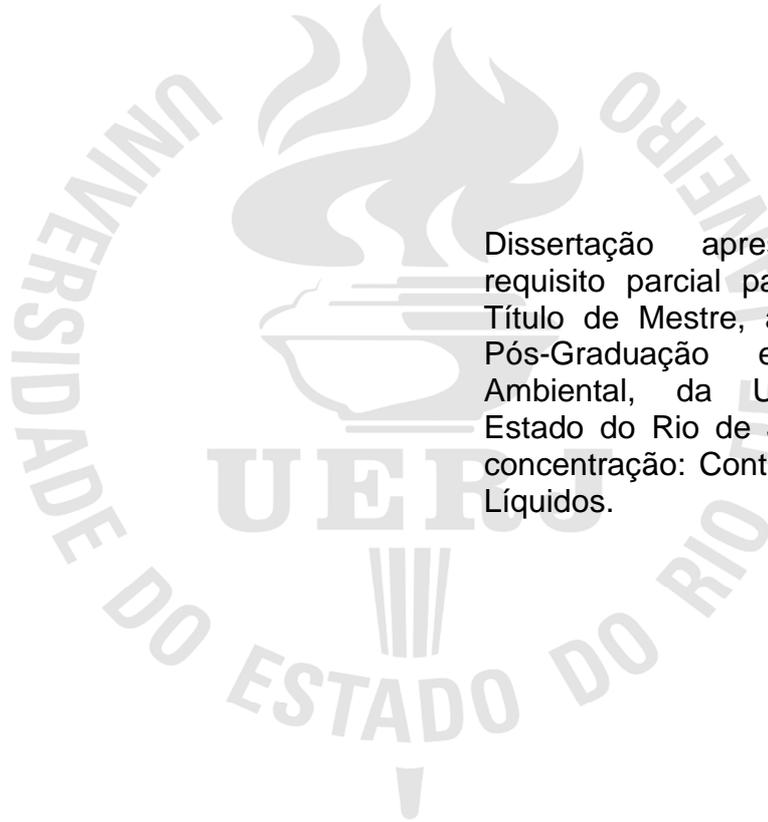
Renata Aguiar de Castro

**Partida de um sistema combinado BARDENPHO-MBBR de
tratamento de esgotos municipais e quantificação da biomassa
aderida em meio suporte**

Rio de Janeiro
2018

Renata Aguiar de Castro

Partida de um sistema combinado BARDENPHO-MBBR de tratamento de esgotos municipais e quantificação da biomassa aderida em meio suporte



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Controle de Efluentes Líquidos.

Orientador: Prof^ª. Dra. Marcia Marques Gomes
Coorientador: Prof. Dr. André Luís de Sá Salomão

Rio de Janeiro

2018

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

C355 Castro, Renata Aguiar de.
Partida de um sistema combinado BARDENPHO-MBBR de tratamento de esgotos municipais da biomassa aderida em meio suporte / Renata Aguiar de Castro. – 2018.
98f.

Orientador: Marcia Marques Gomes.
Coorientador: André Luís de Sá Salomão.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia ambiental - Teses. 2. Águas residuais - Purificação - Aeração - Teses. 3. Esgotos - Teses. 4. Poluentes - Teses. I. Gomes, Marcia Marques. II. Salomão, André Luís de Sá. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. IV. Título.

CDU 628.33

Bibliotecária: Júlia Vieira – CRB7/6022

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Renata Aguiar de Castro

Partida de um sistema combinado BARDENPHO-MBBR de tratamento de esgotos municipais e quantificação da biomassa aderida em meio suporte

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Controle de Efluentes Líquidos.

Aprovado em: ___/___/2018.

Banca Examinadora:

Prof^ª. Dra. Marcia Marques Gomes (Orientadora)
Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof. Dr. André Luís de Sá Salomão (Coorientador)
Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof. Dr. Adacto Benedicto Ottoni
Faculdade de Engenharia – UERJ

Dr. Deivisson Lopes Cunha
Consultor em Engenharia Ambiental e Segurança do Trabalho

Prof. Dr. Claudio Fernando Mahler
Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ/COPPE

Rio de Janeiro

2018

DEDICATÓRIA

À minha família, minha base.

AGRADECIMENTOS

À Deus.

À minha família por todo suporte e conforto proporcionado para que eu me dedicasse ao mestrado. Por todo amor e palavras de incentivo. Ao meu pai por todo aconselhamento, apoio, caronas e encorajamento. À minha mãe por seus mantras e orações, pelos bolos de chocolates e cafés nas madrugadas e pelos abraços apertados. Ao meu irmão, sempre entrando no meu quarto para contar alguma coisa engraçada e me tirar um sorriso, deixando tudo mais leve.

À minha orientadora, professora Márcia Marques pela oportunidade, confiança e paciência no entendimento da conciliação da minha rotina profissional e a execução desse estudo, além da dedicação e ensinamentos transmitidos. Ao meu coorientador, professor André Salomão pela orientação e motivação. Ao Alexandre Amaro pelo compartilhamento deste desafio. Assim como aos alunos de Iniciação Científica e a equipe do LABIFI-UERJ pelas análises desenvolvidas.

À toda a equipe da CEDAE pela confiança na elaboração do meu trabalho, representados pela minha chefe Márcia Rúbia e meu Diretor Humberto de Mello pelo apoio ao longo do processo. À Diretoria de Saneamento (DS) pela parceria firmada, em especial ao Miguel Cunha, a Sheila e o Rodrigo e todos da equipe do Laboratório da ETE Alegria que foram essenciais para o desenvolvimento deste trabalho. Agradeço ainda aos operadores da Elevatória Amoroso Lima pela atenção dispendida no sistema.

Aos amigos que sempre perguntavam pelo andamento do meu mestrado, que entenderam minha ausência porque nem sempre eu podia sair para encontrá-los e que tanto torceram pela conclusão e sucesso desse trabalho contribuindo com dizeres de conforto e incentivo. Em especial, agradeço a Cynthia e Mayra, pelo suporte tão fundamental durante esse processo.

À minha Tia Avó, Arlette Alves Lima, pela fonte de inspiração e determinação.

Enfim, agradeço pela oportunidade de aprendizado ao longo de todo período do mestrado. Junto com o conhecimento técnico vivenciei momentos de profundo autoconhecimento.

Para além da curva da estrada
Talvez haja um poço, e talvez um castelo,
E talvez apenas a continuação da estrada.

Fernando Pessoa

RESUMO

CASTRO, Renata Aguiar de. *Partida de um sistema combinado BARDENPHO-MBBR de tratamento de esgotos municipais e quantificação da biomassa aderida em meio suporte*. 98f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

Uma planta piloto de tratamento de esgotos que combina o sistema MBBR (*Moving Bed Biofilm Reactor*) com um sistema tipo Bardenpho e volume útil de 400 L foi projetada, construída e instalada na Elevatória da CEDAE e desde o início de seu funcionamento, em setembro de 2017, ela tem sido operada e gradualmente aperfeiçoada pelo grupo de pesquisa BioProcess-UERJ. O sistema composto por 5 unidades em série (anaeróbio/anóxico-1/aerado/anóxico-2/sedimentador) é alimentado em regime contínuo com esgoto municipal, e a mistura completa nas unidades é promovida ora por agitação mecânica ora por aeração. O volume total do reator aerado (MBBR) é de 240 L, de modo que 50% deste volume foi preenchido com mídias que ficam em constante movimentação e ocupam volume de aproximadamente 18 L, resultando em volume útil de 222 L. As mídias utilizadas possuíam área específica de 500 m²/m³ e densidade de 0,96 g/cm³. Ao longo de 11 meses, o sistema foi submetido a dois regimes de acréscimo de vazão, como testes de aclimatação. No primeiro foram testadas duas vazões diferentes (1 L/min e 0,5 L/min) e no segundo, a vazão iniciou com 0,07 L/min e dobrou a cada semana até 1 L/min. O início de funcionamento do MBBR demandou manutenção constante e até mesmo substituição de equipamentos, além de alteração da configuração do sistema com a construção de novos tanques de sedimentação, modificação da estrutura de difusores do reator aerado e substituição do sistema de mistura. O sistema que tem como objetivo futuro promover a redução de micropoluentes emergentes (fármacos), apresentou remoção inicial satisfatória de DQO. Um estudo sobre o melhor método de extração da biomassa aderida às mídias para quantificação do biofilme apontou ultrassom como técnica de extração superior à agitação mecânica e definiu quais os melhores níveis para duas variáveis independentes (volume e tempo de exposição) dentre as testadas.

Palavras-chave: Tratamento de esgotos municipais; Sistema Bardenpho; MBBR; Período aclimatação; Biofilme.

ABSTRACT

CASTRO, Renata Aguiar de. *Starting up of a combined BARDENPHO-MBBR bioreactor for municipal wastewater treatment and quantification of biomass attached to the support media*. 98f. Dissertation (Environmental Engineering MSc) – Faculty of Engineering, Rio de Janeiro State University, Rio de Janeiro, 2018.

A pilot plant to treat municipal wastewater that combines the Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) with a Bardenpho system and useful volume of 400 L was designed, built and installed at CEDAE facilities and since September 2017 it has been operated and gradually improved by the BioProcess research group. The system consisting of 5 units in series (anaerobic / anoxic-1 / aerated / anoxic-2 / settler) is fed by a continuous basis with municipal sewage, and the complete mixing in the units is promoted either by mechanical agitation or by aeration. The total volume of the aerated reactor (MBBR) was 240 L, so that 50% of this volume was filled with media that are constantly moving and occupy a volume of approximately 18 L, resulting in a useful volume of 222 L. The media used had specific area of 500 m² / m³ and density of 0,96 g / cm³. Over the course of 11 months, the system was submitted to two flow rate regimes, such as acclimation tests. In the first test, two different flow rates were tested (1 L/min and 0.5 L/min) and in the second test, the flow started as 0.07 L/min and doubled each week up to 1 L/min. The beginning of the MBBR operation required frequent maintenance and even replacement of equipment, resulting in modification of the diffuser structure of the aerated reactor and replacement of the mixing system. The system that has the future objective of promoting the reduction of emerging micropollutants (drugs), presented satisfactory removal of COD removal. An investigation about the best method of extraction of the biomass adhered to the media for quantification of the biofilm indicated ultrasound as extraction technique with better performance than mechanical agitation and defined the best levels for two independent variables (volume and time of exposure).

Keywords: Municipal sewage treatment; MBBR; Bardenpho system; Starting-up period.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 — Processos de tratamento mais utilizados por número de ETE e % de remoção de DQO	29
Figura 2 — População atendida por processo de tratamento e % de remoção de DQO	30
Figura 3 — Funcionamento dos reatores de leito móvel com biofilme	31
Figura 4 — Desenho esquemático de uma seção de biofilme.....	33
Figura 5 — Desenho esquemático do sistema de pré-desnitrificação.....	37
Figura 6 — Desenho esquemático do sistema de pós-desnitrificação	38
Figura 7 — Desenho esquemático do sistema Bardenpho	38
Figura 8 — Desenho esquemático do sistema Bardenpho modificado	39
Figura 9 — Desenho esquemático do sistema UCT.....	40
Figura 10 — Área da bacia de contribuição de esgoto da elevatória e localização da planta piloto (MBBR) na Rua Amoroso Lima.....	42
Figura 11 — Projeto dos reatores tipo que constituem o sistema MBBR instalado na elevatória.....	47
Figura 12 — Diagrama do sistema piloto MBBR instalado na elevatória Amoroso Lima, baseado no sistema Bardenpho modificado.....	48
Figura 13 — A planta piloto instalada na elevatória Amoroso Lima na Fase de Teste 1 e 2 da aclimatação.	49
Figura 14 — Caixa acumuladora de efluente.	49
Figura 15 — Compressores utilizados no sistema de aeração.....	51
Figura 16 — Bombas utilizadas no sistema.....	52
Figura 17 — Meio suporte da marca Environmex utilizado para enchimento dos tanques do MBBR.	53
Figura 18 — Alterações realizadas no sistema MBBR.	59
Figura 19 — Planta piloto instalada na elevatória Amoroso Lima na Fase de Teste 3.	61
Figura 20 — Fluxograma ilustrando as etapas e equipamentos utilizados no ensaio de extração e quantificação de biofilme das mídias do reator aerado do MBBR.	64
Figura 21 — Equipamentos utilizados no ensaio de extração de biofilme de mídias do reator aerado do MBBR	67

Figura 22 — Preparo das mídias coletadas do reator aerado MBBR e submetidas a extração por ultrassom ou agitação mecânica, para quantificação dos sólidos aderidos às mídias	68
Figura 23 — Preparo das mídias coletadas do reator aerado MBBR e submetidas a extração por ultrassom ou agitação mecânica, para realização quantificação dos sólidos aderidos às mídias	68
Figura 24 — Mídias coletadas do reator aerado MBBR e submetidas a extração por ultrassom ou agitação mecânica, durante ensaio de extração química para posterior pesagem e quantificação dos sólidos aderidos às mídias.....	69
Figura 25 — Valores de temperatura nos diferentes tanques do MBBR (de 12/03 a 16/04/2018).	76
Figura 26 — Valores de pH nos diferentes tanques do MBBR (Período de 12/03 a 16/04/2018).	77
Figura 27 — Valores de condutividade nos diferentes tanques do sistema MBBR (12/03 a 16/04/2018).	78
Figura 28 — Valores de turbidez nos diferentes tanques do MBBR (Período de 12/03 a 16/04/2018).	79
Figura 29 — Valores de OD nos diferentes tanques do MBBR (Período de 12/03 a 16/04/2018).	80
Figura 30 — Valores de ORP nos diferentes tanques do MBBR (Período de 12/03 a 16/04/2018).	81
Figura 31 — Valores de DQO nos diferentes tanques do MBBR (Período de 12/03 a 16/04/2018).	82
Figura 32 — Valores médios de DQO durante as semanas de aclimação do sistema (Período de 12/03 a 16/04/2018).	82
Figura 33 — Valores de Amônia nos diferentes tanques do MBBR (Período de 12/03 a 16/04/2018).	83
Figura 34 — Gráfico pareto. Estimativa do efeito padronizado das variáveis volume (mL), tempo (min), e da interação volume x tempo (Experimento I - Bloco I – Ultrassom).	86
Figura 35 — Superfícies de resposta das variáveis volume (mL), tempo (min) e % SST extraído (Experimento I - Bloco I – Ultrassom).....	87

Figura 36 — Gráfico pareto. Estimativa do efeito padronizado das variáveis volume (mL), tempo (min), e da interação volume x tempo (Exp. I - Bloco II – Agitação mecânica).....	88
Figura 37 — Superfícies de resposta das variáveis volume (mL), tempo (min) e % SST extraído (Experimento I - Bloco II – Agitação Mecânica).....	89
Figura 38 — Gráfico pareto de análise das variáveis, considerando membrana 0,7 µm.	91
Figura 39 — Gráfico pareto de análise das variáveis, considerando membrana 1,5 µm.	92
Figura 40 — Exp. II Bloco II: Filtro 0,7 µm. Superfície de resposta. Variáveis independentes Volume (mL) e Tempo (min). Variável de Resposta: % SST extraído	93
Figura 41 — Exp. II Bloco II: Filtro 1,5 µm. Superfície de resposta. Variáveis independentes Volume (mL) e Tempo (min). Variável de Resposta: % SST extraído	93

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 — Classificação dos esgotos brutos brasileiros em relação as características típicas dos principais parâmetros físico-químicos de monitoramento.	23
Tabela 2 — Tempo de detenção hidráulica (TDH) do sistema em função da variação da vazão afluente.....	45
Tabela 3 — Área superficial disponível em cada reator MBBR para o crescimento do biofilme.....	46
Tabela 4 — Dimensões dos tanques do sistema MBBR.....	47
Tabela 5 – Características do meio suporte (mídias) utilizado no sistema MBBR. ...	52
Tabela 6 — Percentual de preenchimento dos tanques do MBBR com meio suporte.	53
Tabela 7 — Diferentes fases ou etapas (3) de partida (aclimatação) do MBBR desde o início de operação.	54
Tabela 8 - Parâmetros físico-químicos e metodologias utilizadas na análise de esgotos.....	56
Tabela 9 - Regime de funcionamento do reator durante a aclimatação do MBBR....	58
Tabela 10 — Total de amostras e mídias coletadas por experimento (I ou II) utilizadas no ensaio de extração e quantificação de biofilme das mídias do reator aerado do MBBR.....	65
Tabela 11 — Experimento I: Matriz do planejamento fatorial utilizada no experimento I com 2 blocos	66
Tabela 12 — Experimento II: Matriz do planejamento fatorial utilizada no experimento II com 2 blocos	72
Tabela 13 — Caracterização físico-química do efluente inicial a ser tratado pelo sistema MBBR.....	74
Tabela 14 — Comparação dos valores de caracterização do efluente a ser tratado pelo sistema piloto com valores típicos de esgoto obtidos na literatura	75
Tabela 15 — Classificação do efluente a ser tratado pelo sistema piloto MBBR.	75
Tabela 16 — Experimento I – Comparação de duas técnicas de extração de sólidos (Blocos 1 Ultrassom; Bloco 2 Agitação Mecânica) de mídias do reator aerado do	

MBBR: Planejamento com duas variáveis independentes ($k=2$), 3 níveis cada. Triplicata no ponto central (Exp. 5, 6 e 7).....	85
Tabela 17 — Análise dos efeitos significativos com base nos resultados obtidos dos ensaios de extração de biofilme de mídias do reator aerado do MBBR (Exp. I - Bloco I – Ultrassom).....	85
Tabela 18 — Análise de variância com base nos resultados obtidos dos ensaios de extração de sólidos de mídias do reator aerado do MBBR (Exp. I - Bloco I – Ultrassom).....	86
Tabela 19 — Análise dos efeitos significativos com base nos resultados obtidos dos ensaios de extração de sólidos de mídias do reator aerado do MBBR (Exp. I - Bloco II Agitação mecânica).....	87
Tabela 20 — Análise de variância com base nos resultados obtidos dos ensaios de extração por ultrassom de sólidos de mídias do reator aerado do MBBR (Exp. I - Bloco II – Agitação mecânica).....	88
Tabela 21 — Experimento II – Extração por ultrassom de sólidos de mídias do reator aerado do MBBR: Planejamento fatorial duas variáveis independentes ($k=2$), 3 níveis cada. Quintuplicata no ponto central (Exp. 5 a 9) e dois tipos de filtros (0.7 e 1.5 μm).	90
Tabela 22 — Análise dos efeitos significativos com base nos resultados obtidos dos ensaios de extração de biofilme de mídias do reator aerado do MBBR (Exp II - Bloco I – Filtro 0,7 μm).	90
Tabela 23 — Análise de variância com base nos resultados obtidos dos ensaios de extração por ultrassom de biofilme de mídias do reator aerado do MBBR (Exp. II - Bloco I – Filtro 0,7 μm).	91
Tabela 24 — Análise dos efeitos significativos com base nos resultados obtidos dos ensaios de extração de biofilme de mídias do reator aerado do MBBR (Exp. II - Bloco II – Filtro 1,5 μm).	91
Tabela 25 — Análise de variância com base nos resultados obtidos dos ensaios de extração por ultrassom de biofilme de mídias do reator aerado do MBBR (Exp II - Bloco II – Filtro 1,5 μm).	92

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	<i>American Public Health Association</i>
CEDAE	Companhia Estadual de Águas e Esgotos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COS	Carga Orgânica Superficial
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPS	Substâncias Poliméricas Extracelulares
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
LABIFI	Laboratório de Biorremediação Fitotecnologias e Inovação no Tratamento de água e efluentes
MBBR	<i>Moving Bed Biofilm Reactor</i>
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
ORP	<i>Oxidation Reduction Potencial</i>
pH	Potencial hidrogeniônico
RPM	Rotações por minuto
SABREN	Sistema de Assentamentos de Baixa Renda
SMS	<i>Short Message Service</i>
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica

UCT	Universidade de Cape Town
UERJ	Universidade do Estado do Rio de Janeiro
UT	Unidade de turbidez

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	18
1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
1.1 Saneamento de Esgotos no Brasil	21
1.2 Tratamento de esgotos	22
1.2.1 Tratamento preliminar	23
1.2.2 Tratamento primário	24
1.2.3 Tratamento secundário.....	25
1.2.4 Tratamento terciário	26
1.2.5 Processos físicos, químicos e biológicos	27
1.3 Estações de Tratamento de Esgoto no Brasil	28
1.4 Reator de Leito Móvel com Biofilme – MBBR	30
1.4.1 Fundamentos	30
1.4.2 Vantagens e desvantagens	31
1.4.3 Tratamento e funcionamento.....	32
1.4.4 Formação de biofilme.....	32
1.4.5 Aplicações	33
1.4.6 Dimensionamento das unidades	34
1.4.7 Aplicação/Projetos para remoção de DBO e Nitrificação	35
1.4.7.1 Sistema de Pré-desnitrificação (Ludzack-Ettinger modificado)	36
1.4.7.2 Sistema de Pós-Desnitrificação (ou sistema Wuhrmann).....	37
1.4.7.3 Sistema Bardenpho	38
1.4.7.4 Sistema UCT (University of Cape Town).....	39
1.4.8 Parâmetros de maior influência no funcionamento	40
2 MATERIAIS E MÉTODOS	42
2.1 Localização e Instalação	42
2.2 Sistema de tratamento piloto	43
2.2.1 Memória de cálculo do sistema de tratamento	43
2.3 Coleta e análise das amostras	53
2.3.1 Parâmetros monitorados	55
2.3.1.1 Temperatura, pH, ORP, Condutividade, Turbidez e TDS.....	56
2.3.1.2 Oxigênio Dissolvido (OD)	57
2.4 Período de aclimação do sistema	57

2.4.1 Alterações no sistema durante a fase de aclimação	58
2.4.2 Inspeção e manutenção durante aclimação	61
2.5 Análise dos dados.....	62
2.6 Avaliação de 2 métodos de extração de biomassa aderida para quantificação.....	63
2.6.1 Método de extração dos sólidos (biofilme) aderidos ao meio-suporte.....	63
2.6.1.1 Obtenção e acondicionamento das mídias.....	64
2.6.2 Experimento I: Ultrassom versus Agitação Mecânica	65
2.6.3 Experimento II: Avaliação de dois filtros com diferentes <i>malhas</i> e efeito do tempo de exposição ao ultrassom	71
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	73
3.1 Caracterização do efluente inicial.....	73
3.2 Comparação com as remoções usualmente encontradas na literatura	74
3.3 Avaliação dos parâmetros durante aclimação	76
3.3.1 Temperatura.....	76
3.3.2 pH.....	76
3.3.3 Condutividade	77
3.3.4 Turbidez	78
3.3.5 Oxigênio Dissolvido (OD)	79
3.3.6 Potencial oxirredução (ORP).....	80
3.3.7 DQO	81
3.3.8 Amônia	83
3.4 Avaliação de dois métodos de extração de sólidos para quantificação da biomassa aderida (biofilme) nas mídias do MBBR	84
3.4.1 Experimento I - Extração por ultrassom e por agitação mecânica (filtro 1,5 µm)	84
3.4.1.1 Bloco 1: Resultado da extração por ultrassom	85
3.4.1.2 Bloco 2: Resultado da extração de sólidos (biofilme) por agitação mecânica	87
3.4.2 Experimento II - Extração por ultrassom em uma faixa mais ampla de tempo e com uso de dois filtros com malhas distintas (filtros 0,7 e 1,5 µm)	89
4 CONCLUSÕES E SUGESTÕES	94
Próximos passos.....	94
REFERÊNCIAS.....	95

INTRODUÇÃO

A água é item essencial para a sobrevivência humana assim como o saneamento básico é primordial para a saúde da população. É preciso ter consciência de que a água a ser tratada e distribuída para população provêm, muitas vezes, de corpos hídricos que recebem despejos de efluentes tanto industriais quanto domésticos.

Devido ao crescimento acelerado da população e o descompasso no investimento no setor de saneamento, nem sempre o efluente é coletado e transportado para uma estação de tratamento de esgoto (ETE). O resultado dessa equação é a poluição hídrica acarretando em fenômenos como a eutrofização, ocasionada pela elevada concentração de nitrogênio despejada no meio aquático (VON SPERLING, 2014). Cabe também destacar o acúmulo de poluentes persistentes no meio aquático como, por exemplo, antibióticos, hormônios e anti-inflamatórios e estudos apontam que esses poluentes não são completamente removidos das ETEs (CUNHA *et al.*, 2017).

Nos anos 70, sistemas de tratamento biológico com eficiência superior na remoção de nutrientes foram desenvolvidos, tendo como estratégia a criação de compartimentalização em tanques e combinação de tratamento aeróbio, anóxico-anaeróbio (JORDÃO & PESSÔA, 2014). Dentre tais estratégias destaca-se o sistema desenvolvido pelo Dr. Barnard denominado BARDENPHO (*Barnard Denitrification and Phosphorus removal*), posteriormente modificado para melhoria na remoção de fósforo em PHOREDOX (*Phosphorus Reduction Oxidation*). Além disso, com o aumento da complexidade na composição dos efluentes, as ETEs passaram a receber com o passar do tempo, cargas poluidoras cada vez mais complexas, sem estrutura adequada para redução dos constituintes desse efluente, necessitando de reforma ou ampliação. Dessa necessidade, surgiu a motivação para desenvolver uma nova tecnologia que possibilitasse o tratamento de cargas variadas sem demandar grande área de construção e, até mesmo, que aproveitasse o espaço existente (RUSTEN *et al.*, 2006).

Foi assim que, na década de 80, estudiosos noruegueses patentearam uma tecnologia capaz de remover altas cargas e nitrogênio. O princípio de funcionamento desse sistema de tratamento consiste em manter a biomassa presente na forma fixa, aderida a um meio suporte, e móvel, no interior do reator, configurando um sistema

do tipo híbrido, do tipo reator de leito móvel com biofilme ou MBBR, sua sigla em inglês para *Moving Bed Biofilm Reactor* (ØDEGAARD *et al*, 1994; ØDEGAARD *et al*, 1999).

Sistemas MBBR têm sido aplicados mundialmente, onde desde 2004 existem mais de 300 estações de tratamento com MBBR em operação ou em construção, em 22 países (ØDEGAARD *et al*, 2004).

No Brasil, tecnologias que utilizam sistema convencional adaptado com sistema híbrido têm sido aplicadas, principalmente, no eixo sul-sudeste. Ao todo, foram contabilizadas 7 estações de tratamento com essa característica (ANA, 2017).

A aplicação do MBBR é bastante abrangente. Diversos estudos apresentam resultados para sua aplicação a diversos efluentes e resultam em elevada eficiência de redução de carga orgânica, nutrientes e, até mesmo, fármacos.

O presente trabalho visou estudar a partida e evolução do desempenho de um sistema MBBR no tratamento de esgoto municipal, através do monitoramento de alguns parâmetros físico-químicos, desde o momento inicial do funcionamento do sistema e durante regimes de aclimação. As estratégias de operação e manutenção do sistema alimentado por esgoto bruto de forma contínua serão também apresentadas neste estudo. Além disso, foram testadas metodologias de extração de sólidos aderidos às mídias e também quantificação para a determinação da eficiência de remoção.

OBJETIVO GERAL

Analisar a evolução da eficiência de um sistema de tratamento biológico de esgotos urbanos durante partida (aclimatação) e a formação de biomassa aderida, em um reator escala piloto baseado no sistema *Bardenpho*, adaptado como Reator de Biofilme em Leito Móvel (*Moving Bed Biofilm Reactor* - MBBR).

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Participar da instalação e partida do reator MBBR no tratamento de esgotos reais na elevatória da CEDAE localizada à Rua Amoroso Lima;
2. Contribuir com a identificação de problemas operacionais surgidos no período e com as modificações no sistema com base no desempenho do mesmo;
3. Avaliar alguns parâmetros físico-químicos de interesse, como estratégia de acompanhamento da partida e aclimatação dos cinco compartimentos que constituem o reator, avaliando a eficiência de remoção de carga orgânica, sólidos e nitrogênio;
4. Comparar dois métodos (ultrassom e agitação mecânica) para extração de biomassa aderida ao meio suporte do MBBR e selecionar os melhores níveis para as variáveis independentes no método de extração com extração superior.
5. Elaborar recomendações para a etapa de monitoramento do MBBR após estabilização do funcionamento do mesmo.

1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1 Cenário do Tratamento de Esgotos no Brasil

A Organização Mundial de Saúde (OMS) define o saneamento como o ato de controlar todos os fatores do meio físico do homem, que exercem ou podem exercer efeito contrário sobre o seu bem-estar físico, social ou mental. Cabe aqui ressaltar que, para a OMS, saúde é um estado de completo bem-estar físico, social e mental, e não apenas a ausência de doenças. Sendo assim, há uma direta relação entre esses dois conceitos (JORDÃO & PESSÔA, 2014).

Para a Lei Federal nº 11.445, de 2007, que dispõe sobre as diretrizes nacionais para o Saneamento Básico, saneamento é o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais voltadas ao abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana, manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo das águas pluviais (BRASIL, 2007).

O esgotamento sanitário é uma das atividades que colaboram com o saneamento ambiental e conseqüentemente com a saúde da população. A Lei do Saneamento define o esgotamento sanitário como atividades, infraestruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, tratamento e disposição final adequados dos esgotos sanitários, desde as ligações prediais até o seu lançamento final no meio ambiente (BRASIL, 2007).

Atualmente, o cenário geral do esgotamento sanitário no Brasil aponta que 43% da população brasileira é atendida por rede coletora e estação de tratamento (ANA, 2017). O índice de atendimento cresce para 55% se considerar a população que utiliza fossa séptica como forma de tratamento. Além disso, 18% têm apenas o esgoto coletado porém não tratado (ANA, 2017). Sendo assim, ainda restam 27% dessa população que não é atendida quanto à coleta e tratamento de esgoto. O despejo desse esgoto em sua forma bruta no corpo hídrico gera conseqüências prejudiciais ao meio ambiente.

A Resolução nº 430 do CONAMA, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, afirma que efluentes somente poderão ser lançados nos corpos receptores após o devido tratamento, obedecendo às condições, padrões e exigências nela dispostos (BRASIL, 2011).

Dentre as regiões brasileiras, a Região Norte é a que possui o serviço de esgotamento sanitário mais precário, resultando do atendimento de apenas 12% da população urbana quanto ao tratamento de esgoto. Já as regiões Nordeste, Centro-Oeste e Sul possuem um índice de atendimento que abrange, aproximadamente, metade de suas respectivas populações urbanas. A região Sudeste se destaca das demais pois 83% da população é atendida com serviço de coleta de esgoto e, ainda, 54% da população têm seu esgoto tratado após coleta (ANA, 2017).

Na região Sudeste, o estado de São Paulo possui o maior índice, atendendo 83% da parcela da população quanto à coleta de esgotos e 64% com serviço de tratamento de esgoto, enquanto os estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais e Espírito Santo possuem, respectivamente 73%, 86% e 61% quanto à coleta de esgotos e apenas cerca de 40% das respectivas populações atendidas quanto ao tratamento (ANA, 2017).

1.2 Tratamento de esgotos

Esgotos domésticos ou domiciliares podem ser entendidos como o efluente formado principalmente por água de banho, urina, fezes, papel, restos de comida, sabão, detergentes e águas de lavagem. A composição do esgoto pode variar conforme algumas características de cada região de origem, nível cultural e socioeconômico, horário, hábitos de higiene e atividades desenvolvidas (JORDÃO & PESSÔA, 2014).

O lançamento de esgoto doméstico *in natura*, sem prévio tratamento, em corpos d'água gera consequências prejudiciais ao meio ambiente, e em alguns casos, pode comprometer o ecossistema aquático local.

Uma vez que o efluente é coletado é fundamental conhecer suas características físicas, químicas e biológicas para aplicar o melhor tratamento visando atender a Legislação vigente para descarte de efluentes. Segundo Jordão & Pessôa (2014), os esgotos brutos brasileiros podem ser classificados como fraco, médio e forte, a depender das concentrações típicas dos parâmetros físico-químicos de monitoramento (Tabela 1).

O efluente bruto direcionado à estação de tratamento de esgotos (ETE) é submetido a uma série de processos para remoção de poluentes.

Tabela 1 — Classificação dos esgotos brutos brasileiros em relação as características típicas dos principais parâmetros físico-químicos de monitoramento

	UNIDADE	Esgoto Forte	Esgoto Médio	Esgoto Fraco
pH			8,0 a 6,7	
Sólidos Totais	mg/L	1.160	730	370
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	360	230	120
Sólidos Sedimentáveis	mg/L	20	10	5
DQO	mg/L	800	500	250
DBO	mg/L	400	200	100
Carbono Orgânico Total	mg/L	290	160	80
Nitrogênio Total	mg/L	85	40	20
Nitrogênio Orgânico	mg/L	35	20	10
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	50	20	10
Fósforo Total	mg/L	20	10	5

Fonte: Adaptada de Jordão & Pessoa (2014).

1.2.1 Tratamento preliminar

O tratamento preliminar de esgotos é realizado por processos físicos através de gradeamento, remoção de areia, separação de óleo (METCALF & EDDY, 2016).

O objetivo dessa etapa de tratamento é impedir que o material grosseiro como galhos, pedaços de plástico, panos e madeiras, grãos de origem mineral, óleos e graxas causem problemas operacionais (abrasão e obstrução) aos processos de tratamento e sistemas auxiliares tais como bombas, tubulações e peças especiais, além de contribuir para melhorar o desempenho das unidades seguintes de tratamento (JORDÃO & PESSÔA, 2014; METCALF & EDDY, 2016).

Para impedir a passagem do material grosseiro são utilizados dispositivos de retenção, como as grades de barras e, em alguns casos, peneiras para remover resíduos mais finos. As grades são dimensionadas em função da dimensão dos sólidos que se deseja remover, podendo ser classificadas como grosseiras, médias, finas e ultrafinas, de funcionamento manual ou mecanizado (JORDÃO & PESSÔA, 2014).

Outros tipos de materiais que devem ser removidos nesta etapa preliminar de tratamento são areia e matéria orgânica grosseira como: grãos diversos, casca de ovos e pedaços de ossos, além de plásticos e cabelos. A remoção de material arenoso se dá por sedimentação, por meio de desarenadores, também conhecido

como caixas de areia. Tal dispositivo pode ser classificado quanto à sua forma, separação (gravidade e centrifugação) e remoção (manual e mecanizada) (JORDÃO & PESSÔA, 2014).

Já a remoção de óleos, graxas e gorduras ocorre por flotação, uma vez que esses materiais possuem densidade inferior à da água. Dessa forma, a gordura retida na parte superior do esgoto é removida periodicamente (VON SPERLING, 2014).

Os materiais removidos pelo gradeamento e pela caixa de areia são comumente destinados à aterros sanitários. Enquanto que a gordura removida poderá também ser reaproveitada em indústrias de sabão ou glicerina (JORDÃO & PESSÔA, 2014).

Por último, pode ser incluído um tanque de equalização com o objetivo de armazenar o efluente final das etapas anteriores, amortecer as variações de vazões e garantir uma vazão constante para as etapas seguintes de tratamento. Dessa forma, o tratamento biológico é facilitado, uma vez que o reator receberá um efluente de qualidade, homogêneo e não diluído. Outro benefício é o melhor controle da dosagem de produtos químicos (METCALF & EDDY, 2016). Uma das desvantagens é a de necessitar de áreas grandes para instalação, além de existir o potencial de formação de odores devido ao ambiente favorável a digestão anaeróbia e também a sedimentação da matéria orgânica, justificando a instalação de equipamento de mistura (VON SPERLING, 2012).

1.2.2 Tratamento primário

Na etapa do tratamento primário deseja-se a remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica do esgoto, por processos físicos ou físico-químicos (METCALF & EDDY, 2016; VON SPERLING, 2014). Segundo Jordão & Pessôa (2014), o sucesso desse tratamento resultará da eficiência do funcionamento das seguintes unidades: sedimentação, flotação, sistemas anaeróbios e digestão e secagem do lodo.

No tanque de decantação ocorre a passagem do efluente de forma lenta, para que as partículas em suspensão sedimentem pela ação da gravidade. Esse tanque pode ser classificado de acordo com a forma (circular ou retangular), com o tipo de fundo e sistema de limpeza (manual ou mecanizada). Estima-se uma taxa de 40 a 60% de remoção de sólidos em suspensão e de redução 25 a 40% de DBO nesse

processo. Esses números podem variar conforme o tempo de detenção no decantador e as condições de retenção do lodo sedimentado (JORDÃO & PESSÔA, 2014).

O processo de clarificação do esgoto pode ser acelerado com a utilização de produtos químicos capazes de promover a coagulação ou floculação das partículas, configurando um tratamento primário avançado ou tratamento primário quimicamente assistido (VON SPERLING, 2014).

Segundo Metcalf & Eddy (2016), as taxas de remoção de sólidos suspensos totais e DBO aumentariam, respectivamente, para 80 a 90% e 50 a 80% com a precipitação química. Contudo, Jordão & Pessôa (2014) ressalta aspectos desfavoráveis como o custo elevado com os produtos químicos e a maior geração de lodo primário. Metcalf & Eddy (2016) destaca que tal incremento tem sido discutido em estudos sobre valor energético de estações de tratamento, uma vez que essa significativa redução inicial de matéria orgânica reduz a energia empregada no tratamento secundário.

1.2.3 Tratamento secundário

Diferentemente dos processos preliminares e primários citados anteriormente, o tratamento secundário é decorrente do processo biológico de tratamento. O objetivo no tratamento secundário é remover a matéria orgânica biodegradável, sólidos dissolvidos e suspensos e nutrientes (METCALF & EDDY, 2016).

O processo biológico consiste na atuação de uma variedade de microrganismos como bactérias, protozoários e fungos que, na presença de oxigênio (tratamento aeróbio) ou na ausência de oxigênio (tratamento anaeróbio), degradam a matéria orgânica através de relações e interatividades complexas nos ecossistemas microbianos, sendo as bactérias as maiores responsáveis. Suas células procarióticas possuem membrana citoplasmática onde encontram-se proteínas, responsáveis pelo transporte de íon e substratos. (SANT'ANNA JR., 2013).

No primeiro contato do poluente com o aglomerado microbiano ocorre remoção de natureza físico-química, por adsorção na superfície dos microrganismos. A seguir, poderá ocorrer a hidrólise da molécula poluente ou outras transformações catalisadas por enzimas excretadas pelos microrganismos. Apenas após estas

etapas é que as moléculas são absorvidas pelas células e então metabolizadas, gerando energia para as atividades moleculares ou biossíntese das moléculas. Esses fatores permitem a produção de novas células (biomassa), água, CO₂ e outros produtos de metabolismo (SANT'ANNA JR., 2013; VON SPERLING, 2012).

A depender do projeto do reator, os microrganismos irão se aglomerar de formas diferentes, gerando comunidades microbianas variadas, sendo o tratamento secundário de esgotos projetado para simular, em tanques e reatores, de forma controlada e com maior intensidade e eficiência, os mecanismos de degradação que ocorrem naturalmente no meio ambiente (METCALF & EDDY, 2016).

Pode-se dizer que as tecnologias adotadas podem ser divididas em duas categorias quanto ao crescimento da biomassa, são eles: sistemas com biomassa em suspensão e sistema com biomassa fixa. A combinação desses dois processos resulta no sistema híbrido, denominado MBBR – *Moving Bed Biofilm Reactor*.

1.2.4 Tratamento terciário

O objetivo do tratamento terciário é remover poluentes, que mesmo após as etapas anteriores de tratamento continuam na composição do efluente como os sólidos suspensos residuais, patogênicos, nutrientes e micropoluentes (JORDÃO & PESSÔA, 2014; METCALF & EDDY, 2016).

Jordão & Pessôa (2014), separa os tratamentos terciário entre as tecnologias para remoção de organismos patogênicos, as tecnologias para remoção de nutrientes e os processos de tratamento avançados como membranas, filtração final e absorção por carvão.

Já Metcalf & Eddy (2016) inclui dentre os poluentes persistentes os micropoluentes, que recebem este nome por serem compostos que estão presentes no efluente em concentrações muito baixas, em ng/L e µ/L (ppt e ppb), como antibióticos e hormônios. Sendo que alguns destes são também considerados como compostos emergentes, justamente por não existir limite de concentração estabelecido em legislação para o lançamento desses tipos de compostos e poucas estações de tratamento de esgotos estão projetadas ou adotam tecnologias específicas para sua remoção.

Um amplo estudo que avaliou a presença de fármacos psicoativos em diferentes compartimentos aquosos (superficial, subterrânea), esgotos urbanos e

hospitalares brutos e tratados e lixiviados de aterros em diferentes partes do mundo ressaltou que afluentes e efluentes de estações de tratamento convencionais apresentam diferenças pouco significativas (CUNHA *et al*, 2017).

Adsorção em carvão ativado e oxidação química são exemplos de processos físico-químicos adotados no tratamento terciário de esgotos que resultam em eficiência de remoção mais alta para fármacos (AQUINO; BRANDT; CHERNICHARO, 2013).

A inclusão de tecnologias para o tratamento terciário eleva o custo e o consumo energético das estações de tratamento. Apesar disso, estudos sobre o tema têm aumentado à medida que se conhece os efeitos destes compostos sobre a saúde humana e ambiental (CUNHA *et al*, 2017; METCALF & EDDY, 2016).

1.2.5 Processos físicos, químicos e biológicos

Os processos de tratamento são definidos conforme a predominância de determinados fenômenos. O processo físico consiste em separar substâncias em suspensão como sólidos (grosseiros, flutuantes e sedimentáveis) do esgoto através de gradeamento, caixas de areia, sedimentação, flotação e filtração (ANA, 2017). Parâmetros como turbidez, cor, odor, temperatura e sólidos apresentam melhores taxas após tratamento físico.

Os processos biológicos ocorrem devido à ação de microrganismos que atuam na degradação de poluentes através de relações e interatividades complexas nos ecossistemas microbianos (SANT'ANNA JR., 2013).

Nesses processos biológicos, quando realizados de forma completa, os microrganismos atuam na degradação e na conversão da matéria orgânica em gases, água e outros compostos inertes, ou seja, na mineralização dos compostos orgânicos (JORDÃO & PESSÔA, 2014; METCALF & EDDY, 2016). Simultaneamente, ocorre a remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo nas suas formas variadas, por etapas e processos distintos e complementares (VON SPERLING, 2012). Segundo a Agência Nacionais de Águas (2017), os principais sistemas biológicos para tratamento de esgotos são as lagoas de estabilização, sistemas de lodos ativados, sistemas anaeróbios (tanques sépticos, tanques Imhoff, filtros anaeróbios, reatores UASB e reatores anaeróbios de leito expandido ou

fluidificado), sistemas aeróbios com leito fixo (filtros biológicos, biodiscos, biofiltros aerados).

O sucesso do processo biológico está em identificar as comunidades microbianas que compõem o efluente a ser tratado a fim de escolher dentre os processos disponíveis o que melhor irá se adequar (SANT'ANNA JR., 2013).

Já os processos químicos têm por característica realizar a redução ou conversão de poluentes utilizando produtos químicos. Esse método, associado aos processos físicos e biológicos, aumenta a eficiência do tratamento, permitindo, por exemplo, a construção de menores áreas para tratar uma carga orgânica maior (ANA, 2017; BRAGA *et al.*, 2006; JORDÃO & PESSÔA, 2014). Em contrapartida, seu emprego representa aumento no custo operacional (ANA, 2017).

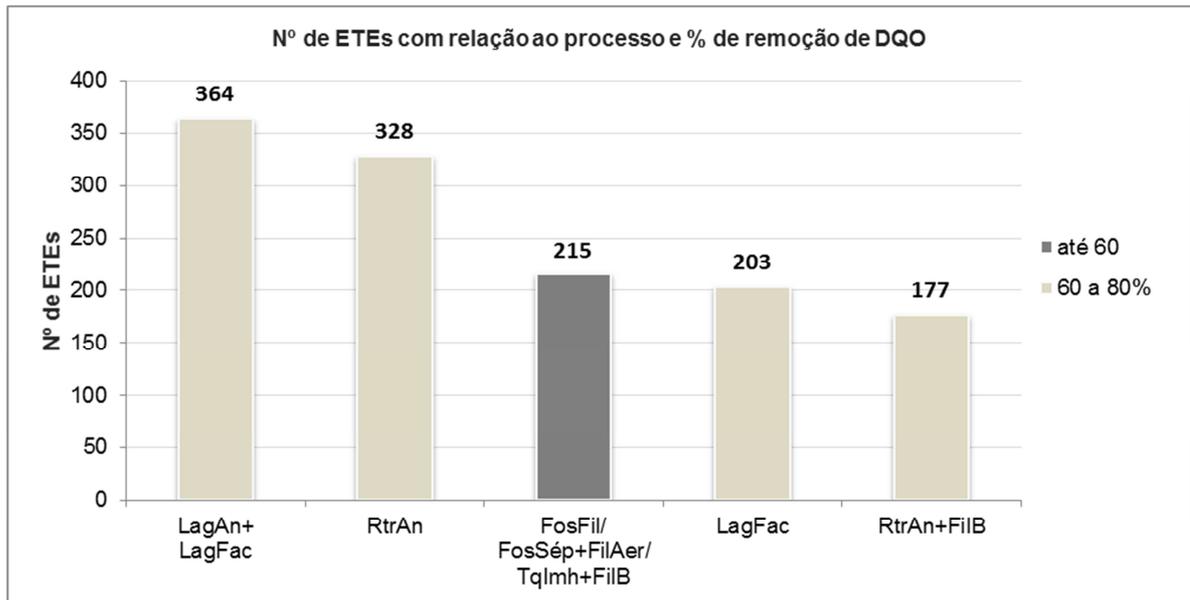
Jordão & Pessoa (2014) enfatizam que os 3 processos citados ocorrem de forma simultânea. Cada transformação provocada por determinado fenômeno (químico, físico ou biológico) irá influenciar de alguma forma no processo seguinte.

1.3 Estações de Tratamento de Esgoto no Brasil

Encontra-se em operação no Brasil 2.768 Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs), distribuídas em 1.592 cidades, com capacidade para atender uma população estimada de 71,7 milhões de habitantes. Considerando uma amostragem de 96% do total de ETEs, tem-se que 1.687 unidades apresentam eficiência média na faixa de 60 a 80% quanto à remoção de DBO e 970 unidades possuem processos mais elaborados, que garante eficiência superior a 80%. Apenas cerca de 5% das unidades avaliadas possui também tratamento quanto à remoção de nutrientes (ANA, 2017).

Dentre o total citado de ETEs em operação, pode-se destacar que os processos mais utilizados no Brasil para tratamento de efluentes são lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa (364 unidades), reator anaeróbio (328 unidades), tanque séptico associado a filtro anaeróbio (215 unidades), lagoa facultativa (203 unidades), reator anaeróbio seguido de filtro biológico (177 unidades). Desses processos citados, cabe ressaltar que o tanque séptico associado a filtro anaeróbio possui até 60% de eficiência na remoção da DBO apenas (ANA, 2017), conforme apresentado na Figura 1.

Figura 1 — Processos de tratamento mais utilizados por número de ETE e % de remoção de DQO

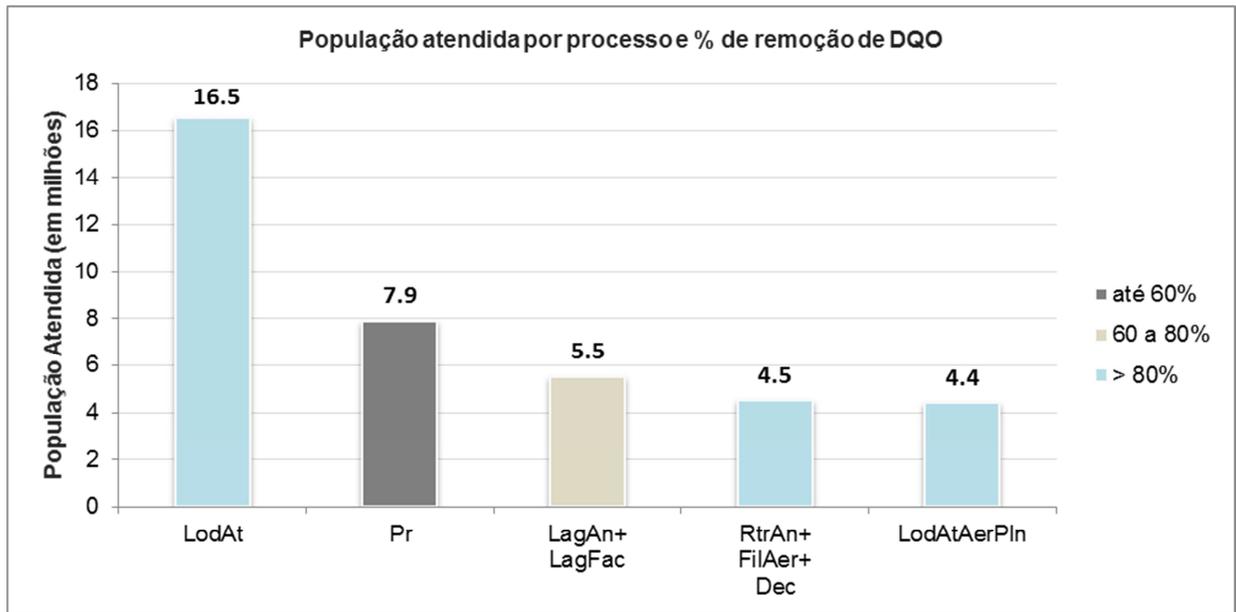


Legenda: LagAn+LagFac = Lagoa Anaeróbia + Lagoa facultativa; LagFac = Lagoa Facultativa; RtrAn = Reator Anaeróbio; FosFil = Fossa Filtro; FosSép = Fossa Séptica; FilAer = Filtro Aerado; TqImh = Tanque Imhof; FilB = Filtro Biológico. Fonte: (ANA, 2017).

Como pode ser observado nas Figuras 1 e 2, apesar da lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa ser o processo mais utilizado (Figura 1), atende cerca de 5 milhões de pessoas (Figura 2), enquanto o tratamento por Lodos Ativados, que tem uma menor utilização, atende 16,5 milhões de pessoas, ou seja, um pouco mais que o triplo da lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa. Isso pode ser explicado com a maior aplicação do tratamento por lodo ativado nos grandes centros urbanos, onde devido à restrição de espaço os tratamentos por lagoas não são tão aplicados (ANA, 2017).

Ainda segundo a Agência Nacional de Águas (2017), o panorama do tratamento de esgotos, representado por 1.224 ETEs situadas na Região Sudeste pode ser estratificado como: 52% das ETEs destinam-se à aplicação de processos que possuem de 60 a 80% de eficiência na remoção de DBO e 32% com eficiência superior à 80%. Somente 8% destina-se à remoção de nutrientes além da eficiência superior à 80%. Aproximadamente, 97 ETEs empregam processos com eficiência inferior a 60%.

Figura 2 — População atendida por processo de tratamento e % de remoção de DQO



Legenda: LodAt = Lodo Ativado; Pr = Primário; LagAn+LagFac = Lagoa Anaeróbia; RtrAn = Reator Anaeróbio; FilAer = Filtro Aerado; Dec = Decantador; LodAtAerPln = Lodo Ativado com Aeração Prolongada. Fonte: adaptado de ANA, 2017.

1.4 Reator de Leito Móvel com Biofilme – MBBR

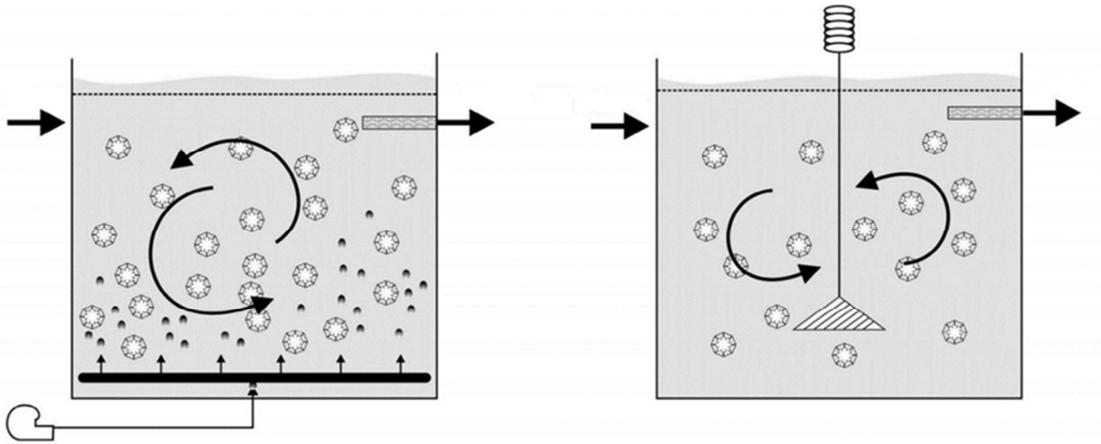
1.4.1 Fundamentos

A utilização do reator de leito móvel com biofilme teve início na década de 80, na Noruega, quando da necessidade de desenvolver um sistema de tratamento de esgotos que fosse ao mesmo tempo compacto e capaz de degradar nitrogênio (METCALF & EDDY, 2016). Nos últimos 20 anos o MBBR vem se consolidando como uma simples, robusta, flexível e compacta tecnologia para tratamentos de esgoto (JENKINS & SANDERS, 2012).

O reator de leito móvel com biofilme ou MBBR, cuja sigla em inglês para *Moving Bed Biofilm Reactor*, é caracterizado como um sistema do tipo híbrido, uma vez que a biomassa está presente no interior do mesmo reator tanto na forma fixa, aderida na mídia, quanto móvel (JORDÃO & PESSÔA, 2014). O reator pode ser utilizado tanto para processos aeróbios como para processos anóxicos ou anaeróbios, diferenciados pelo tipo de agitação aplicada, sendo o aeróbio por bolhas de ar e o anóxico e o anaeróbio através de agitação mecânica (BARWAL &

CHAUDHARY, 2014). A Figura 3 representa a biomassa e as mídias em movimentação no reator nas duas principais formas de mistura aplicadas ao MBBR.

Figura 3 — Funcionamento dos reatores de leito móvel com biofilme



(a) Reator Aeróbio - agitação bolhas de ar

(b) Reator Anóxico/Anaeróbio – agitação mecânica

Fonte: Adaptado de BARWAL & CHAUDHARY (2014).

1.4.2 Vantagens e desvantagens

Segundo Metcalf & Eddy (2016), uma das características vantajosas deste sistema que o diferencia do sistema de Lodos Ativados, é a baixa produção de lodo, além do lodo gerado ser de fácil sedimentação, diminuindo o risco de formação de (*bulking*) e simplificando a operação da estação de tratamento.

O sistema MBBR tem capacidade de remover carga orgânica e nutrientes em menor espaço quando comparado aos Lodos Ativados (ANDREOTTOLA *et al.*, 2000; ØDEGAARD *et al.*, 2006). Tal fato confere relevância e importância quando se deseja aumentar a capacidade de tratamento de um volume maior de efluente numa estação de tratamento de esgoto que não tem mais capacidade de expansão de sua estrutura física (RUSTEN *et al.*, 2006). Com isso, a utilização mundial dos sistemas MBBR para o tratamento de esgotos municipais têm aumentado cada vez mais (BASSIN *et al.*, 2018).

Em contrapartida, o sistema de aeração resulta em custos elevados com energia durante a operação do sistema e o custo de investimento inicial com a compra das mídias (BASSIN *et al.*, 2018).

1.4.3 Tratamento e funcionamento

As características da mídia, do sistema de mistura e a fração de preenchimento do reator com as mídias são parâmetros que afetam a concentração de sólidos no reator.

O tipo de mídia adotado nesse sistema é, geralmente, fabricado em material plástico, com baixa densidade.

Denomina-se fração de enchimento a razão entre o volume ocupado pelo suporte e o volume total do reator. O percentual de fração de enchimento adotado, atualmente, varia de 30 a 70%. Ødegaard (2000), recomenda que essa fração não ultrapasse 70%, para permitir a ideal movimentação das mídias no reator, evitando zonas de estagnação.

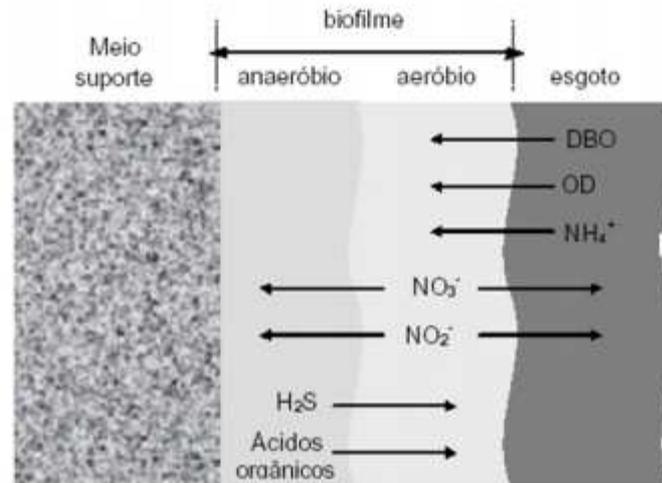
1.4.4 Formação de biofilme

Segundo Ødegaard (1994), o crescimento da biomassa aderida no reator depende da formação de biofilme e o seu desempenho está relacionado a área superficial disponível para crescimento do biofilme e não do volume do reator.

Os microrganismos presentes na biomassa excretam substâncias poliméricas extracelulares (EPS) que, por sua consistência gelatinosa, auxiliam a adesão microbiana. Detalhadamente, são 5 etapas principais para a formação do biofilme: fixação inicial das células à superfície, fixação irreversível com a produção de EPS, maturação, maturação continuada e dispersão das células do biofilme (CAO, 2014).

Os microrganismos aderidos à mídia, formam um biofilme, promovendo um ambiente ideal para remoção de carga orgânica e nutrientes (RUSTEN *et al.*, 2006). Com o crescimento dos microrganismos, o biofilme aumenta de espessura, criando zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias. A Figura 4 apresenta as camadas que compõem o biofilme e as reações que nele ocorrem. A camada aeróbia do biofilme recebe a carga orgânica e nutrientes que, na presença de oxigênio, acarretam na nitrificação e na nitratação. Esses subprodutos gerados transitam tanto na camada aeróbia quanto anaeróbia, em processos de nitrificação e desnitrificação.

Figura 4 — Desenho esquemático de uma seção de biofilme



Fonte: Adaptado de METCALF & EDDY (2016) apud (OLIVEIRA, 2008).

A dinâmica de movimentação das mídias no reator é um fator importante tanto no processo de formação do biofilme quanto no desprendimento da biomassa aderida devido aos choques entre as mídias (OLIVEIRA, 2008).

1.4.5 Aplicações

O MBBR pode ser utilizado para remoção de DBO e nitrogênio, conforme sua configuração e operação (METCALF & EDDY, 2016). Sua tecnologia tem sido aplicada com sucesso tanto para esgoto municipal quanto para industrial, incluindo efluentes de indústrias de papel e celulose, laticínios, refinarias, agricultura e hospitalar (BARWAL & CHAUDHARY, 2014).

Vaidhegi *et al* (2016) avaliou o tratamento de efluente de indústria de papel e celulose por um reator MBBR aeróbio de bancada, com 50% de seu volume preenchido com mídias e tempo de retenção de 2 a 8 h. Durante todo o processo o OD foi mantido na faixa de 6 a 7 mg/L. Observou-se 93% de eficiência na redução da DQO para o maior tempo de retenção hidráulica (TRH) e mais de 50% para 2 h de TRH.

No Brasil, um levantamento elaborado pela Agência Nacional de Águas (2017), divulgado em 2017, contabilizou 7 estações de tratamento que combinam o sistema de Lodos Ativados com algum sistema híbrido, alcançando dessa forma

eficiência de 88% com relação a remoção de DBO. Essas estações combinadas encontram-se, majoritariamente, no eixo sul-sudeste.

Um sistema de MBBR composto por 3 tanques em série, mostrou-se eficiente para remoção de fármacos, além de apresentar uma eficiência de 94% na remoção de DQO. Essas características são especialmente vantajosas para a aplicação de algum tipo de pós-tratamento como por exemplo a ozonização (KUMAR *et al.*, 2015).

Em outro estudo, Wang *et al* (2005) avaliaram os níveis de concentração de oxigênio dissolvido (OD) variando de 1 a 6 mg/l. A partir dos dados apresentados foi possível verificar que apenas 57% de eficiência foi alcançada na remoção de DQO para a concentração de 1 mg/L de OD e 71% de remoção para 2 mg/L. Neste estudo foi verificado que o OD pode ser considerado como um fator limitante na remoção de matéria orgânica e na redução da DQO.

Em estudo recente, Krzeminski *et al* (2018) ressaltaram que sistemas MBBR possuem tecnologia de biodegradação potencialmente eficaz para garantir a redução de poluentes emergentes. Contudo, apesar dos estudos realizados, ainda são poucos os que consideram efluente real em escala piloto.

1.4.6 Dimensionamento das unidades

Segundo Metcalf & Eddy (2016), o dimensionamento das unidades deve considerar a carga orgânica a ser tratada, a área superficial específica da mídia (m^2/m^3), fração de preenchimento do reator com mídias (%), a concentração de oxigênio dissolvido no reator aeróbio, a concentração de sólidos. O sistema MBBR deverá possuir dispositivos de tratamento preliminar para remoção de sólidos grosseiros e areia, dispositivos de retenção do meio suporte, sistemas de aeração e mistura.

No Brasil, a NBR 12.209 (ABNT, 2011) que rege a elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários, escrita originalmente em 1992, foi revisada em 2011. Dentre as modificações, destaca-se a inclusão do item 6.7 que trata especificamente do reator biológico com leito móvel.

Segundo a referida norma, esses reatores devem ser precedidos de processo de remoção de areia e de sólidos grosseiros, e de decantação primária ou tratamento anaeróbio. Além disso, os reatores devem dispor de peneiras em suas saídas para retenção do meio suporte.

Para o sistema de agitação por aeração, podem ser utilizados difusores de bolha fina, média e grossa (METCALF & EDDY, 2016). Já para os reatores não aerados, deve-se dispor de equipamento de mistura para manter a movimentação do meio suporte, sem danificá-lo. A massa de SSV aderida não pode ser considerada superior a 12 gSSV/m^2 de área superficial específica do material suporte de biomassa.

Para fins de dimensionamento, devem ser consideradas a massa de sólidos aderidos e a massa de sólidos em suspensão no reator com ou sem recirculação de lodo.

Com relação as características do meio suporte, a Norma especifica que sua superfície específica interna deve ser superior a $250 \text{ m}^2/\text{m}^3$ e densidade entre 0,92 e 0,98. Outra informação relevante é que a fração de enchimento com meio suporte deve estar em uma faixa entre 30 a 70 % (ABNT, 2011).

Por promover mistura completa e, através das mídias, possibilitar uma área superficial para aderência dos microrganismos, a concentração de sólidos em suspensão no efluente deste reator é baixa, não formando lodo, dispensando assim a necessidade de recirculação (METCALF & EDDY, 2016).

Devido à complexidade, número de variáveis e possibilidade de configurações, programas computacionais para modelagem e simulação foram desenvolvidos para auxiliar na análise e dimensionamento de sistemas MBBR (WANNER *et al.*, 2006).

1.4.7 Aplicação/Projetos para remoção de DBO e Nitrificação

Segundo Metcalf & Eddy (2016), o funcionamento do MBBR é garantido utilizando apenas um único reator. Com esta configuração, dotado de sistema de aeração, possivelmente ocorrerá a redução de matéria orgânica e nitrificação, processo onde, em presença de oxigênio, as bactérias autotróficas convertem nitrogênio amoniacal em nitrato.

Ainda segundo Metcalf & Eddy (2016), uma forma de redução dos produtos gerados das reações neste único reator, bem como a otimização geral do sistema quanto a remoção de matéria orgânica, nutrientes e outros constituintes do esgoto, é a aplicação de diversas configurações de reatores em série, adições de produtos químicos e fonte de carbono. Além da recirculação de lodo, comumente aplicada, a

instalação de recirculações internas do reator aeróbio ou anóxico para reatores à montante têm sido frequentemente aplicadas em novos projetos para remoção de nutrientes.

A utilização de reatores em série é justificada pela oportunidade de promover ambientes diferenciados, com e sem aeração, para fins diversos como, por exemplo, a inclusão de reator anóxico no início do sistema com a finalidade de reduzir a matéria orgânica, consumida principalmente por bactérias heterotróficas bastante comuns em ambiente sem ou com pouco oxigênio. Outra reação esperada desse tipo de reator é a desnitrificação, através da conversão do nitrato gerado no reator aerado e recirculado para este anóxico, em nitrogênio gasoso (BASSIN *et al*, 2018; METCALF & EDDY, 2016; VON SPERLING, 2012).

Cada combinação de reatores em série desenvolvida e praticada resultou em patentes reconhecidas, como os sistemas Ludzack-Ettinger modificado, Wuhrmann, Bardenpho e UCT. À época, estudos de processos nitrificação e desnitrificação, na década de 70, foram em grande parte motivados pelo crescente uso de detergentes sintéticos, que gerou um efluente com elevada concentração de nutrientes que as estações não estavam preparadas para tratar resultando em fenômenos de eutrofização nos corpos hídricos (JORDÃO & PESSÔA, 2014).

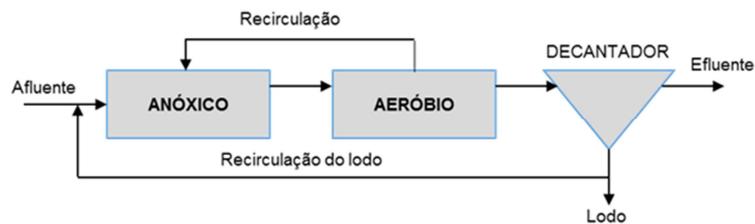
A combinação de reatores de pré- e pós- desnitrificação com MBBR apresentam maior eficiência para remoção de nitrogênio (ØDEGAARD, 2006). A seguir, serão apresentados os processos a fim de expor os princípios básicos do funcionamento de cada um, uma vez que são processos que podem ser combinados com MBBR, desde que incluam sistema de mistura completa em seus reatores.

1.4.7.1 Sistema de Pré-desnitrificação (Ludzack-Ettinger modificado)

Em 1962, Ludzack e Ettinger desenvolveram o primeiro sistema com operação sequencial anóxica-aeróbia seguida por um tanque clarificador (METCALF & EDDY, 2016). No primeiro estágio, o ambiente anóxico propicia o consumo da matéria orgânica pelas bactérias heterotróficas, no processo de desnitrificação. No estágio seguinte, em condições aeróbias, ocorre a nitrificação, gerando nitrato. Através da recirculação do lodo do clarificador, uma parte deste nitrato retorna ao início do sistema.

Uma década depois, à fim de otimizar a remoção de nitrogênio, Barnard acrescentou ao sistema uma recirculação interna, do reator aeróbio para o anóxico. Tal alteração garante que uma maior quantidade de nitrato seja recirculado para o reator anóxico, reduzindo a dependência única da taxa de recirculação do lodo do clarificador (VON SPERLING, 2012). Esse sistema de pré-desnitrificação é conhecido como Ludzak-Ettinger modificado e está representado na Figura 5.

Figura 5 — Desenho esquemático do sistema de pré-desnitrificação



Esta configuração é uma das mais utilizadas, desde 2008, para promover a remoção biológica de nitrogênio (BASSIN & DEZOTTI, 2008). A taxa de recirculação de nitrato é o parâmetro determinante na eficiência da remoção de nitrogênio. Por esse motivo, a faixa usualmente adotada é de 100% a 400% em relação à vazão de alimentação (VON SPERLING, 2012). Estima-se que a eficiência de remoção de nitrogênio neste tipo de processo seja da ordem de 90% (SANT'ANNA JR., 2013).

Como boa parte da matéria orgânica é consumida no tanque anóxico, o volume do tanque aeróbio pode ser menor. Além disso, outra vantagem é a redução do consumo de oxigênio. Em contrapartida, a necessidade de manter sempre uma taxa de recirculação elevada faz com que o custo operacional aumente. Outra questão importante é a recirculação também do oxigênio nesse processo, podendo prejudicar a atividade desnitrificante (VON SPERLING, 2012).

1.4.7.2 Sistema de Pós-Desnitrificação (ou sistema Wuhrmann)

Desenvolvido por Wuhrmann, em 1964, o sistema de pós-desnitrificação é caracterizado por possuir reatores aeróbio e anóxico em sequência, seguido por um tanque clarificador, conforme apresentado na Figura 6.

Figura 6 — Desenho esquemático do sistema de pós-desnitrificação

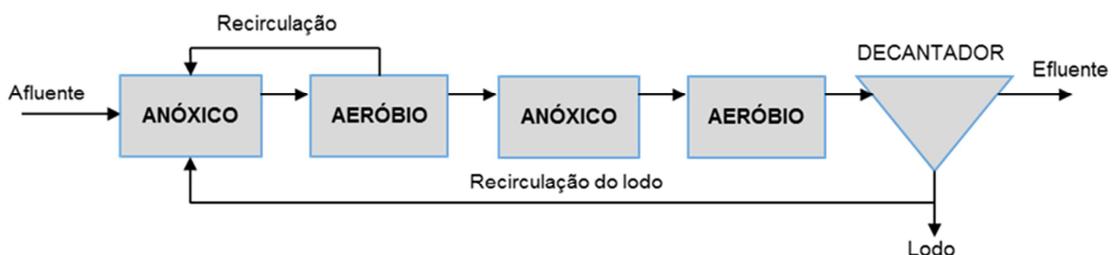


Na configuração deste sistema tem-se primeiro um estágio aeróbio onde a matéria orgânica é consumida no processo de nitrificação, gerando nitrato, que será convertido em nitrogênio gasoso no segundo estágio, onde o ambiente é anóxico. Dessa forma, não necessitará de recirculação interna (VON SPERLING, 2012). Neste sistema, grande parte da matéria orgânica já é consumida no primeiro reator e, com isso, o processo de desnitrificação que ocorre no segundo reator demora mais tempo para ocorrer, exigindo tempos maiores de retenção hidráulica. A solução para esta questão se dá através da adição de fonte externa de carbono para acelerar o processo e elevar a eficiência de remoção de nitrato (METCALF & EDDY, 2016). Contudo, a utilização constante de produtos químicos elevar o custo do tratamento bem como a complexidade do efluente (VON SPERLING, 2012).

1.4.7.3 Sistema Bardenpho

O sistema Bardenpho é conhecido por incorporar configurações de pré e pós-desnitrificação, conforme ilustrado na Figura 7. Tal configuração foi desenvolvida e empregada pela primeira vez na década de 1973, em estações de grande porte na África do Sul. A origem do seu nome deu-se quando Barnard verificou a possibilidade de remoção também de fósforo neste sistema. Com isso o pesquisador uniu seu nome às 3 primeiras letras das atividades que envolviam o processo: *Barnard, denitrification e phosphorus* (METCALF & EDDY, 2016).

Figura 7 — Desenho esquemático do sistema Bardenpho

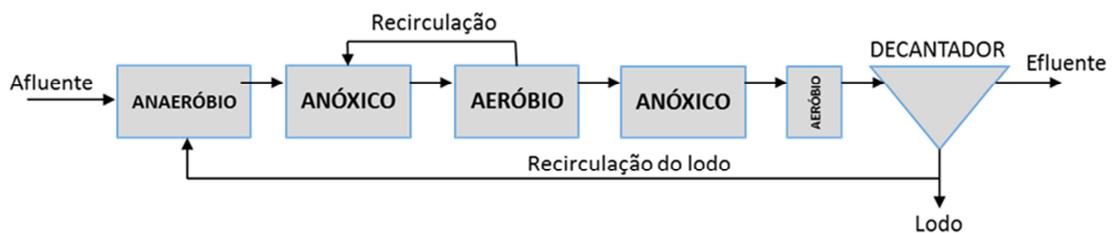


Na primeira etapa, o meio anóxico favorece o processo de desnitrificação por bactérias heterotróficas através da conversão do nitrato em nitrogênio gasoso (N_2). Já no tanque aeróbio, com o oxigênio como aceptor de elétrons, o nitrogênio é convertido em nitrato pelas bactérias autotróficas, no processo de nitrificação. Com a recirculação interna, o nitrato formado retorna para o primeiro tanque onde ocorre o processo de desnitrificação.

A presença de dois tanques anóxicos elevam a possibilidade de redução de nitrato e a consequente remoção de nitrogênio do efluente, podendo atingir concentração na faixa de 1,0 a 2,0 mg/L de N. A presença do reator aeróbio no final do sistema tem como objetivo a interrupção do processo de desnitrificação, evitando a formação de bolhas de N_2 nos flocos do lodo e consequentemente reduzindo o risco de flotação de lodo no decantador final, além de garantir que o efluente final não seja desprovido de oxigênio dissolvido (SANT'ANNA JR., 2013). Esse sistema permite ainda a adição de uma fonte externa de carbono no tanque anóxico caso deseje reduzir o tempo de detenção (METCALF & EDDY, 2016).

Uma alteração dessa configuração de 4 estágios, acrescentando um tanque anaeróbio no início para auxiliar na remoção de fósforo, é conhecida como Sistema Bardenpho modificado (Phoredox), apresentado na Figura 8.

Figura 8 — Desenho esquemático do sistema Bardenpho modificado

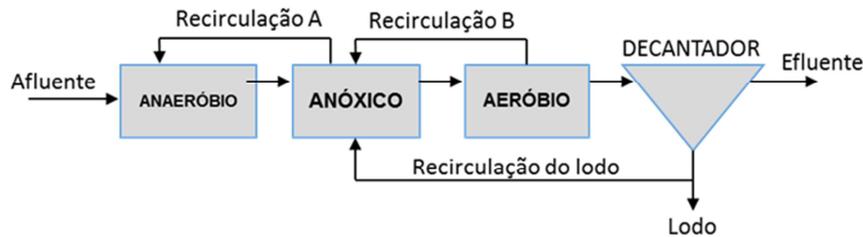


1.4.7.4 Sistema UCT (University of Cape Town)

O sistema UCT foi desenvolvido na África do Sul pelo Prof. Gerrit Marais, na Universidade de Cape Town, da qual suas iniciais deram origem ao seu nome. A configuração desse sistema consiste na disposição de 3 reatores em série, anaeróbio, anóxico e aerado e 3 recirculações (JORDÃO & PESSÔA, 2014). A recirculação do lodo do decantador é direcionada ao tanque anóxico. Além disso,

uma nova recirculação do tanque anóxico para o anaeróbico é acrescentada ao sistema, como pode ser observado na Figura 9.

Figura 9 — Desenho esquemático do sistema UCT



Em linhas gerais, este sistema tem como objetivo promover a remoção simultânea de nitrogênio e fósforo. Esta configuração elimina a possibilidade de alimentação de nitrato na região anaeróbia e, com isso, uma maior quantidade de DBO estará disponível para os organismos da região anaeróbia (METCALF & EDDY, 2016). Além disso, permite a liberação anaeróbia de fosfato (VON SPERLING, 2012). Para essa configuração a taxa de recirculação adotada é de duas a três vezes a vazão de alimentação (METCALF & EDDY, 2016).

1.4.8 Parâmetros de maior influência no funcionamento do sistema

A aeração tem por função garantir a boa movimentação das mídias no interior do reator além de proporcionar oxigenação suficiente para a degradação da matéria orgânica e nutrientes. A concentração de oxigênio dissolvido (OD) é um parâmetro de grande relevância em sistema MBBR. Segundo Metcalf & Eddy (2016), a faixa adotada de OD para assegurar a nitrificação e minimizar o volume de meio suporte é de 4,0 a 6,0 mg/L. Enquanto que para remoção apenas de DBO concentrações de 2 a 3 mg/L têm sido praticadas (ØDEGAARD, 2006).

Outra questão importante é o percentual de preenchimento do reator com mídias em relação ao volume do reator. Esta fração é importante para identificar a quantidade de área superficial disponível disponibilizada para aderência de microrganismos e conseqüente degradação da matéria orgânica. O desempenho do reator MBBR irá variar conforme sua fração de preenchimento e a carga orgânica (BARWAL & CHAUDHARY, 2014). Apesar de Ødegaard *et al.* (2004), afirmarem que a faixa ótima de preenchimento do reator é de 67%, Wang (2005) opina que, para

cada tipo de sistema existe uma fração ideal de preenchimento para garantir o bom funcionamento do sistema. Já Jordão & Pessoa (2014) adotam o preenchimento de cerca de 40 a 70% do volume do tanque. A fração de preenchimento vai influenciar na área superficial disponível para fixação da biomassa em suspensão e na dinâmica de movimentação das peças.

O tempo de retenção hidráulica (TRH) é outro parâmetro que irá influenciar no funcionamento do sistema MBBR. Devido à otimização dos processos referente ao tratamento realizado pelo MBBR, este requer um menor TRH para desempenhar redução de carga orgânica e nutrientes. O fato de requerer um menor TRH para realizar o processo de tratamento este sistema demanda menos espaço e consegue tratar um maior volume de efluentes por dia. A depender do tipo de efluente a ser tratado, os tempos praticados na literatura podem variar de 0,9 a 30 horas (OLIVEIRA, 2008). Segundo Ødegaard (2006), com MBBR é possível utilizar TDH inferiores a 1 h no tratamento secundário de efluentes.

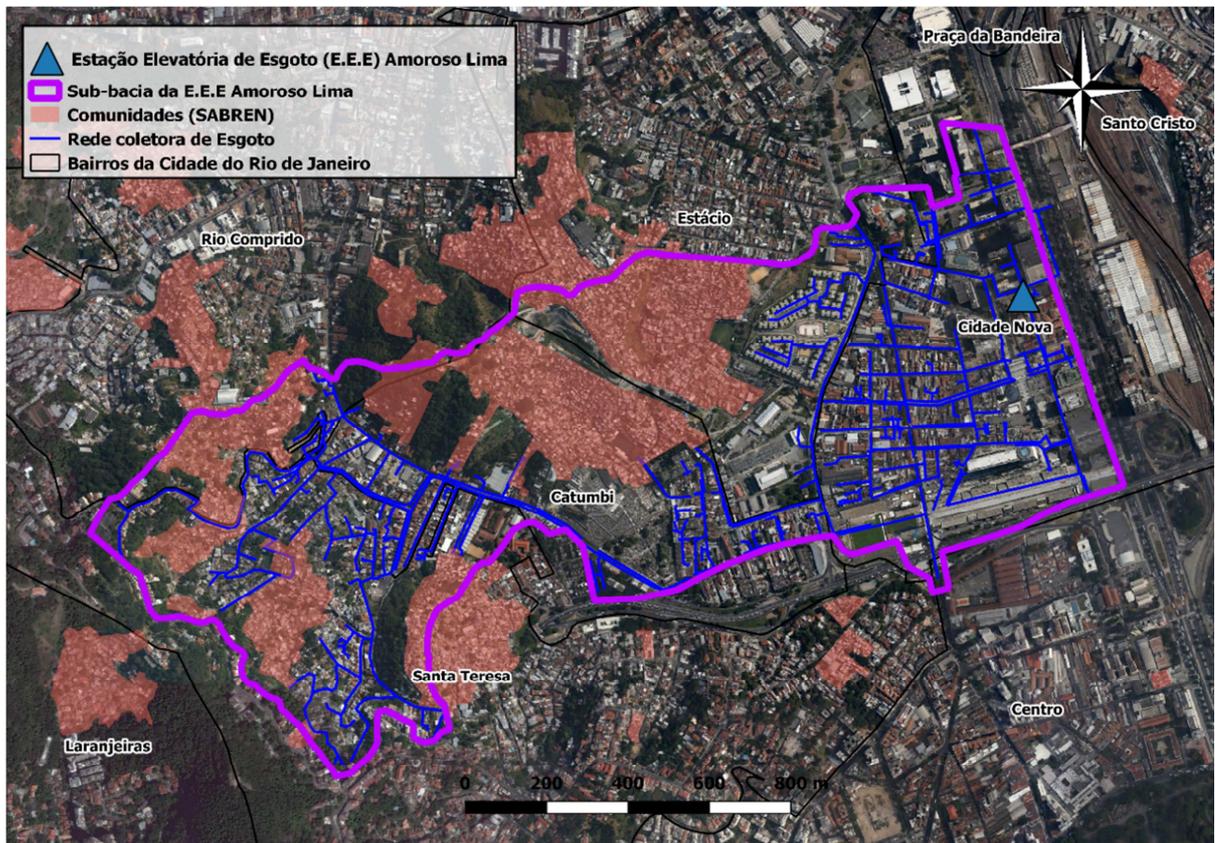
2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Localização e Instalação

A unidade de tratamento de esgoto foi instalada dentro das dependências da elevatória de esgotos da Companhia Estadual de Águas e Esgotos-CEDAE, denominada Amoroso Lima e localizada no bairro Cidade Nova, na cidade do Rio de Janeiro conforme indicado na Figura 10.

Os esgotos afluentes ao MBBR são bombeados do poço úmido à elevatória, mesmo local que retornam após a passagem pela unidade de tratamento. A escolha do local teve como principal objetivo facilitar a captação de esgoto municipal real, bruto e de forma contínua, além de garantir seu destino adequado após utilização para fins de pesquisa.

Figura 10 — Área da bacia de contribuição de esgoto da elevatória e localização da planta piloto (MBBR) na Rua Amoroso Lima



Legenda: SABREN – Sistema de Assentamentos de Baixa Renda.

De acordo com levantamento a partir do cadastro da CEDAE e ilustrado na Figura 10 a elevatória em questão recebe esgotos coletados de partes dos bairros da Cidade Nova, Catumbi, Estácio, Santa Teresa e Rio Comprido. Segundo levantamento nos setores censitários do censo de 2010 a população contribuinte à bacia de esgotamento sanitário é de aproximadamente 31.200 habitantes residente, acrescidos da população flutuante presente na região devido a sua característica comercial, principalmente nos edifícios que compõem o bairro da Cidade Nova.

2.2 Sistema de tratamento piloto

O sistema a ser apresentado foi construído na Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ pelo doutorando Alexandre Amaro, responsável por sua concepção, dimensionamento e operação, com futuro objetivo de realizar tratamento terciário dos efluentes.

2.2.1 Memória de cálculo do sistema de tratamento

O principal critério adotado para o dimensionamento do sistema foi a proporção de volume em cada reator.

Volume: Os volumes dos tanques foram dimensionados considerando-se a proporção volumétrica sugerida pelo professor Gerrit von Marais: 11%: 11%: 60%: 11%: 7% para os tanques anaeróbio: anóxico: aerado: anóxico: reaeração, respectivamente (JORDÃO & PESSÔA, 2014). Adotando um volume total do sistema de 400L, a proporcionalidade praticada no dimensionamento dos tanques deste sistema é de: 10%: 10%: 60%: 10%: 10%. A partir desta premissa, tem-se um volume do tanque de aeração de 240 litros e, um volume de 40 litros para os demais tanques.

Área ocupada: A área total ocupada pelo sistema foi de 4,13 m².

População beneficiada: A população beneficiada foi calculada com base na vazão a ser adotada continuamente no sistema, de 1 L/min e a contribuição per capita de

esgoto, considerando o padrão médio de 130 L/d (INEA, 2007), devido às características da bacia de contribuição. A Equação 1 apresenta a fórmula utilizada no cálculo da estimativa da população beneficiada.

$$Q = \text{população equivalente} \times \text{percapita de esgoto} \quad (1)$$

Q = Vazão: 1 L/min = 1440 L/dia

Contribuição per capita de esgoto: 130 L/dia – 45 gDBO/dia (INEA, 2007).

População estimada total: 11 pessoas

Vazão: Durante os primeiros meses de operação (setembro/2017 a janeiro/2018), considerado neste trabalho como Fase 1 da aclimatação, foram aplicadas duas vazões:

$Q_1 = 720$ L/dia

$Q_2 = 288$ L/dia

Já nos meses de março a abril de 2018, na Fase 2 da aclimatação, foram testadas 5 vazões diferentes, sendo uma por semana:

$Q_{A1} = 100,8$ L/dia

$Q_{A2} = 201,6$ L/dia

$Q_{A3} = 403,2$ L/dia

$Q_{A4} = 806,4$ L/dia

$Q_{A5} = 1440$ L/dia

Vazão de recirculação: A vazão de recirculação adotada foi de $\frac{1}{2}$ da vazão afluente do sistema (50 % da vazão de entrada do sistema), uma vez que o objetivo era promover a aclimatação do sistema.

Tempo de Detenção Hidráulica: TDH ou tempo de detenção hidráulica é a relação entre o volume útil de uma unidade de tratamento e a vazão afluente (Equação 2). Durante o período de aclimatação, onde as vazões variaram a cada semana, foram obtidos os seguintes TDHs aproximados, considerando o volume total do sistema (400 L) para as respectivas vazões (Tabela 2).

$$TDH = \frac{\text{Volume}}{Q_{\text{afluente}}} \quad (2)$$

Tabela 2 — Tempo de detenção hidráulica (TDH) do sistema em função da variação da vazão afluente

Q_{afluente} (L/min)	Q_{afluente} (L/h)	TDH (h) Sem recirculação	TDH (h) Com recirculação
0,07	4.2	95	88
0,14	8.4	48	44
0,28	16.8	24	22
0,56	33.6	12	8
1	60	7	5

No reator aerado, cujo volume foi de 240 L, o tempo de detenção para a vazão afluente de 1 L/min foi de 4 h (com recirculação foi 2,5 h). Já para os demais reatores, cujo volume foi de 40 L, o TDH foi 40 min (com recirculação foi 0,3 – 0,7 h).

Fração de preenchimento: a fração de preenchimento é a razão entre o volume ocupado pelo suporte e o volume total do reator. Optou-se pelo preenchimento de 50% do reator aerado com mídias, atendendo a faixa sugerida pela literatura (30 a 70%), como fora citado no Capítulo 1.4 deste estudo. Já os 5% preenchidos com as mídias nos demais reatores na Fase 2 da aclimação serviram como parâmetro para a avaliação da eficiência do sistema de mistura.

Área superficial da mídia: A_s ou Área superficial total da mídia é a área disponível no reator para o crescimento do biofilme. A área superficial pode ser calculada pela Equação 3. A Tabela 3 apresenta a área superficial disponível no reator MBBR, considerando cada fração de preenchimento e respectivo volume do reator.

$$A_s = a \cdot V \quad (3)$$

Onde,

A_s : Área superficial da mídia (m^2);

a: Área superficial específica fornecida pelo fabricante ($\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$) = 500;
 V: Volume ocupado no reator (m^3).

Tabela 3 — Área superficial disponível em cada reator MBBR para o crescimento do biofilme

Reator	Preenchimento (%)	Volume do reator (L)	Área superficial (m^2)
Anaeróbio	5	40	1
Anóxico 1	5	40	1
Aerado	50	240	60
Anóxico 2	5	40	1

Carga Orgânica Superficial: COS ou taxa de aplicação orgânica superficial é definida como a relação entre a carga de DBO ou DQO introduzida numa unidade de tratamento com relação a área superficial dessa unidade e unidade de tempo. Essa taxa é expressa em $\text{g/DBO/m}^2 \cdot \text{dia}$ ou equivalente e calculada pela Equação 4.

$$COS = \frac{Q \cdot S}{A_s} \quad (4)$$

Onde,

COS: Carga Orgânica Superficial ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)

Q: Vazão do afluente ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)

S: Concentração do substrato no afluente ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

A_s : Área superficial (m^2)

A Tabela 4 apresenta as dimensões dos tanques MBBR e seus respectivos volumes úteis.

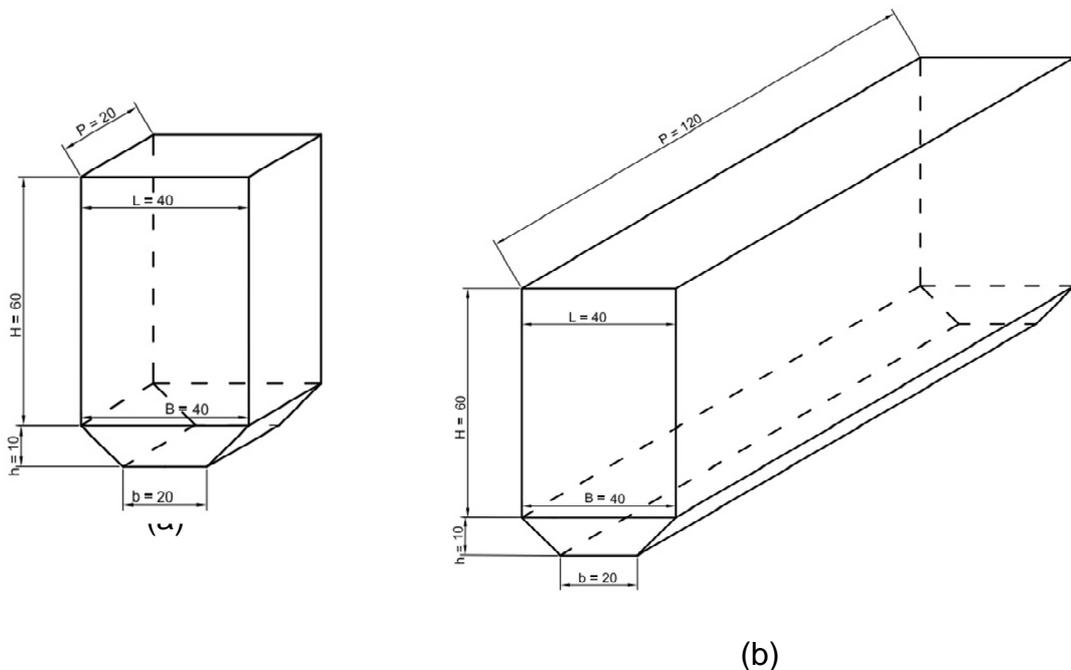
Tabela 4— Dimensões dos tanques do sistema MBBR

Tanques	B (cm)	b (cm)	h (cm)	H (cm)	L (cm)	P (cm)	V (L)	V útil (L)
Cx acumuladora							500	
Anaeróbio	40	20	10	60	40	20	54	40
Anóxico 1	40	20	10	60	40	20	54	40
Aeróbio	40	20	10	60	40	120	324	240
Anóxico 2	40	20	10	60	40	20	54	40
Sedimentador	40	20	10	60	40	20	54	40

Legenda: B = base maior; b = base menor; h = altura do trapézio; H = altura do retângulo; L = largura; P = profundidade; V = Volume; V útil = volume útil.

A Figura 11 ilustra o projeto dos reatores (a) para 40 L e (b) para 240 L, que constituem o sistema MBBR estudado.

Figura 11 — Projeto dos reatores tipo que constituem o sistema MBBR instalado na elevatória

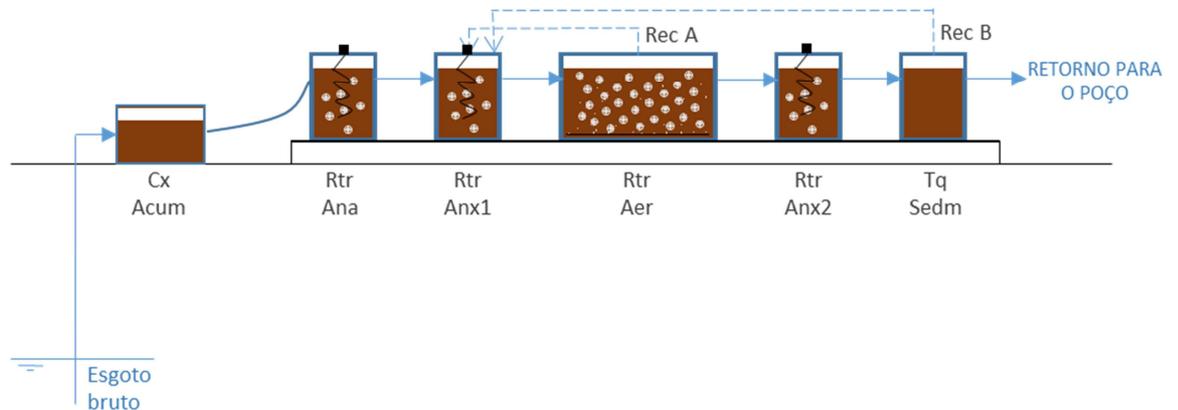


Legenda: (a) Reator para volume útil de 40 L; (b) Reator para volume útil de 240 L.

Fonte: A autora, 2018.

A Figura 12 retrata, de forma esquemática, o sistema piloto MBBR que consiste, resumidamente, em 5 tanques de tratamento, dispostos em série, preenchidos (ou não) com meio suporte, alimentados por fluxo contínuo de esgoto real e submetidos ora a sistemas de mistura mecânica ora a aeração, além de recirculação do efluente e lodo entre as unidades. Esses cinco tanques estão precedidos por uma caixa acumuladora de efluente.

Figura 12 — Diagrama do sistema piloto instalado na elevatória Amoroso Lima MBBR, baseado no sistema BARDENPHO modificado



Legenda: Cx Acum = Caixa acumuladora; Rtr Ana = Reator anaeróbico; Rtr Anx1 = Reator Anóxico 1; Rtr Aer = Reator aeróbico; Rtr Anx2 = Reator anóxico 2; Tq Sedm = Tanque de sedimentação; Rec A = Recirculação do Reator aeróbico para o Reator Anóxico1; Rec B = Recirculação do lodo do sedimentador para o Reator Anóxico 1.

Fonte: A autora, 2018.

Os cinco tanques foram construídos em fibra de vidro, com volume útil total de 400 litros. A área total ocupada, considerando também o espaço da caixa acumuladora com capacidade de 500 L é de 4,13 m². A Figura 13 retrata o posicionamento do sistema na elevatória Amoroso Lima.

Interligados por tubulação em PVC de 20mm, os tanques dispõem de válvulas na entrada e saída de cada tanque para facilitar a coleta de amostras e, também, no fundo, para retirada de lodo. A seguir, estão listadas cada unidade do sistema e suas características.

Figura 13 — A planta piloto instalada na elevatória Amoroso Lima na Fase de Teste 1 e 2 da aclimatação



Fonte: A autora, 2018.

Caixa acumuladora: A caixa acumuladora tem a função de receber e armazenar todo o efluente que é bombeado do poço, funcionando como um tanque de equalização. A Figura 14 exibe a caixa acumuladora utilizada no sistema em questão.

Figura 14 — Caixa acumuladora de efluente



Fonte: A autora, 2018.

Reator Anaeróbio: Recebe o efluente proveniente da caixa acumuladora. Possui sistema de mistura e 5 % do seu volume é preenchido com meio suporte. É caracterizado por seu baixo oxigênio dissolvido.

Reator Anóxico 1: Este reator também possui sistema de mistura e 5% do seu volume preenchido com meio suporte. Além de ser alimentado pelo reator anaeróbio, recebe também cargas provenientes do tanque sedimentador e do reator aeróbio devido as recirculações. Dessa forma, o OD deste tanque já é um pouco maior do que o OD do efluente inicial.

Reator aeróbio: Não há agitação mecânica. Neste reator a biomassa e os meios suportes são movimentados por bolhas finas produzidas com auxílio do sistema de aeração. Alimentado pelo reator anóxico 1 e adição eventual de lodo da ETE Alegria.

Reator anóxico 2: É alimentado pelo efluente do reator aeróbio. Possui sistema de mistura e 5 % do seu volume é preenchido com meio suporte.

Tanque de sedimentação: Último tanque do sistema. Não há agitação mecânica nem sistema de aeração.

Bombeamento: Para garantir a contínua disponibilidade do efluente para o sistema, utilizou-se uma bomba submersa (potência de $\frac{1}{2}$ cv e vazão de 60l/min) instalada no poço, a 5 m de profundidade, acionada automaticamente por 4 min, no regime de 8 vezes por dia, a cada 3 h. Assim, parte do efluente contido no poço da elevatória era recalcado até caixa acumuladora, com capacidade de armazenamento de até 500 L.

A alimentação do sistema foi realizada com o auxílio de uma bomba peristáltica da marca Watson-Marlow, modelo 520S, de funcionamento contínuo, onde a faixa da vazão foi ajustada de 0,07 L/min a 1 L/min (4,2 L/h a 60 L/h), conforme as fases de aclimação do sistema. Dessa forma, o efluente contido na caixa acumuladora era levado ao reator anaeróbio.

Sistema de mistura: Com o intuito de manter a biomassa e o meio suporte em suspensão, 3 reatores (anaeróbio, anóxico 1 e anóxico 2) foram agitados

mecanicamente e individualmente por um agitador tipo hélice, da marca Consul, com velocidade de rotação de 100 RPM.

Aeração: Foram instalados, na base do reator aeróbio, dois diferentes sistemas de aeração: (1) um difusor composto por 4 tubos PVC dispostos paralelamente, com orifícios distribuídos a uma distância padrão para saída de ar e formação de bolhas no sistema e; (2) difusor do tipo cortina de ar, da marca Boyu, constituído por mangueiras flexíveis, porosas, caracterizadas por produzir bolhas finas. A aeração foi realizada com auxílio de dois compressores de ar (modelo ACQ-012, das marcas Boyu e Sun Sun) com capacidade de 150 L/min, instalados na parte superior do reator, com vazão de ar controlada individualmente para cada tipo de sistema (Figura 15 a e b).

Figura 15 — Compressores utilizados no sistema de aeração



(a)



(b)

Legenda: (a) compressor marca Bouy e (b) compressor marca Sun Sun.

Fonte: A autora, 2018.

Recirculação: O MBBR dispõe de dois tipos de recirculação do efluente, ambos realizados com auxílio de bomba peristáltica tipo 520S da Watson-Marlow (Figura 16 a e b). A recirculação A que leva o lodo do reator aeróbio ao reator anóxico 1 e a recirculação B, que leva o lodo acumulado no tanque de sedimentação até o anóxico 1.

Figura 16 — Bombas do utilizadas no sistema



Legenda: (a) bomba marca Watson-Marlow utilizada para alimentação do sistema e (b) bomba marca Watson-Marlow utilizada para recirculação.

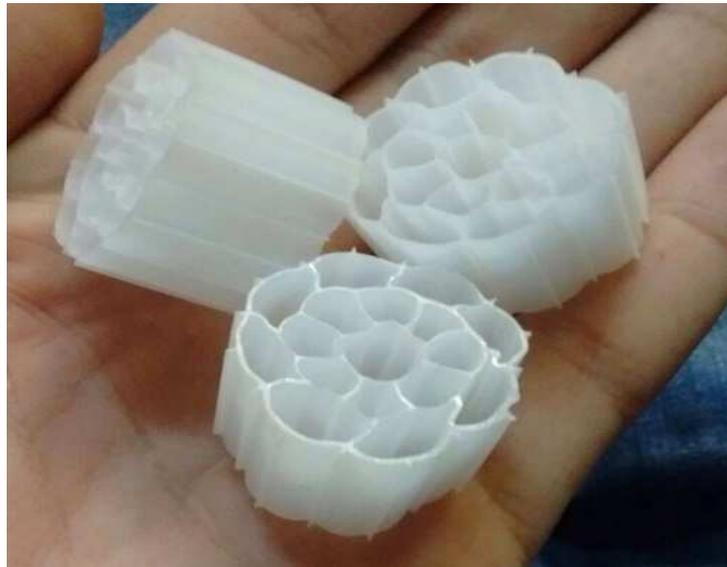
Fonte: A autora, 2018.

Meio suporte: Por se tratar de um sistema MBBR, foram adicionadas aos reatores peças plásticas como meio suporte para a formação do biofilme e fixação da biomassa. O meio suporte adotado é da marca Enviromex, fabricado em PEAD (polietileno de alta densidade), com densidade de $0,96 \text{ g/cm}^3$ e área específica de $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (Tabela 5). A Figura 17 exhibe a mídia em questão e a Tabela 6 detalha o percentual de preenchimento de cada tanque com as mídias.

Tabela 5 – Características do meio suporte (mídias) utilizado no sistema MBBR

Parâmetro	Valor	Unidade
Forma	cilíndrica	-
Cor	branca	-
Diâmetro. externo	26	mm
Diâmetro intermediário	15	mm
Área específica	500	m^2/m^3

Figura 17 — Meio suporte da marca Enviromex utilizado para enchimento dos tanques do MBBR



Fonte: A autora, 2017.

Tabela 6 — Percentual de preenchimento dos tanques do MBBR com meio suporte

Tanques	Preenchimento (%)
Cx acumuladora	-
Anaeróbio	5
Anóxico 1	5
Aeróbio	50
Anóxico 2	5
Sedimentador	-

2.3 Coleta e análise das amostras

As coletas simples foram realizadas eventualmente, entre os meses de setembro de 2017 e agosto de 2018. A planta piloto dispõe de válvulas com torneiras na entrada e saída de cada reator, totalizando 6 pontos amostrais, possibilitando assim a coleta em todas as etapas do sistema de tratamento. Por ponto amostral foram coletados, semanalmente, 2,3 L de efluente, acondicionados em 2 frascos de plástico de 1 L cada e 1 frasco de vidro âmbar de 300 mL. Os 18

frascos eram então armazenados num isopor com gelo e imediatamente transportados para análise.

As amostras foram mantidas e preservadas sob refrigeração (<10 °C) até que fossem analisados os parâmetros físico-químicos seguindo os períodos máximos permitidos conforme o Manual de coleta e preservação de amostra da ANA (2011).

A Tabela 7 indica as datas em que foram realizadas as coletas ao longo das 3 fases da aclimatação e sintetiza as informações acerca das vazões afluentes, tempos de detenção, se houve ou não adição de lodo e recirculação.

Tabela 7 — Diferentes fases ou etapas (3) de partida (aclimatação) do MBBR desde o início de operação

Fases do experimento	Data da coleta	Vazão (l/min)	Tempo de Detenção (h)	Inóculo ¹	Recirculação
Fase 1	20/09/2017	0,5	12	-	-
	27/09/2017			-	-
	03/10/2017			-	-
	10/10/2017			-	-
	26/10/2017			-	-
	01/11/2017	0,2	24	-	-
	09/11/2017			-	-
	14/11/2017			-	-
	22/11/2017			-	A
	29/11/2017			-	A
	13/12/2017	-	A		
25/01/2018	-	A			
Fase 2	12/03/2018	0,07	95	Lodo	A
	19/03/2018	0,14	48	Lodo	A
	26/03/2018	0,28	24	Lodo	A
	03/04/2018	0,56	12	Lodo	A e B
	09/04/2018	1	7	Lodo	A e B
	16/04/2018	1	7	Lodo	A e B
Fase 3	01/08/2018	1	7	-	C e D
	10/08/2018	1	7	-	C e D

¹ Lodo proveniente do tanque de lodo ativado da ETE Alegria;

A Recirculação 50% do reator aeróbio para o reator anóxico 1;

B Recirculação 50% do tanque de sedimentação para o reator anóxico 1.

C Recirculação 50% do sedimentador final para o reator aneróbio.

D Recirculação 50% do sedimentador primário para o reator anóxico 1.

2.3.1 Parâmetros monitorados

Para caracterização do efluente bruto, bem como o monitoramento de todas as etapas do sistema e a saída do efluente, com relação à eficiência da remoção de matéria orgânica e desenvolvimento de biofilme, foram realizadas diferentes metodologias e equipamentos.

No momento da coleta, os parâmetros físico-químicos Temperatura, pH, potencial Oxirredução, Condutividade, Turbidez e Oxigênio Dissolvido foram obtidos, por meio de sondas.

O Laboratório de Biorremediação Fitotecnologias e Inovação no Tratamento de Água e Efluentes-LABIFI, do Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente-DESMA da UERJ foi responsável pelas análises de DQO, amônia, série sólidos (Sedimentáveis, Totais, Totais Fixos, Totais Voláteis). O Laboratório da Estação de Tratamento de Esgotos de Alegria-CEDAE, pelas análises de DBO, análises microbiológicas e sólidos aderidos às peças.

Cabe ressaltar que nem todas as análises foram válidas nesta fase de aclimação e o programa de monitoramento propriamente dito será iniciado após a conclusão desta dissertação. A Tabela 8 apresenta os parâmetros e o método de análise utilizados.

Tabela 8 - Parâmetros físico-químicos e metodologias utilizadas na análise de esgotos

Parâmetro físico-químico	Método de análise
Temperatura	Sonda multiparâmetro – Termostato
pH	Sonda Multiparâmetro – Eletrodo de vidro
Condutividade elétrica	Sonda Multiparâmetro – Eletrodo 4 AC
Turbidez	Sonda Multiparâmetro – Sensor de LED
Potencial de Oxirredução - ORP	Sonda Multiparâmetro – Eletrodo de platina
OD	Sonda para OD – Luminescência
DQO	<i>Standard Methods</i> – Protocolo nº5220 – APHA (2017)
Amônia	Método Fenol
Sólidos Sedimentáveis	<i>Standard Methods</i> – Protocolo nº2540F - Cone inhoff – APHA (2017)
Sólido Total	<i>Standard Method</i> – Protocolo nº 2540 – APHA (2017)
Sólido Total Fixo	<i>Standard Method</i> – Protocolo nº 2540 – APHA (2017)
Sólido Total Volátil	<i>Standard Method</i> – Protocolo nº 2540 – APHA (2017)
TDS	Sonda Multiparâmetro – fator condutividade
Sólidos Suspensos	<i>Standard Methods</i> – Protocolo nº2540D – APHA (2017)
Sólido Suspenso Fixo	<i>Standard Method</i> – Protocolo nº 2540 – APHA (2017)
Sólido Suspenso Volátil	<i>Standard Method</i> – Protocolo nº 2540 – APHA (2017)
Biomassa aderida	Metodologia própria – Extração por ultrassom e agitação mecânica, seguidos por análise de sólidos e lavagem química das peças

2.3.1.1 Temperatura, pH, ORP, Condutividade, Turbidez e TDS

Os valores de temperatura do efluente, pH, potencial de oxirredução (ORP), condutividade elétrica, turbidez e sólidos dissolvidos totais (TDS) foram obtidos utilizando a sonda multiparâmetro, modelo U52/2, da marca HORIBA. A sonda, previamente calibrada em cada campanha, era imersa no efluente de cada reator e

submetida a movimento ascendente e descendente contínuo, conforme indicado no manual, até a estabilização dos parâmetros apresentados no display, para leitura e o registro dos dados.

2.3.1.2 Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido foi medido pelo método luminescência, em cada unidade de tratamento e com auxílio da sonda modelo HQ30d, da marca HACH.

2.4 Período de aclimação do sistema

O funcionamento do sistema piloto teve início em setembro de 2017. Durante 8 meses, foram avaliados dois períodos de aclimação sob regimes diferentes.

A primeira fase foi realizada no período entre os meses de setembro de 2017 e janeiro de 2018 e com 12 campanhas amostrais a fim de realizar a caracterização da evolução do *startup* do sistema. Nesta fase, o sistema foi submetido a dois regimes de vazão, variando de 0,5 L/min a 0,2 L/min (Setembro a Novembro/17). Além disso, 50% dos tanques estavam preenchidos com meio suporte.

Na segunda fase, realizada nos meses março e abril de 2018, apenas o tanque aerado permaneceu com 50% de preenchimento com meio suporte, enquanto os demais tanques tiveram seu preenchimento reduzido para 5%. Essa etapa, teve como base a evolução do tempo de retenção, que variou de 24 horas até 1 hora, em 5 semanas, relacionado com a progressão da vazão de 0,07 L/min para 1 L/min. Para o monitoramento dessa evolução foram realizadas 5 campanhas amostrais. A Tabela 9 descreve o funcionamento deste regime, considerando a variação do tempo de detenção no reator aeróbio.

Para acelerar o processo de formação de biofilme pelos microrganismos, no meio suporte, optou-se por utilizar inóculo de lodo nesta fase de partida do sistema. O lodo utilizado foi proveniente do tanque de aeração da Estação de Tratamento de Esgoto Alegria. Assim, semanalmente, após a realização da coleta, 10 litros de lodo eram despejados no reator aerado.

Tabela 9 - Regime de funcionamento do reator durante a aclimatação do MBBR

Semana	Vazão (l/min)	Tempo de Detenção (h)	Inóculo ¹	Recirculação
1	0,07	95	Lodo	A
2	0,14	48	Lodo	A
3	0,28	24	Lodo	A
4	0,56	12	Lodo	A e B
5	1	7	Lodo	A e B
6	1	7	Lodo	A e B

¹ Lodo proveniente do tanque de lodo ativado da ETE Alegria;

A: Recirculação 50% do reator aeróbio para o reator anóxico 1;

B: Recirculação 50% do tanque de sedimentação para o reator anóxico 1.

Outro diferencial dessa fase foi a inclusão das recirculações do lodo no sistema. A recirculação A que leva oxigênio dissolvido do tanque aeróbio ao tanque anóxico 1 e a recirculação B, que leva o lodo acumulado no último tanque do sistema até o anóxico 1.

2.4.1 Alterações no sistema durante a fase de aclimatação

Ao longo do período e, com base nas análises das amostras coletadas, observação periódica e operação do sistema, foram realizados ajustes e substituições de equipamentos, tais como: (i) substituição dos misturadores de hélices de PVC por misturadores com hélice espiral acoplada ao eixo proporcional ao tamanho do tanque; (ii) desentupimentos da tubulação e colocação de aparador na extremidade das tubulações para evitar a passagem de mídias; (iii) reparo e, posteriormente, compra de um novo compressor; (iv) alteração do *layout* do difusor com adição de mangueiras porosas para melhorar a oxigenação do sistema. A Figura 18 expõe algumas dessas alterações.

A partir desse conjunto de medidas foi observada uma formação mais espessa de biomassa aderida aos meios-suporte.

Figura 18 — Alterações realizadas no sistema MBBR



(a)



(b)



(c)



(d)

Legenda: (a) À esquerda vê-se o misturador de hélices construídas em PVC. À direita está o misturador em espiral; (b) Barreira para impedir a passagem de mídias pela tubulação; (c) Nova configuração do difusor; (d) Tanque de sedimentação.

Durante a terceira fase de aclimação, a estrutura do sistema foi novamente modificada. Devido à falta de espaço, o projeto original que seguia a configuração Bardenpho precisou ser adaptado, e o último tanque que corresponderia à re-

aeração passou a ser usado como sedimentador final. Por não ter o fundo com ângulo apropriado para que o lodo precipitasse até o ponto de sucção da recirculação, neste sedimentador adaptado ocorreu acúmulo e flotação de lodo, possivelmente por formação de gases resultantes de processo anaeróbio, demandando remoção periódica manual da parte flotada, fato este que contradiz o esperado em sistemas MBBR que tem como uma das principais características a produção de pouco lodo e de boa sedimentabilidade. Este problema foi solucionado por meio da substituição deste tanque por outro com angulação de 70 graus, garantindo assim que o lodo sempre deslize para o fundo do tanque, onde é devidamente sugado e recirculado. Somado a isto, foi incluído outro tanque de sedimentação após o reator aeróbio.

Por questões operacionais, os compressores e motores dos sistemas de mistura tiveram funcionamento intermitente ao longo dos 339 dias de operação, descaracterizando o princípio básico de um sistema MBBR (aeração contínua). Em consequência destes problemas a rotina de descarga de lodo dos reatores teve que ser intensificada devido à sua formação excessiva.

As barreiras colocadas para impedir a passagem das peças foram eficientes, ainda que a tubulação continuasse entupindo por acúmulo de lodo, o que foi corrigido através da substituição da tubulação original (20mm) por tubos de 40mm de diâmetro. A Figura 19 apresenta a planta piloto na fase de teste 3 da aclimatação, que é também a configuração atual do sistema.

Figura 19 — Planta piloto instalada na elevatória Amoroso Lima na Fase de Teste 3



Fonte: A autora, 2018.

2.4.2 Inspeção e manutenção durante aclimatação

O sistema foi inspecionado com frequência semanal, uma vez que estava sendo observado o comportamento de todos os equipamentos submetidos a um funcionamento de 24 h por dia. A inspeção do funcionamento geral do sistema consistia em verificar:

- Vazamentos dos tanques;
- Funcionamento dos compressores quanto à temperatura e ruído;
- Funcionamento das bombas quanto à vazão submetida e direção do fluxo;
- Funcionamento dos sistemas de mistura;
- Vazões das recirculações do lodo;
- Nível de efluente de todos os tanques e da caixa acumuladora;

- Vazão da saída de efluente de cada tanque quanto à possível obstrução da tubulação;
- Aparência do lodo no tanque no tanque de sedimentação;
- Intensidade da agitação das peças no tanque de aeração.

Todos esses itens eram também verificados um dia antes da coleta, ou conforme demanda. Quanto à manutenção do sistema, foram realizadas:

- Substituições periódicas das mangueiras das bombas peristálticas;
- Substituições periódicas do diafragma dos compressores a cada 6 meses;
- Desentupimento dos furos dos tubos de PVC do sistema de cortina de ar;
- Limpeza das mangueiras flexíveis do sistema de cortina de ar através ultrassom;
- Desobstrução da tubulação a cada 3 meses;
- Remoção manual do lodo em suspensão no tanque de sedimentação;
- Reparos nos motores do sistema de mistura.

2.5 Análise dos dados

O índice de eficiência do tratamento de esgoto nas diferentes etapas foi determinado utilizando a Equação 5.

$$\text{Eficiência} = ((\text{entrada-saída}) / \text{entrada}) * 100 \quad (5)$$

Onde:

Eficiência = eficiência do tratamento para determinado parâmetro (%);

Entrada = concentração média de um parâmetro físico-químico do esgoto bruto;

Saída = concentração médio de um determinado parâmetro físico-químico do esgoto, após passar pelo módulo de tratamento em questão.

Os dados gerados nos ensaios para determinação de sólidos aderidos à mídia foram tratados estatisticamente nos programas *Statistica e Minitab*.

2.6 Avaliação de dois métodos de extração de biomassa aderida para quantificação

Desenho experimental

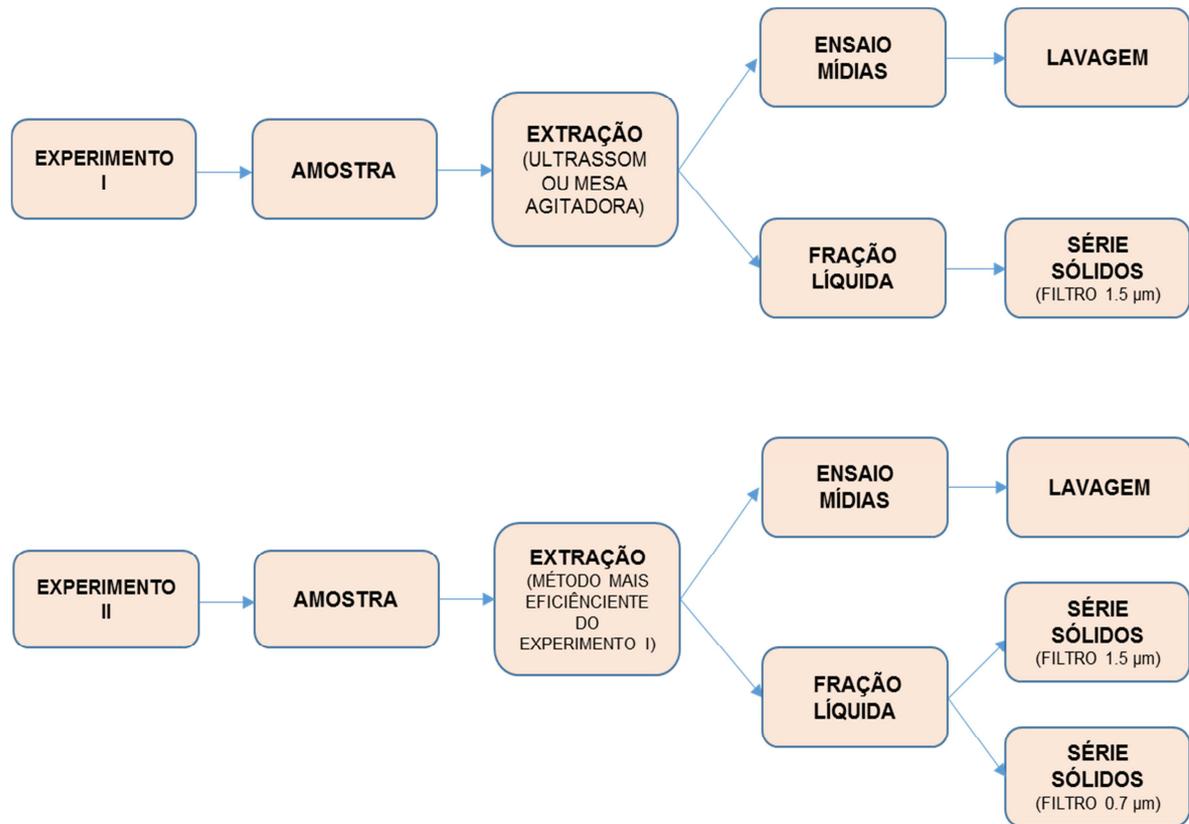
O planejamento experimental foi realizado por meio de desenho experimental fatorial (*Design of Experiments* - DoE) (RODRIGUES E LEMMA, 2005), utilizando o *software* Statistica, para o tratamento dos dados gerados e produção dos gráficos. Foi realizado o teste de comparação entre medianas (*Man-Whitney*) com os resultados dos Blocos 1 e 2 do Experimento I (ultrassom x agitação mecânica) e dos Blocos 1 e 2 do Experimento II (filtro 0,7 e 1,5 μm).

2.6.1 Método de extração dos sólidos (biofilme) aderidos ao meio-suporte

Para ambos os experimentos, as mídias foram coletadas do reator aerado que integra o MBBR e submetidas ao método de extração em questão, com o material extraído analisado com relação aos sólidos aderidos e em suspensão. Um fluxograma com as principais etapas de cada experimento (I e II) pode ser observado na Figura 20.

Os sólidos aderidos às mídias ou meio-suporte foram quantificados através de metodologia própria desenvolvida para identificação do método mais eficiente de extração entre duas técnicas utilizadas. Foram realizados dois experimentos (I e II) conduzidos de forma sequencial, uma vez que a execução do Experimento II se baseou nos resultados do Experimento I.

Figura 20 — Fluxograma ilustrando as etapas e equipamentos utilizados no ensaio de extração e quantificação de biofilme das mídias do reator aerado do MBBR



Fonte: A autora, 2018.

2.6.1.1 Obtenção e acondicionamento das mídias

Para a realização do experimento I, um total de 84 mídias foram coletadas de forma aleatória, do reator aerado com auxílio de uma pinça e distribuídas em 14 frascos de 500 mL cada (6 mídias por frasco). Os frascos foram previamente preenchidos com água destilada em volumes variados (4 frascos com 100 mL, 6 com 250 mL e 4 com 400 mL). Já para a realização do experimento II, um total de 54 mídias foram coletadas de forma aleatória, do reator aerado com auxílio de uma pinça e distribuídas em 9 frascos de 500 mL cada (6 mídias por frasco). Os frascos foram previamente preenchidos com água destilada em volumes variados (2 frascos com 100 mL, 5 com 250 mL e 2 com 400 mL).

As amostras foram armazenadas num isopor com gelo para resfriamento até o momento da realização dos experimentos. A Tabela 10 apresenta o total de amostras e mídias coletadas por experimento.

Tabela 10 — Total de amostras e médias coletadas por experimento (I ou II) utilizadas no ensaio de extração e quantificação de biofilme das médias do reator aerado do MBBR

Experimento	I	II
Quantidade de amostras	14	9
Quantidade de médias por amostras	6	6
Total de médias	84	54

O Experimento I teve como principal objetivo comparar a eficiência de dois métodos de extração (Ultrassom *versus* Agitação Mecânica), sendo que no Experimento I, dois blocos de ensaios foram realizados, a saber: Bloco 1 – Ultrassom e Bloco 2 – Agitação Mecânica, em função do tempo e volume.

O Experimento II investigou a eficiência entre tempos e volumes diferentes de tratamento para o método mais eficiente definido com base no Experimento I. Este experimento comparou ainda os resultados dos ensaios de sólidos utilizando filtros com diferentes malhas, a saber: Bloco 1 – Filtro 0,7 µm e Bloco 2 – Filtro 1,5 µm.

2.6.2 Experimento I: Ultrassom versus Agitação Mecânica

Para o Experimento I, foram coletadas 14 amostras, das quais 7 identificadas de A a G, compreendidas no Bloco 1, foram submetidas a extração por ultrassom e as amostras de H a N, pertencentes ao Bloco 2, foram agitadas mecanicamente. O planejamento experimental fatorial consistiu em duas variáveis independentes (tempo e volume) com 3 níveis cada, sendo realizada triplicata no ponto central (Tabela 11).

Tabela 11 — Experimento I: Matriz do planejamento fatorial utilizada no experimento I com 2 Blocos

Bloco 1 Ultrassom 24°C	Bloco 2 Ag. Mecânica 24°C	Níveis (-1, 0, +1)	Variáveis	
Ensaio	Ensaio		Tempo (Min)	Volume de H ₂ O (mL)
A	H	(-1, -1)	15	100
B	I	(+1, -1)	60	100
C	J	(-1, +1)	15	400
D	K	(+1, +1)	60	400
E	L	(0, 0)	37,5	250
F	M	(0, 0)	37,5	250
G	N	(0, 0)	37,5	250

No Bloco 1 foi utilizado o banho em ultrassom (Figura 21a) marca Unique, modelo UltraCleaner 1400A, que atinge uma frequência ultrassônica de 40kHz, à temperatura de 24°C. Os frascos também foram agitados manualmente por 3 segundos, em 3 ocasiões ao longo do período do tempo de extração, da seguinte forma: o frasco que permaneceu no ultrassom por 15 min foi retirado aos 5 e 10 min do banho de ultrassom para agitação manual e depois recolocado no ultrassom. Ao término dos 15 min no ultrassom o frasco foi agitado mais uma última vez por 3 seg. O mesmo ocorreu para os tempos de exposição de 37,5 min, que foi agitado aos 5 e aos 16 min e ao término do ensaio. Para o tempo de exposição de 60 min os frascos foram agitados aos 20 e 40 min de agitação, assim como ao término do ensaio.

No Bloco 2, os frascos foram posicionados na mesa agitadora, seguindo os mesmos tempos de exposição (Tabela 11). Foi utilizada uma mesa agitadora (Figura 21b) marca Ethik Technology, modelo 109-1, à 200 RPM em movimento orbital. A temperatura medida ao final da extração foi de 24°C.

Figura 21— Equipamentos utilizados no ensaio de extração de biofilme de mídias do reator aerado do MBBR



(a)



(b)

Legenda: (a) Ultrassom; (b) Agitador Mecânico

Fonte: A autora, 2018.

Após a extração por ultrassom e por agitação mecânica, as mídias foram retiradas e colocadas em um segundo frasco para análise posterior. A fração líquida de cada amostra foi analisada com relação aos sólidos suspensos totais (SST), seguindo a metodologia 2540A, D e E (APHA, 2017) e com as mídias foi realizado o procedimento de extração química com hidróxido de sódio (1 M) para remoção do biofilme remanescente, conforme rotina própria, desenvolvida para o presente estudo.

Manuseio das mídias: As mídias contidas em cada frasco, após extração do biofilme foram colocadas num prato de alumínio (Figura 22a), e levadas à estufa (103-105°C), onde permaneceram por 24 h (Figura 22b).

Após esse tempo, as mídias foram colocadas no dessecador para resfriamento por um período de 60 min, como ilustrado na Figura 23a. Em seguida, foi realizada a pesagem das mídias em balança analítica, por grupos (Figura 23b). Esse peso foi considerado como massa das mídias após extração (MMext).

Figura 22 — Preparo das mídias coletadas do reator aerado MBBR e submetidas a extração por ultrassom ou agitação mecânica, para quantificação dos sólidos aderidos às mídias



Legenda: (a) Conjunto formado por grupo de 6 mídias; (b) Conjuntos de mídias colocadas em estufa.
Fonte: A autora, 2018.

Figura 23 — Preparo das mídias coletadas do reator aerado MBBR e submetidas a extração por ultrassom ou agitação mecânica, para realização quantificação dos sólidos aderidos às mídias



Legenda: (a) Conjunto de mídias no dessecador; (b) Pesagem de conjunto formado por grupo de 6 mídias.
Fonte: A autora, 2018.

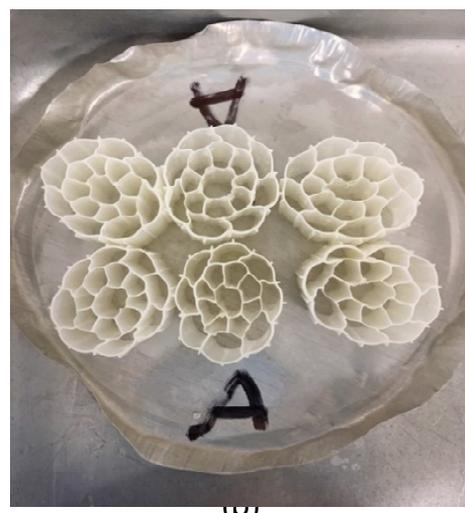
Feito isto, as mídias foram colocadas, novamente por grupos, em frascos de vidro Erlenmeyer de 250 mL. Um volume de 100 mL da solução hidróxido de sódio

(1 M) foi adicionado ao Erlenmeyer. Estes foram posicionados numa chapa aquecedora da marca Quimis, modelo Q313A, por 30 min (Figura 24a). Nos 15 primeiros minutos, a temperatura ajustada no equipamento foi de 300°C reduzida para 150°C nos últimos 15 min. Ao longo de todo período os Erlenmeyers foram homogeneizados por 3 vezes aos 10, 20 e 30 minutos. Ao término desses 30 min, aguardou-se o resfriamento e então o líquido foi retirado, restando apenas as mídias dentro do Erlenmeyer.

As mídias foram lavadas em duas etapas. A primeira etapa consistiu da lavagem com água corrente, que foi adicionada até o cobrimento das mídias e agitadas por 5 seg. Essa etapa foi repetida 10 vezes para cada Erlenmeyer. Já a segunda etapa consistiu da lavagem com água destilada, que também foi adicionada até o cobrimento das mídias e agitadas por 5 seg. Essa etapa foi repetida 3 vezes para cada Erlenmeyer.

Passada essa etapa de lavagem, as mídias foram retiradas dos Erlenmeyers e colocadas, por grupos, em pratos de alumínio, como pode ser visto na Figura 24b e foram levadas a estufa por mais 24 h.

Figura 24 — Mídias coletadas do reator aerado MBBR e submetidas a extração por ultrassom ou agitação mecânica, durante ensaio de extração química para posterior pesagem e quantificação dos sólidos aderidos às mídias



Legenda: (a) Conjuntos de mídias em solução de hidróxido de sódio na chapa aquecedora; (b) Conjuntos A formado por grupo de 6 mídias após extração química.

Fonte: A autora, 2018.

Após 24 h, cada grupo de mídias foi novamente pesado, para aferição do peso das mídias sem o biofilme remanescente. Esse peso foi denominado por massa das mídias após lavagem (MM_{lav}). A massa de sólidos aderida às mídias (MA_m), mesmo após extração, foi calculada pela diferença do peso inicial por esse peso após lavagem (Equação 6).

$$MA_m = MM_{ext} - MM_{lav} \quad (6)$$

Onde,

MA_m = massa de sólidos aderida às mídias;

MM_{ext} = massa das mídias após extração;

MM_{lav} = massa das mídias após lavagem.

Fração líquida: A fração líquida contida nos frascos foi analisada para a determinação de sólidos suspensos totais (SST) da biomassa não aderida às mídias, seguindo a metodologia 2540A, D e E (APHA, 2017). Para tanto, cada amostra foi colocada num Becker e homogeneizada, com auxílio de um mixer, por 60 seg. Em seguida, uma alíquota de cada frasco foi filtrada. O filtro utilizado neste trabalho foi da marca Sartorius, modelo MG 550-HA, de 0,30 mm de espessura, 47 mm de diâmetro, porosidade 1,5 μ m, peso de 65 g/m², fabricado em fibra de vidro. Antes da realização do ensaio, os filtros foram previamente preparados, por meio de pesagem em balança analítica e identificação por numeração. O ensaio foi realizado em duplicata, gerando dois filtros por frasco e foram colocadas em pratos de alumínio após filtração.

Ao término das filtrações, os filtros foram colocados em estufa numa faixa de temperatura de 103-105°C por 1 h. Após esse tempo, os filtros foram retirados da estufa e colocados no dessecador por 1 h para seu resfriamento. Em seguida, foram individualmente pesados e colocados novamente na estufa por 1 h. Depois desse tempo, mais uma vez foram colocados no dessecador por 1 h e, em seguida, foram pesados.

A porção que ficou retida no filtro e seca até peso constante é considerada sólido em suspensão total e a porção que passou através do filtro é chamada de sólidos dissolvidos.

O filtro com o resíduo seco foi levado à mufla por 15 min para ignição à $550 \pm 50^\circ\text{C}$. Os filtros foram retirados da mufla e colocados no dessecador por 1 h para seu resfriamento. Em seguida, foram individualmente pesados e colocados novamente na mufla por mais 15 min. Depois desse tempo, mais uma vez foram colocados no dessecador por 1 h e, em seguida, foram pesados.

Os sólidos remanescentes representam os sólidos em suspensão fixos (SSF) enquanto a massa perdida na ignição representa os sólidos em suspensão voláteis (SSV).

Para este trabalho será considerado como sólidos totais aderidos às mídias ($STAm$) o resultado da análise de SST convertido para o volume de frasco de onde foi extraída alíquota mais o somatório da massa que ficou aderida à mídia após o processo de extração (Equação 7).

$$STAm = MA_m + SST \quad (7)$$

Onde,

$STAm$ = sólidos totais aderidos às mídias;

MA_m = massa de sólidos aderida às mídias;

SST = massa de sólidos.

A eficiência de extração será considerada como a massa de sólidos extraído (SST) dividida pelo resultado dos sólidos totais aderidos à mídia (Equação 8).

$$E_{ext} = \frac{SST}{SST + STAm} \quad (8)$$

Onde,

E_{ext} = eficiência de extração;

SST = massa de sólidos;

$STAm$ = sólidos totais aderidos à mídia.

2.6.3 Experimento II: Avaliação de dois filtros com diferentes malhas e efeito do tempo de exposição ao ultrassom e volume

Para o Experimento II, foram coletadas 18 amostras, das quais 9 identificadas de A a I, compreenderam o Bloco 1 e as outras 9, identificadas de J a R, formaram o

Bloco 2. Todas as amostras foram submetidas à extração com uso do melhor método identificado no Experimento I (ultrassom). De forma resumida, o planejamento experimental fatorial consistiu em duas variáveis independentes (tempo e volume) com 3 níveis cada, sendo realizada quintuplicata no ponto central (Tabela 12), tendo em vista a constatação de que houve uma flutuação considerável nas triplicatas do ponto central no Experimento I, com necessidade de descarte de outlier.

A extração foi realizada com o mesmo equipamento utilizado no Experimento I porém com tempos de exposição diferentes, ampliando a faixa (15, 37,6 e 60 min) para um alcance maior (5, 47,5 e 90 min).

Após a extração, o mesmo procedimento para análise com as mídias e fração líquida foi aplicada, exceto pelo fato de que neste Experimento II, para quantificação dos sólidos, a fração líquida foi filtrada em dois filtros de diferentes malhas (0,7 no Bloco 1 e 1,5 μm no Bloco 2).

Os cálculos para identificação da massa de sólidos aderida às mídias, sólidos totais aderidos às mídias e da eficiência também foram realizados conforme explicado no Experimento I (item 2.6.2).

Tabela 12 — Experimento II: Matriz do planejamento fatorial utilizada no experimento II com 2 Blocos

Bloco 1	Bloco 2	Variáveis		
Ensaio c/ filtro 0,7 μm	Ensaio c/ filtro 1,5 μm	Níveis das variáveis	Tempo (min)	Volume (mL)
A	J	(-1, -1)	5	100
B	K	(+1, -1)	90	100
C	L	(-1, +1)	5	400
D	M	(+1, +1)	90	400
E	N	(0, 0)	47,5	250
F	O	(0, 0)	47,5	250
G	O	(0, 0)	47,5	250
H	Q	(0, 0)	47,5	250
I	R	(0, 0)	47,5	250

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A atividade de operar um sistema experimental de tratamento de esgoto predominantemente por processos biológicos desde sua partida vai além da avaliação de parâmetros físico-químicos de entrada e saída do efluente. Ao longo de todo o período foram necessárias diversas inspeções, serviços de manutenção, compra e substituição de materiais e equipamentos.

Durante a 1ª fase de aclimação (Fase 1: 20/09/17 a 25/01/18) ocorreram problemas que comprometeram significativamente a atividade da comunidade microbiana residente, como por exemplo, a paralisação do compressor do reator de aeração e eventuais quedas de energia e desligamento das bombas. Apesar disso, esse período foi importante para entender a característica do esgoto bruto a ser tratado pelo sistema, planejar e realizar alterações para o melhoramento do funcionamento e operação do sistema. Isto posto, optou-se por acompanhar e discutir aqui apenas os resultados da 2ª fase de aclimação do sistema (Fase 2: 12/03/18 a 16/04/18).

3.1 Caracterização do efluente inicial

Devido à dificuldade de acesso ao poço para obtenção do esgoto bruto, optou-se por considerar o efluente coletado após a caixa acumuladora como efluente a ser tratado pelo sistema. A Tabela 13 consolida os resultados obtidos nas análises de 15 amostras coletadas, ao longo do período de aclimação, para a caracterização do efluente inicial, coletado após a caixa acumuladora.

Tabela 13 — Caracterização físico-química do efluente inicial a ser tratado pelo sistema MBBR

PARÂMETRO ANALISADO	UNIDADE	MÉDIA	MÍNIMO	MÁXIMO
Temperatura	°C	26,96	24,49	29,36
pH		7,00	6,16	7,73
Condutividade	mS/cm	0,97	0,75	1,20
Turbidez	NTU	91,93	17,50	234,00
ORP	mV	-283,77	-349,00	-190,00
Oxigênio Dissolvido	mg/L	0,74	0,17	1,51
DQO	mg/L	409,25	187,25	637,25
DQO solúvel	mg/L	294,65	174,75	383,75
Amônia	mg/L	79,12	35,06	137,03
Sólidos Sedimentáveis	mg/L	0,98	0,00	7,00
Sólidos Totais	mg/L	16,37	0,02	27,25
Sólidos Totais Fixos	mg/L	9,24	2,65	20,00
Sólidos Totais Voláteis	mg/L	7,91	4,15	13,60
TDS	g/L	0,62	0,48	0,77
Sólidos Suspensos	mg/L	11,04	0,00	15,35
Sólidos Suspensos Fixos	mg/L	3,16	0,95	6,45
Sólidos Suspensos Voláteis	mg/L	9,42	4,80	13,60

3.2 Comparação com as remoções usualmente encontradas na literatura

Verificou-se, com base Tabela 14, que os parâmetros temperatura e amônia apresentaram valores acima da faixa esperada. A elevada temperatura pode ser justificada com base no clima quente do Rio, principalmente na Primavera e no Verão, período quando foram realizadas a maior parte das coletas. Já a amônia, o valor médio obtido durante os meses de coleta foi de 79,12 mg/L, ou seja, mais que o dobro do valor máximo da faixa típica, que varia entre 20 e 35 mg/L.

Uma outra forma de caracterizar os esgotos é apresentada na Tabela 15, que enquadra o esgoto em forte, médio ou fraco, dependendo do valor dos seus parâmetros (JORDÃO & PESSÔA, 2014).

Os baixos valores para teores de sólidos do esgoto estudado quando comparados com a literatura (Tabela 14) decorre do fato de que (i) a bomba que recalca o esgoto do poço da elevatória até o sistema, está instalada alguns metros acima do fundo, (ii) o bombeamento ocorrer só de 3 em 3 horas e (iii) o esgoto

permanecer no tanque de equalização, do qual é bombeado para o sistema a partir da superfície.

Tabela 14 — Comparação dos valores de caracterização do efluente a ser tratado pelo sistema piloto com valores típicos de esgoto obtidos na literatura

PARÂMETRO ANALISADO	UNIDADE	MÉDIA¹	FAIXA TÍPICA	VALOR TÍPICO
Temperatura	°C	26,96	20 - 25	23
pH		7,00	6,7 - 8	7
Condutividade	mS/cm	0,97	-	-
Turbidez	NTU	91,93	-	-
ORP	mV	-283,77	-	-
Oxigênio Dissolvido	mg/L	0,74	~0	~0
DQO	mg/L	409,25	200 - 800	400
DQO solúvel	mg/L	294,65	-	-
Amônia	mg/L	79,12	20 - 35	25
Sólidos Sedimentáveis	mg/L	0,98	10 - 20	15
Sólidos Totais	mg/L	16,37	700 - 1350	1100
Sólidos Totais Fixos	mg/L	9,24	-	-
Sólidos Totais Voláteis	mg/L	7,91	-	-
TDS	g/L	0,62	-	-
Sólidos Suspensos	mg/L	11,04	200 - 450	350
Sólidos Suspensos Fixos	mg/L	3,16	40 - 100	80
Sólidos Suspensos Voláteis	mg/L	9,42	165 - 350	320

¹ Média obtida neste trabalho.

Fonte: Adaptado de JORDÃO & PESSÔA (2014) e VON SPERLING (2012).

Tabela 15 — Classificação do efluente a ser tratado pelo sistema piloto MBBR

PARÂMETRO ANALISADO	UNIDADE	CLASSIFICAÇÃO DO ESGOTO
DQO	mg/L	Forte
Amônia	mg/L	Forte
Sólidos Sedimentáveis	mg/L	Fraco
Sólidos Totais	mg/L	Fraco
Sólidos Suspensos	mg/L	Fraco

Fonte: Adaptado de JORDÃO & PESSÔA (2014) e VON SPERLING (2012).

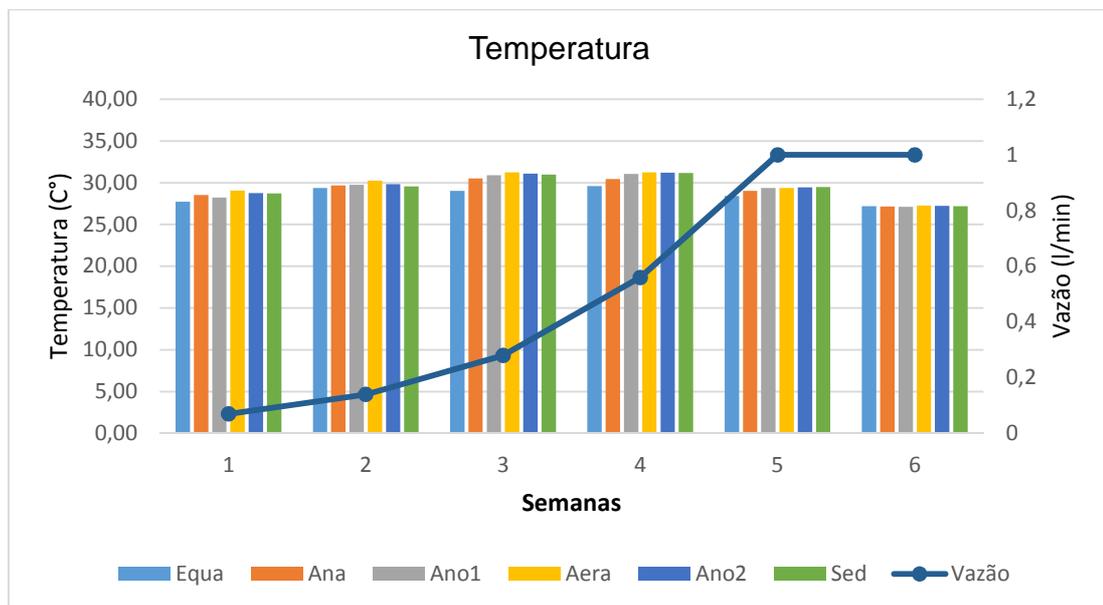
3.3 Avaliação dos parâmetros durante aclimação

A seguir serão apresentados gráficos da evolução dos parâmetros durante a segunda fase da aclimação. As alterações da vazão no período foram incluídas.

3.3.1 Temperatura

O sistema está situado em local abrigado e confinado, ou seja, protegido do sol, porém com pouca ventilação. Como pode ser visto na Figura 25, a temperatura, apesar de elevada, não apresentou grande variação permanecendo dentro da faixa de 27 a 31°C. O efluente de saída do sistema apresentou temperaturas inferiores a 40°C, atendendo assim o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 430/2011.

Figura 25 — Valores de temperatura nos diferentes tanques do MBBR (de 12/03 a 16/04/2018)



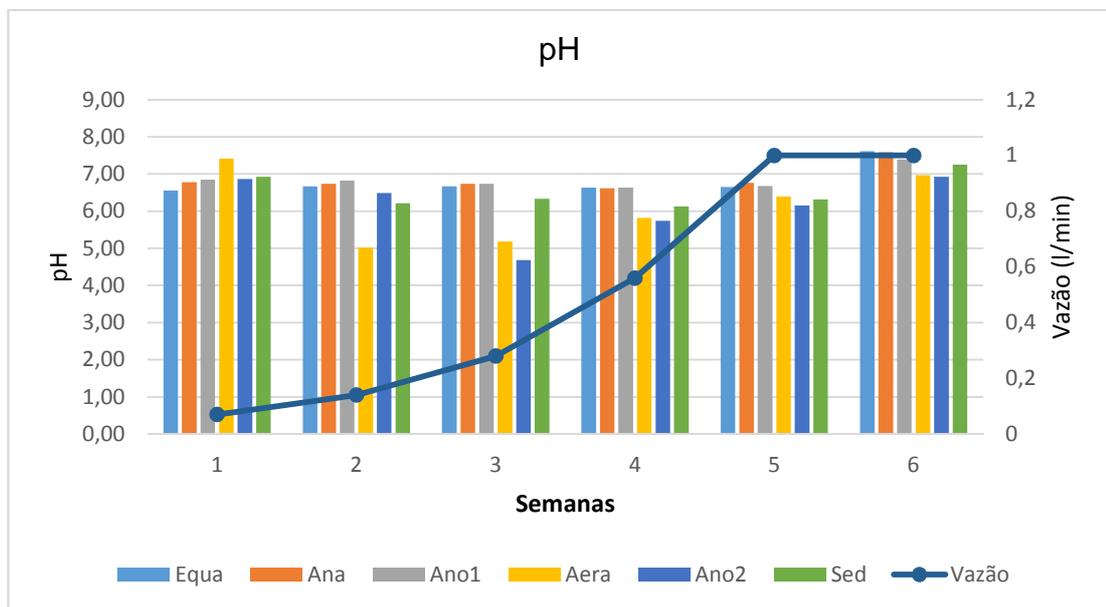
Legenda: Equa = Tanque de equalização; Ana = Reator anaeróbio; Ano1 = Reator anóxico 1; Aera = Aerado; Ano2 = Anóxico 2; Sed = Tanque de sedimentação.

3.3.2 pH

Os valores de pH estão apresentados na Figura 26. Os valores mínimos e máximos de pH na entrada e saída do efluente estão compreendidos na faixa de 6,13 a 7,61. Contudo, valores mais baixos no tanque de aeração foram observados

após o início da adição de lodo neste tanque, procedimento que ocorreu na 1ª semana da aclimação, após a coleta das amostras. Esse decaimento permaneceu no tanque seguinte (anóxico 2), voltando a subir no tanque de sedimentação. Segundo a Resolução CONAMA 430/2011, a faixa permitida para lançamento de efluente com relação a pH é de 5 a 9. Os valores de pH obtidos com a sonda no último tanque estão dentro desta faixa permitida pela legislação.

Figura 26 — Valores de pH nos diferentes tanques do MBBR (Período de 12/03 a 16/04/2018)

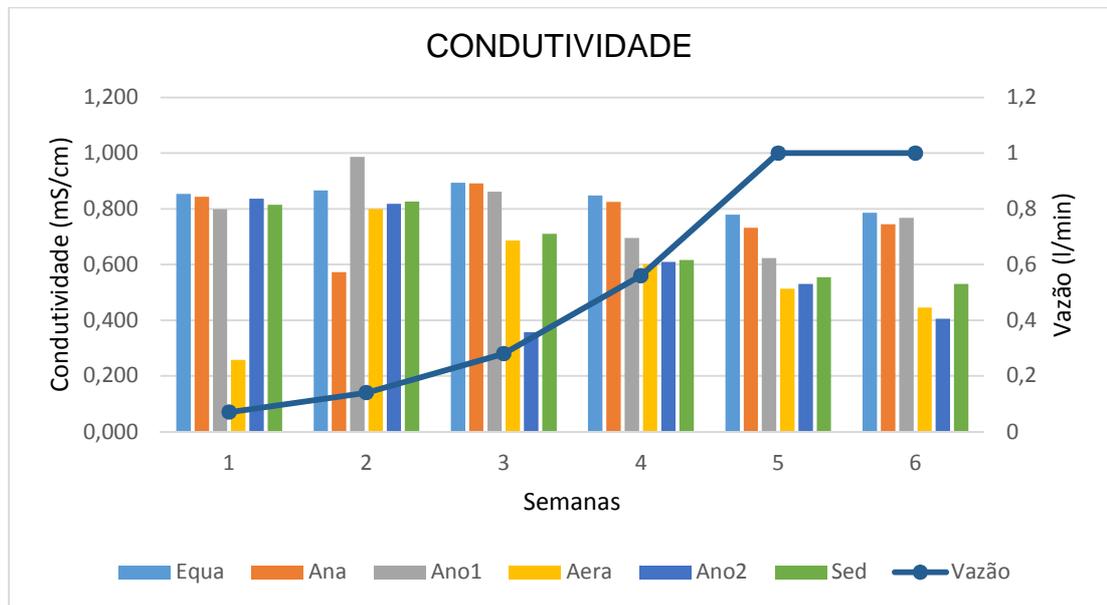


Legenda: Equa = Tanque de equalização; Ana = Reator anaeróbio; Ano1 = Reator anóxico 1; Aera = Aerado; Ano2 = Anóxico 2; Sed = Tanque de sedimentação.

3.3.3 Condutividade

O parâmetro condutividade indica a quantidade de sais presentes no efluente e, portanto, sua capacidade de conduzir eletricidade. Os valores obtidos para condutividade apresentaram variações na faixa de 0,258 a 0,986 mS/cm e estão apresentados na Figura 27.

Figura 27 — Valores de condutividade nos diferentes tanques do sistema MBBR (12/03 a 16/04/2018)

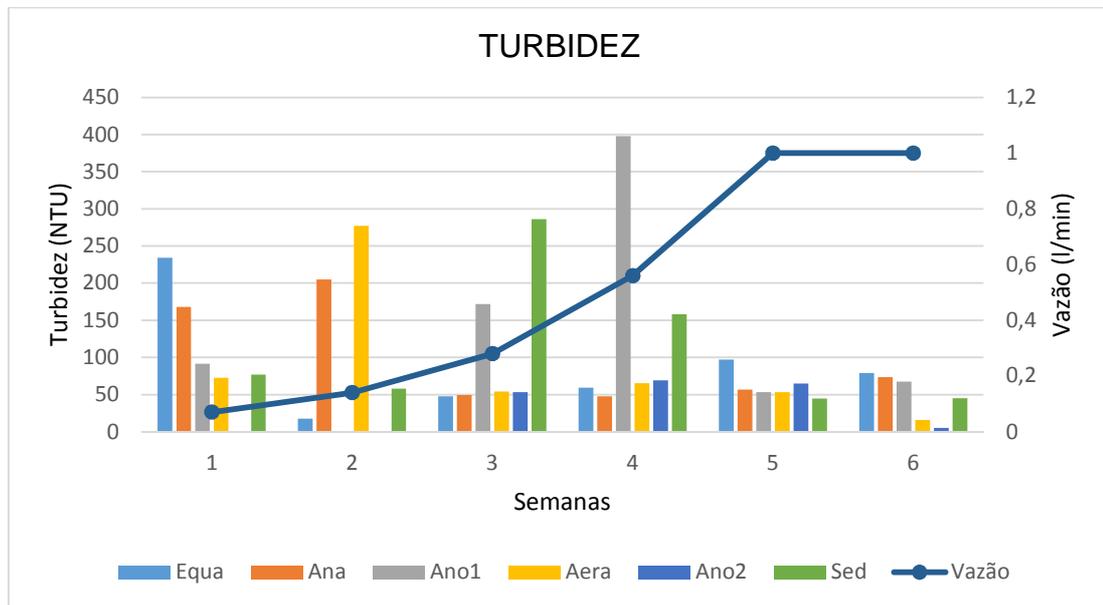


Legenda: Equa = Tanque de equalização; Ana = Reator anaeróbio; Ano1 = Reator anóxico 1; Aera = Aerado; Ano2 = Anóxico 2; Sed = Tanque de sedimentação.

3.3.4 Turbidez

A Figura 28 apresenta os valores de turbidez. Como pode ser observado, a turbidez no reator manteve-se abaixo de 200 UT durante quase todo o trajeto nos tanques, apresentando elevação no reator anóxico. Esse aumento pode ser explicado pelo acúmulo de sólidos em suspensão, provenientes tanto do reator que o antecede (anaeróbio) quanto pela recirculação do tanque do reator aerado.

Figura 28 — Valores de turbidez nos diferentes tanques do MBBR (Período de 12/03 a 16/04/2018)



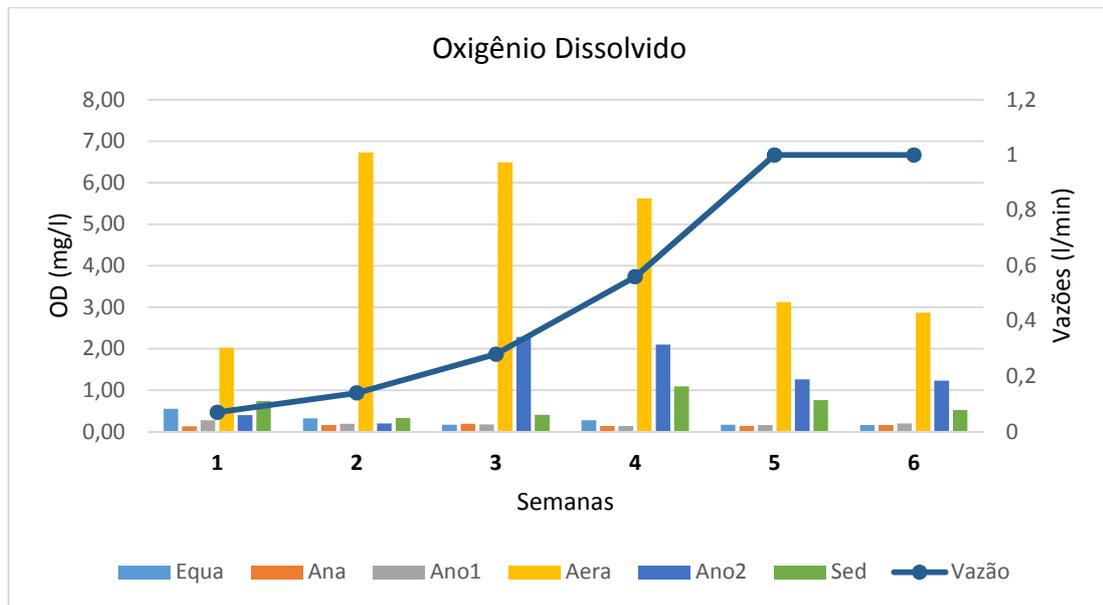
Legenda: Equa = Tanque de equalização; Ana = Reator anaeróbico; Ano1 = Reator anóxico 1; Aera = Aerado; Ano2 = Anóxico 2; Sed = Tanque de sedimentação.

3.3.5 Oxigênio Dissolvido (OD)

As concentrações de OD em mg/L estão apresentadas na Figura 29. Conforme esperado, a maior concentração de OD (6,73 mg/L) foi observada no reator aerado. Neste reator, as concentrações variaram de 2,02 a 6,73 mg/L. O reator subsequente - anóxico 2 - apresentou concentrações de OD superiores às esperadas para um ambiente anóxico. Possivelmente, os relativamente altos teores de OD foram decorrentes da transferência de OD do reator aerado que o antecede.

A concentração de OD na saída do sistema variou de 0,33 a 1,09 mg/L. A CONAMA nº 430 não determina um valor limite de descarte para a concentração de OD.

Figura 29 — Valores de OD nos diferentes tanques do MBBR (Período de 12/03 a 16/04/2018)

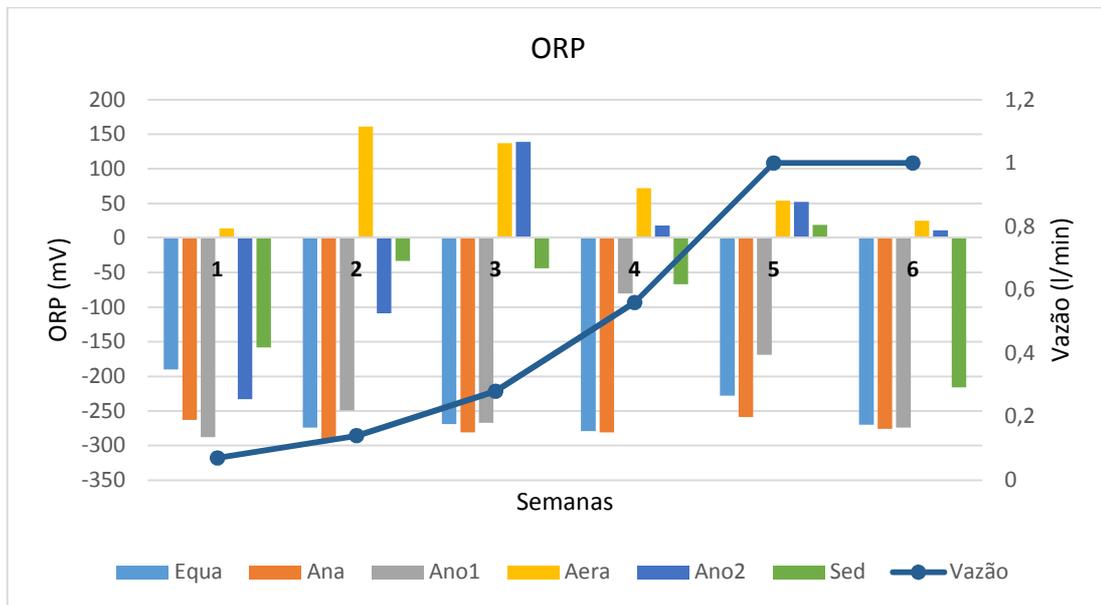


Legenda: Equa = Tanque de equalização; Ana = Reator anaeróbio; Ano1 = Reator anóxico 1; Aera = Aerado; Ano2 = Anóxico 2; Sed = Tanque de sedimentação.

3.3.6 Potencial oxi-redução (ORP)

Valores de ORP positivos indicam ambiente favorável ou propício aos processos aeróbios, ou seja, situação encontrada nos reatores aerado e anóxico 2 que apresentaram valores de oxigênio dissolvido >1 mg/L (Figura 30). Valores negativos indicam ambiente favorável aos processos anaeróbios, ou seja, situação encontrada nos reatores anaeróbio, anóxico 1 e sedimentador ($OD < 1,0$ mg/L).

Figura 30 — Valores de ORP nos diferentes tanques do MBBR (Período de 12/03 a 16/04/2018)

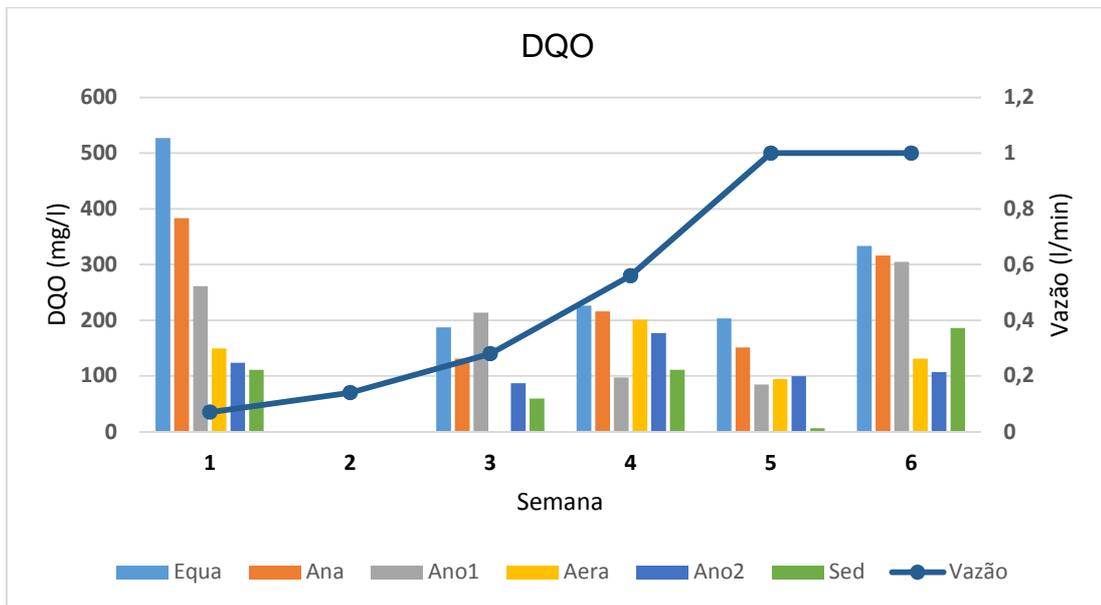


Legenda: Equa = Tanque de equalização; Ana = Reator anaeróbico; Ano1 = Reator anóxico 1; Aera = Aerado; Ano2 = Anóxico 2; Sed = Tanque de sedimentação.

3.3.7 DQO

O sistema apresentou boa capacidade de redução da demanda química de oxigênio (DQO), mesmo com o aumento da vazão de 0,07 para 1,0 L/min e adição semanal de 10 L de lodo no tanque aerado no período, tendo o sistema apresentado uma eficiência de redução da DQO que variou entre 44 – 97% (Figura 31). A média da DQO de entrada foi de 300 mg/L e a do efluente final foi de 94 mg/L com uma eficiência média de redução de 68% (Figura 31).

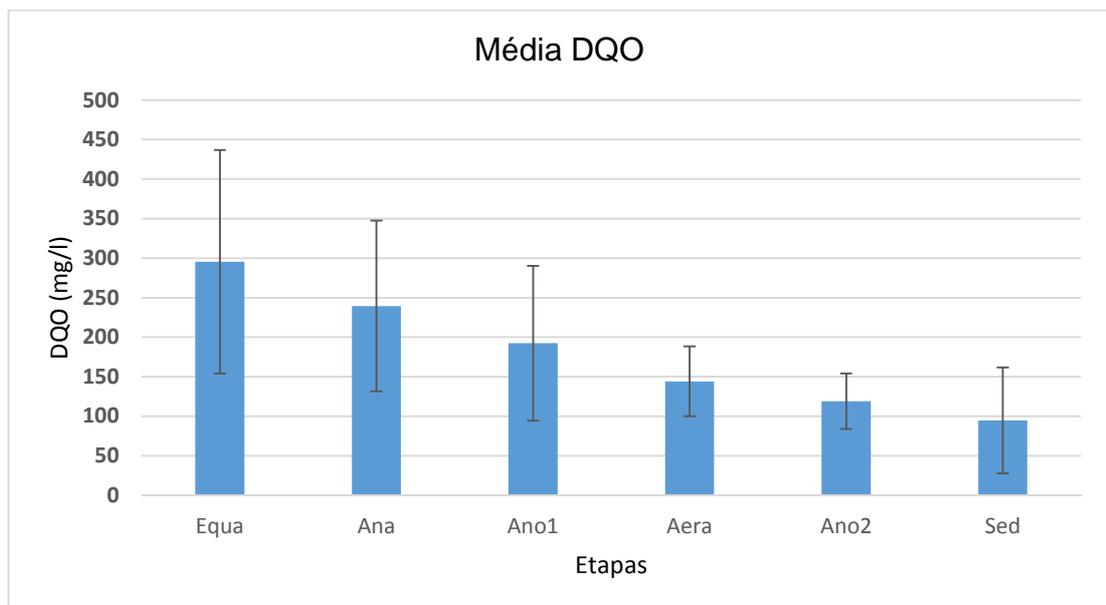
Figura 31 — Valores de DQO nos diferentes tanques do MBBR (Período de 12/03 a 16/04/2018)



Legenda: Equa = Tanque de equalização; Ana = Reator anaeróbio; Ano1 = Reator anóxico 1; Aera = Aerado; Ano2 = Anóxico 2; Sed = Tanque de sedimentação.

Nota Explicativa: A ausência de valores na semana 2 deve-se a falha analítica.

Figura 32 — Valores médios de DQO durante as semanas de aclimação do sistema (Período de 12/03 a 16/04/2018)

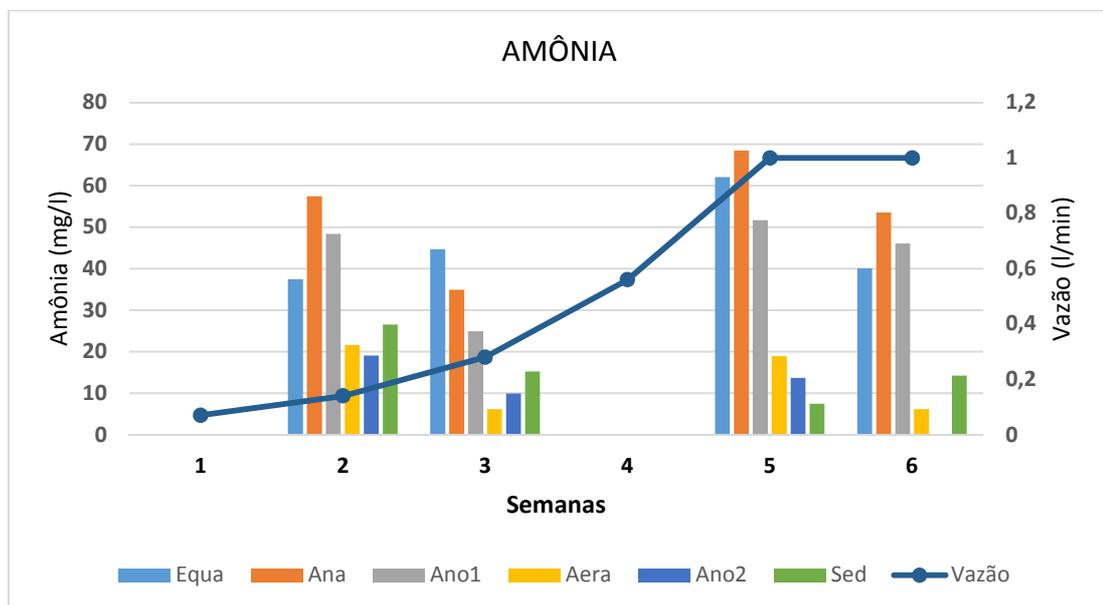


Legenda: Equa = Tanque de equalização; Ana = Reator anaeróbio; Ano1 = Reator anóxico 1; Aera = Aerado; Ano2 = Anóxico 2; Sed = Tanque de sedimentação.

3.3.8 Amônia

Assim como verificado nos parâmetros de OD e ORP, os tanques anaeróbios e anóxicos apresentaram baixa concentração de OD e predominância de atividade anaeróbia. Com isso, houve aumento na concentração de amônia em função da degradação de proteínas de origem animal e vegetal (METCALF e EDDY, 2017). A redução da concentração de amônia, a partir do tanque aerado (Aera, Fig.33), foi verificada nos tanques com maiores concentrações de OD e valores positivos de ORP, provavelmente devido aos processos de nitrificação, convertendo a amônia em nitrito e posteriormente em nitrato. A concentração média de amônia no efluente final foi 15,8 mg/L ficando abaixo do limite estabelecido no CONAMA 430 (< 20 mg/L). A Figura 33 apresenta a concentração de amônia nos tanques MBBR ao longo da segunda fase da aclimação.

Figura 33 — Valores de Amônia nos diferentes tanques do MBBR (Período de 12/03 a 16/04/2018)



Legenda: Equa = Tanque de equalização; Ana = Reator anaeróbio; Ano1 = Reator anóxico 1; Aera = Aerado; Ano2 = Anóxico 2; Sed = Tanque de sedimentação.

Nota explicativa: A ausência de valores nas semanas 1 e 4 deve-se à falha analítica.

Com base nos resultados obtidos ao longo da segunda fase da aclimação, concluiu-se que o sistema não havia atingido ainda, a estabilidade necessária para avaliação da eficiência do tratamento.

Por problemas operacionais nesta fase, os compressores e motores dos sistemas de mistura tiveram funcionamento intermitente ao longo dos 339 dias de operação, descaracterizando o princípio básico de um sistema MBBR. Somado a isto, a rotina de descarga de lodo dos reatores teve que ser intensificada devido à formação de lodo.

Apesar do último tanque ter sido transformado em tanque de sedimentação, na segunda fase da aclimatação, notou-se uma certa formação de *bulking*, o que demandou uma remoção periódica manual da porção flotada, fato este que contradiz o esperado em sistemas MBBR estabilizados, que possuem como uma das principais características, a produção de pouco lodo e de boa sedimentabilidade.

A barreira colocada para impedimento da passagem das peças funcionou de forma eficiente, ainda que a tubulação continuasse entupindo por acúmulo de lodo. Constatou-se a urgente necessidade de substituição da tubulação por outra de diâmetro superior.

3.4 Avaliação de dois métodos de extração de sólidos para quantificação da biomassa aderida (biofilme) nas mídias do MBBR

3.4.1 Experimento I - Extração por ultrassom e por agitação mecânica (filtro 1,5 µm)

A estimativa da biomassa aderida em termos de % de SST extraídos do meio suporte, tanto com aplicação de ultrassom (Bloco 1) quanto agitação mecânica (Bloco 2) resultou em eficiências de extração que variaram de 33 a 43% pela agitação mecânica e de 56 a 70% pelo ultrassom (Tabela 16).

Tabela 16 — Experimento I – Comparação de duas técnicas de extração de sólidos (Blocos 1 Ultrassom; Bloco 2 Agitação Mecânica) de mídias do reator aerado do MBBR: Planejamento com duas variáveis independentes (k=2), 3 níveis cada. Triplicata no ponto central (Exp. 5, 6 e 7)

Exp.	Volume (mL)	Tempo (min)	Bloco 1 SST extraídos (%) Ultrassom	Bloco 2 SST extraídos (%) Agitação Mecânica
1	100 (-1)	15 (-1)	56	38
2	400 (+1)	15 (-1)	59	43
3	100 (-1)	60 (+1)	66	33
4	400 (+1)	60 (+1)	65	41
5	250 (0)	37.5 (0)	73	41
6	250 (0)	37.5 (0)	64*	41
7	250 (0)	37.5 (0)	70	43

*Outlier: sugere a necessidade de aumento de réplicas no ponto central.

3.4.1.1 Bloco 1: Resultado da extração por ultrassom

Não houve efeito significativo das variáveis (volume e tempo) nem da interação das mesmas nos níveis estudados (Tabelas 17 e 18 e Figuras 34 e 35).

Tabela 17 — Análise dos efeitos significativos com base nos resultados obtidos dos ensaios de extração de biofilme de mídias do reator aerado do MBBR (Exp. I - Bloco I – Ultrassom)

Effect Estimates; Var.:Sol. ext. (mg) Ultrassom; R-sqr=.33264; Adj:0. (Spreadsheet1) 2**(2-0) design; MS Pure Error=21. DV: Sol. ext. (mg) Ultrassom										
Factor	Effect	Std.Err. Pure Err	t(2)	p	-95.% Cnf.Limt	+95.% Cnf.Limt	Coeff.	Std.Err. Coeff.	-95.% Cnf.Limt	+95.% Cnf.Limt
Mean/Interc.	64.71429	1.732051	37.36281	0.000716	57.2619	72.16670	64.71429	1.732051	57.2619	72.16670
(1)Volume (mL)	1.00000	4.582576	0.21822	0.847501	-18.7172	20.71723	0.50000	2.291288	-9.3586	10.35862
(2)Tempo (min)	8.00000	4.582576	1.74574	0.222971	-11.7172	27.71723	4.00000	2.291288	-5.8586	13.85862
1 by 2	-2.00000	4.582576	-0.43644	0.705116	-21.7172	17.71723	-1.00000	2.291288	-10.8586	8.85862

Tabela 18 — Análise de variância com base nos resultados obtidos dos ensaios de extração de sólidos de médias do reator aerado do MBBR (Exp. I Bloco I – Ultrassom)

ANOVA; Var.: Sol. ext. (mg) Ultrassom; R-sqr=.33264; Adj:0. (Spreadsheet1 2**(2-0) design; MS Pure Error=21. DV: Sol. ext. (mg) Ultrassom					
Factor	SS	df	MS	F	p
(1)Volume (mL)	1.0000	1	1.00000	0.047619	0.847501
(2)Tempo (min)	64.0000	1	64.00000	3.047619	0.222971
1 by 2	4.0000	1	4.00000	0.190476	0.705116
Lack of Fit	96.4286	1	96.42857	4.591837	0.165378
Pure Error	42.0000	2	21.00000		
Total SS	207.4286	6			

Figura 34 — Gráfico pareto. Estimativa do efeito padronizado das variáveis volume (mL), tempo (min), e da interação volume x tempo (Experimento I Bloco I – Ultrassom)

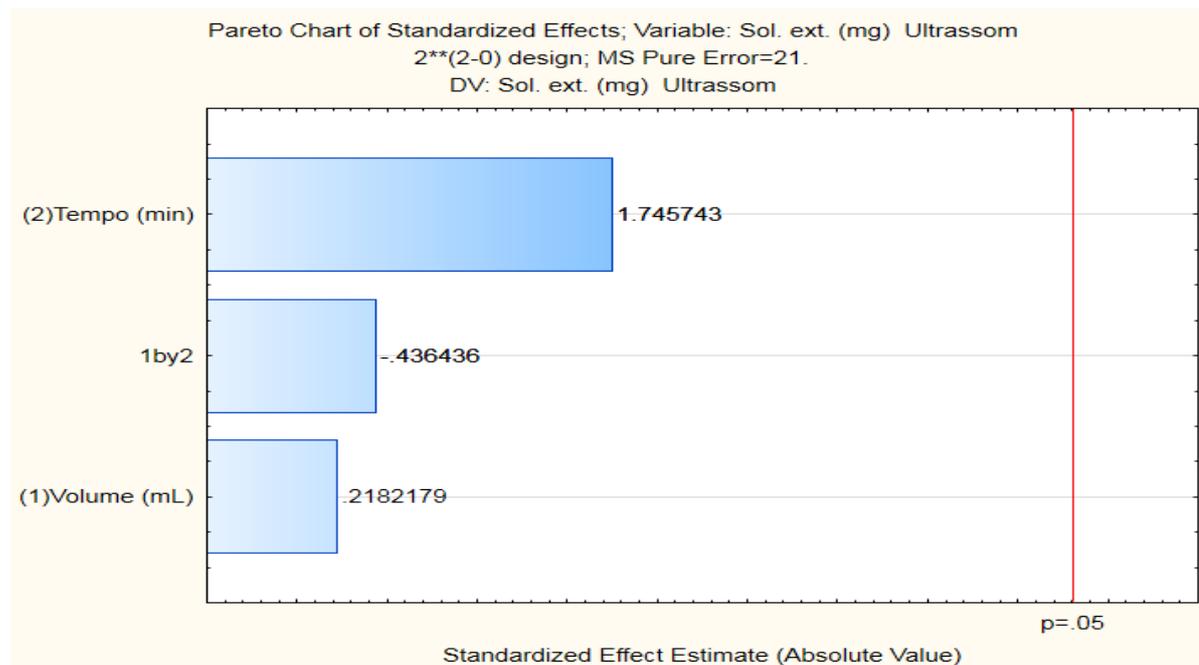
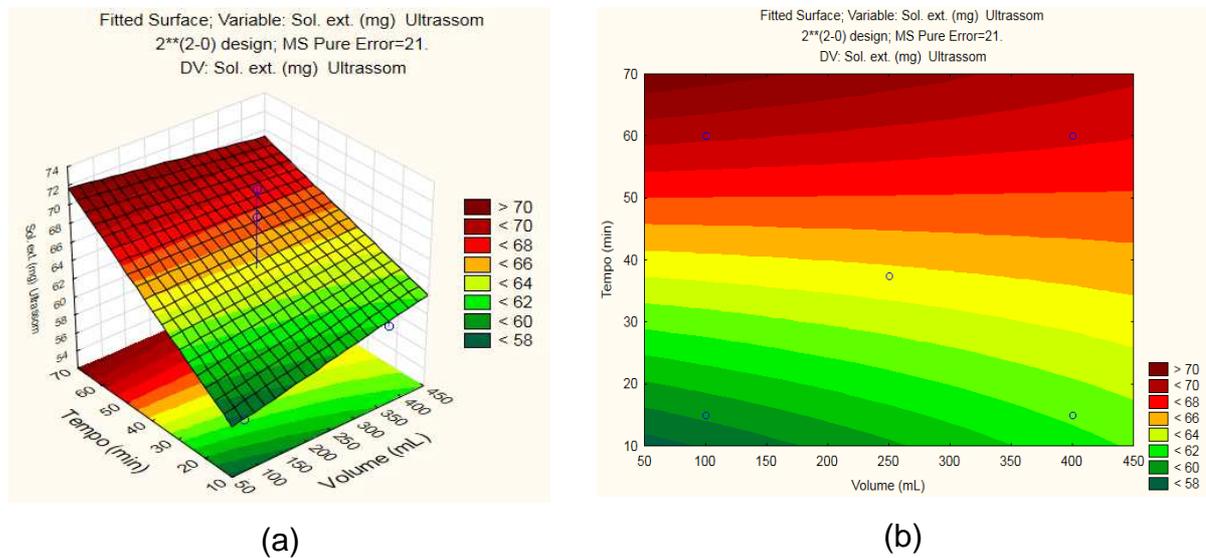


Figura 35 — Superfícies de resposta das variáveis volume (mL), tempo (min) e %SST extraído (Experimento I Bloco I – Ultrassom)



3.4.1.2 Bloco 2: Resultado da extração de sólidos (biofilme) por agitação mecânica

A variável volume foi considerada significativa (Tabelas 19 e 20 e Figura 36), mas o tempo não, quando o método de extração aplicado foi a agitação mecânica. Foi concluído que para um tempo constante, o aumento do volume influenciou a eficiência de extração de sólidos (%SST extraídos) das mídias.

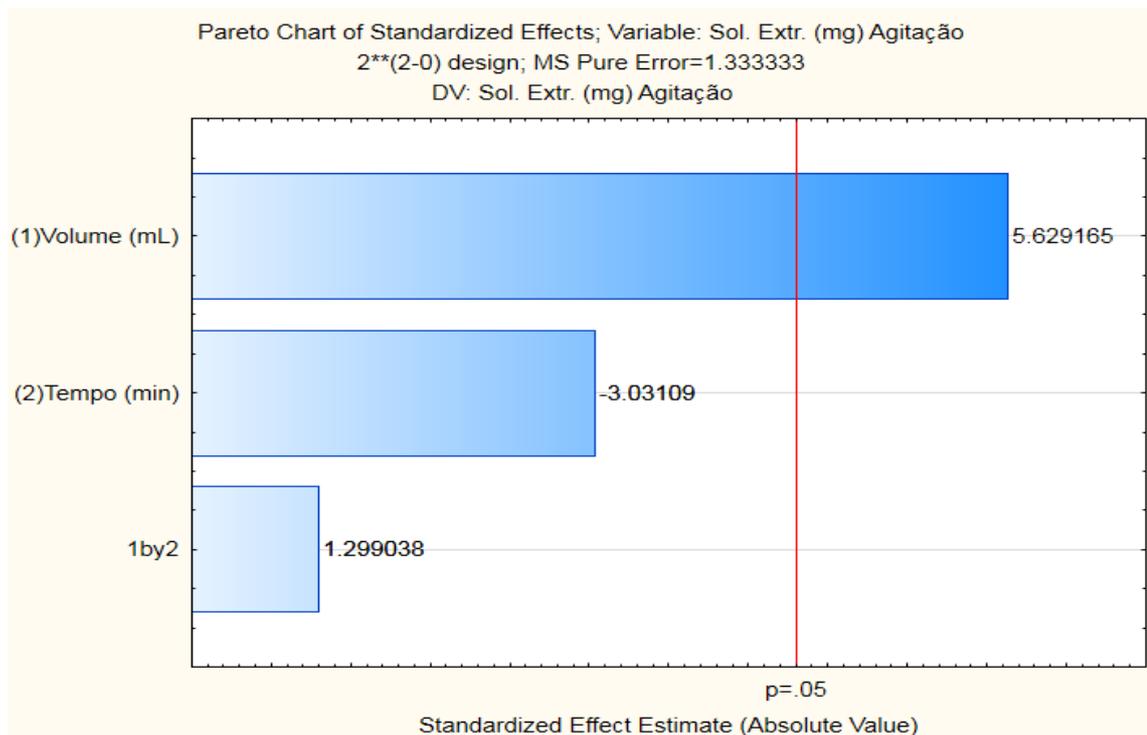
Tabela 19 — Análise dos efeitos significativos com base nos resultados obtidos dos ensaios de extração de sólidos de mídias do reator aerado do MBBR (Exp. I - Bloco II Agitação mecânica)

Effect Estimates; Var.:Sol. Extr. (mg) Agitação; R-sqr=.76689; Adj:.53378 (Spreadsheet1) 2**(2-0) design; MS Pure Error=1.333333 DV: Sol. Extr. (mg) Agitação										
Factor	Effect	Std.Err. Pure Err	t(2)	p	-95.% Cnf.Limt	+95.% Cnf.Limt	Coeff.	Std.Err. Coeff.	-95.% Cnf.Limt	+95.% Cnf.Limt
Mean/Interc.	40.00000	0.436436	91.65151	0.000119	38.12217	41.87783	40.00000	0.436436	38.12217	41.87783
(1)Volume (mL)	6.50000	1.154701	5.62917	0.030139	1.53172	11.46828	3.25000	0.577350	0.76586	5.73414
(2)Tempo (min)	-3.50000	1.154701	-3.03109	0.093783	-8.46828	1.46828	-1.75000	0.577350	-4.23414	0.73414
1 by 2	1.50000	1.154701	1.29904	0.323519	-3.46828	6.46828	0.75000	0.577350	-1.73414	3.23414

Tabela 20 — Análise de variância com base nos resultados obtidos dos ensaios de extração por ultrassom de sólidos de mídias do reator aerado do MBBR (Exp. I - Bloco II – Agitação mecânica)

ANOVA; Var.:Sol. Extr. (mg) Agitação; R-sqr=.76689; Adj: .53378 (Spreadsheet1)					
2**(2-0) design; MS Pure Error=1.333333					
DV: Sol. Extr. (mg) Agitação					
Factor	SS	df	MS	F	p
(1)Volume (mL)	42.25000	1	42.25000	31.68750	0.030139
(2)Tempo (min)	12.25000	1	12.25000	9.18750	0.093783
1 by 2	2.25000	1	2.25000	1.68750	0.323519
Lack of Fit	14.58333	1	14.58333	10.93750	0.080538
Pure Error	2.66667	2	1.33333		
Total SS	74.00000	6			

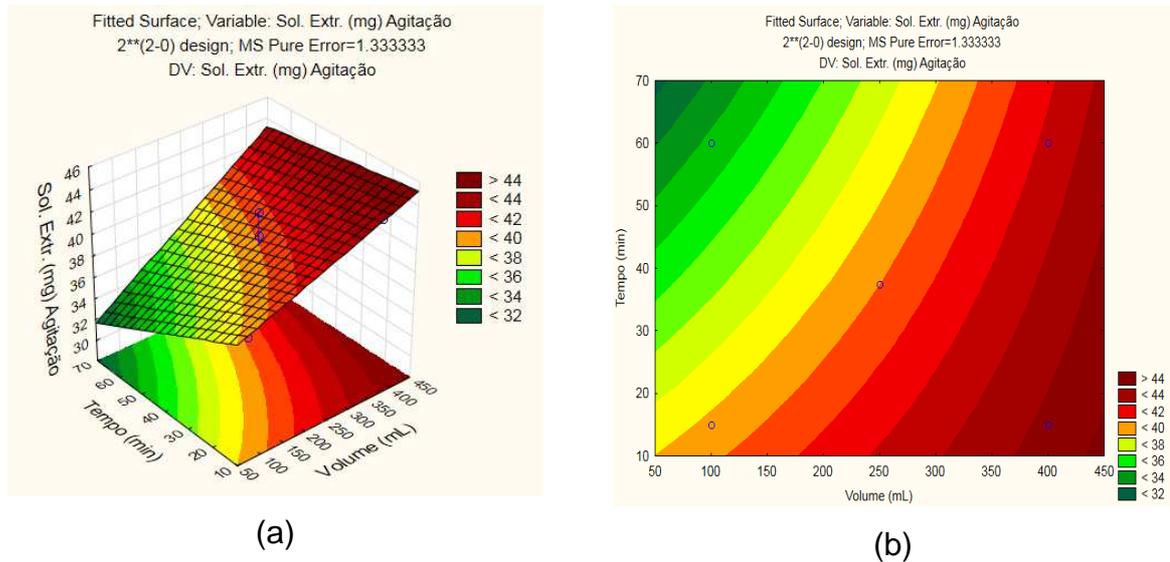
Figura 36 — Gráfico pareto. Estimativa do efeito padronizado das variáveis volume (mL), tempo (min), e da interação volume x tempo (Exp. I - Bloco II – Agitação mecânica)



Quando os resultados em termos de %SST extraídos foram comparados (comparação entre as medianas pelo teste de *Mann-Whitney* utilizando o Minitab 18®) concluiu-se que a extração de SST com ultrassom foi significativamente superior à extração obtida com agitação mecânica ($\alpha = 0,05$). Por esse motivo foi decidido realizar um novo experimento somente com ultrassom, ampliando a faixa

de tempos de exposição e utilizando-se além do filtro 1,5 μm , um filtro com malha 0,7 μm para verificar eventual influência sobre o % de SST retidos.

Figura 37 — Superfícies de resposta das variáveis volume (mL), tempo (min) e % SST extraído (Experimento I - Bloco II – Agitação Mecânica)



3.4.2 Experimento II - Extração por ultrassom em uma faixa mais ampla de tempo e com uso de dois filtros com malhas distintas (filtros 0,7 e 1,5 μm)

Tendo em vista a dispersão de dados no ponto central observado no Experimento I, no Experimento II ao invés de triplicatas, foram realizadas quintuplicatas no ponto central (Tabela 21). A eficiência de extração do biofilme com ultrassom, cuja fração líquida foi filtrada em membrana 0,7 μm , ficou compreendida numa faixa de 55-75% e, para fração líquida que foi filtrada em membrana de 1,5 μm essa faixa variou de 55-76% (Tabela 21), não havendo diferença entre os resultados.

Tabela 21 — Experimento II – Extração por ultrassom de sólidos de mídias do reator aerado do MBBR: Planejamento fatorial duas variáveis independentes (k=2), 3 níveis cada. Quintuplicata no ponto central (Exp. 5 a 9) e dois tipos de filtros (0.7 e 1.5 µm)

Exp.	Volume (mL)	Tempo (min)	Efic. SST (%) 0.7	Efic. SST (%) 1.5
1	100 (-1)	5 (-1)	62	62
2	100 (-1)	90 (+1)	75	76
3	400 (+1)	5 (-1)	55	55
4	400 (+1)	90 (+1)	70	69
5	250 (0)	47.5 (0)	69	67
6	250 (0)	47.5 (0)	66	67
7	250 (0)	47.5 (0)	72	72
8	250 (0)	47.5 (0)	77*	78*
9	250 (0)	47.5 (0)	69	71

*Outliers. O número de réplicas no ponto central aumentou de 3 (experimento anterior) para 5.

Após tratamento estatístico, foi possível notar que a variável tempo destacou-se como variável significativa para as duas condições (Tabelas 22, 23, 24 e 25 e Figura 38 e 39).

Com relação à variável volume, embora sem contribuição significativa sobre a eficiência de extração do biofilme, ao comparar a eficiência para extração durante o mesmo tempo (ex: 5 min) para volumes distintos (ex: 100 mL e 400 mL) observa-se que numericamente a extração em volume menor foi aprox. 7% superior à extração com volume maior.

Tabela 22 — Análise dos efeitos significativos com base nos resultados obtidos dos ensaios de extração de biofilme de mídias do reator aerado do MBBR (Exp II - Bloco I – Filtro 0,7 µm)

Effect Estimates; Var.: Eficiência SST(%) 0.7 ; R-sqr=.84574; Adj.:.73004 (Spreadsheet1)										
2**(2-0) design; MS Pure Error=6.										
DV: Eficiência SST(%) 0.7										
Factor	Effect	Std.Err. Pure Err	t(3)	p	-95.% Cnf.Limt	+95.% Cnf.Limt	Coeff.	Std.Err. Coeff.	-95.% Cnf.Limt	+95.% Cnf.Limt
Mean/Interc.	67.25000	0.866025	77.65361	0.000005	64.4939	70.00608	67.25000	0.866025	64.49392	70.00608
(1)Volume (mL)	-6.00000	2.449490	-2.44949	0.091721	-13.7954	1.79537	-3.00000	1.224745	-6.89768	0.89768
(2)Tempo (min)	14.00000	2.449490	5.71548	0.010627	6.2046	21.79537	7.00000	1.224745	3.10232	10.89768
1 by 2	1.00000	2.449490	0.40825	0.710482	-6.7954	8.79537	0.50000	1.224745	-3.39768	4.39768

Tabela 23 — Análise de variância com base nos resultados obtidos dos ensaios de extração por ultrassom de biofilme de mídias do reator aerado do MBBR (Exp. II - Bloco I – Filtro 0,7 µm)

ANOVA; Var.: Eficiência SST(%) 0.7 ; R-sqr=.84574; Adj.:73004 (Spreadsheet1) 2**(2-0) design; MS Pure Error=6. DV: Eficiência SST(%) 0.7					
Factor	SS	df	MS	F	p
(1)Volume (mL)	36.0000	1	36.0000	6.00000	0.091721
(2)Tempo (min)	196.0000	1	196.0000	32.66667	0.010627
1 by 2	1.0000	1	1.0000	0.16667	0.710482
Lack of Fit	24.5000	1	24.5000	4.08333	0.136560
Pure Error	18.0000	3	6.0000		
Total SS	275.5000	7			

Figura 38 — Gráfico pareto de análise das variáveis, considerando membrana 0,7 µm

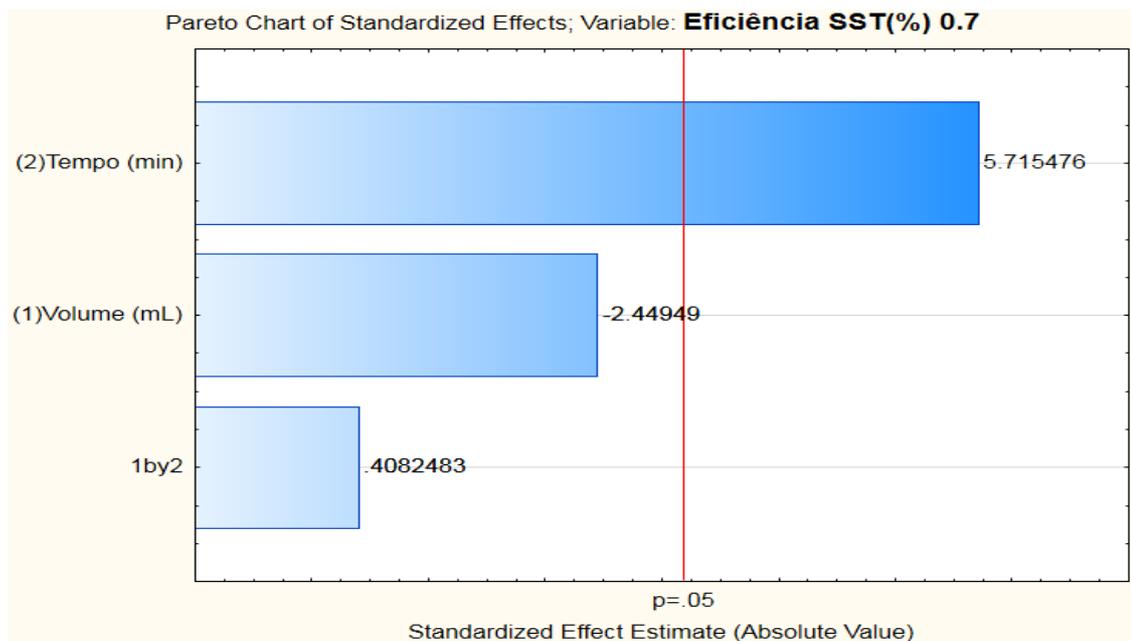


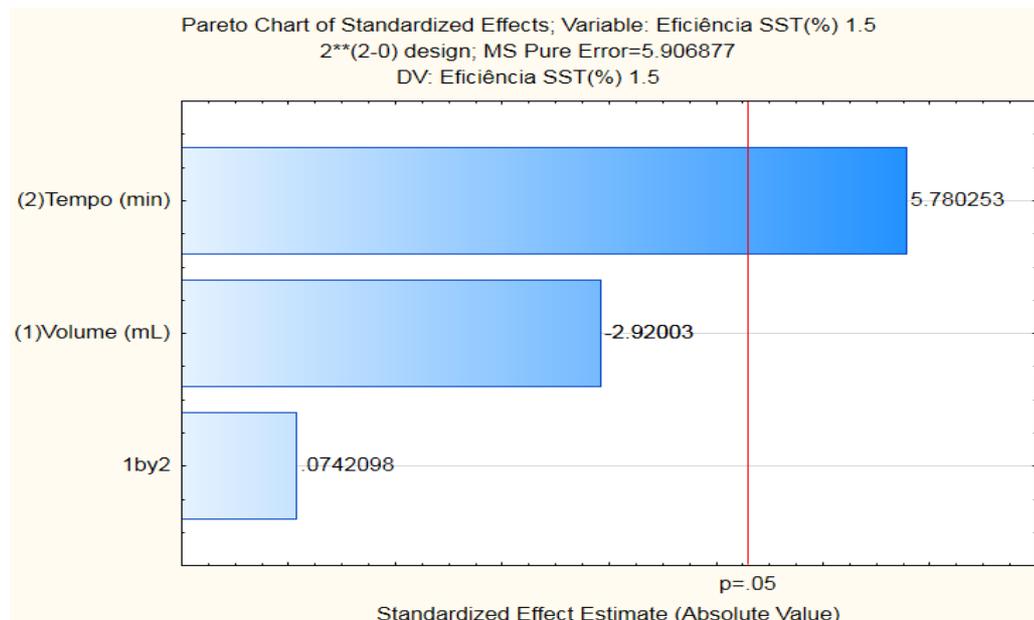
Tabela 24 — Análise dos efeitos significativos com base nos resultados obtidos dos ensaios de extração de biofilme de mídias do reator aerado do MBBR (Exp. II - Bloco II – Filtro 1,5 µm)

Effect Estimates; Var.:Eficiência SST(%) 1.5; R-sqr=.91724; Adj.:83447 (Spreadsheet1) 2**(2-0) design; MS Pure Error=5.906877 DV: Eficiência SST(%) 1.5										
Factor	Effect	Std.Err. Pure Err	t(2)	p	-95.% Cnf.Limt	+95.% Cnf.Limt	Coeff.	Std.Err. Coeff.	-95.% Cnf.Limt	+95.% Cnf.Limt
Mean/Interc.	66.77895	0.918607	72.69586	0.000189	62.8265	70.73140	66.77895	0.918607	62.82651	70.73140
(1)Volume (mL)	-7.09685	2.430407	-2.92003	0.099998	-17.5540	3.36034	-3.54843	1.215203	-8.77702	1.68017
(2)Tempo (min)	14.04837	2.430407	5.78025	0.028650	3.5912	24.50556	7.02418	1.215203	1.79559	12.25278
1 by 2	0.18036	2.430407	0.07421	0.947598	-10.2768	10.63756	0.09018	1.215203	-5.13842	5.31878

Tabela 25 — Análise de variância com base nos resultados obtidos dos ensaios de extração por ultrassom de biofilme de mídias do reator aerado do MBBR (Exp II - Bloco II – Filtro 1,5 μm)

ANOVA; Var.:Eficiência SST(%) 1.5; R-sqr=.91724; Adj.:.83447 (Spreadsheet1) 2**(2-0) design; MS Pure Error=5.906877 DV: Eficiência SST(%) 1.5					
Factor	SS	df	MS	F	p
(1)Volume (mL)	50.3653	1	50.3653	8.52656	0.099998
(2)Tempo (min)	197.3566	1	197.3566	33.41133	0.028650
1 by 2	0.0325	1	0.0325	0.00551	0.947598
Lack of Fit	10.5415	1	10.5415	1.78461	0.313309
Pure Error	11.8138	2	5.9069		
Total SS	270.1097	6			

Figura 39 — Gráfico pareto de análise das variáveis, considerando membrana 1,5 μm



Essa tendência a maior eficiência de extração em volumes menores quando o tempo é constante (ainda que sem significância estatística) poderia ser justificada pelo efeito da agitação no frasco de igual volume mas com menos água (100 mL) permitir maior movimentação e atrito entre as mídias, facilitando o desprendimento do biofilme, se comparado ao frasco com maior volume de água (400 mL). As superfícies de resposta com ambos os filtros (0,7 μm ou 1,5 μm) demonstram o efeito positivo do tempo sobre a eficiência de remoção do biofilme (Figuras 40 e 41).

Figura 40 — Exp. II Bloco II: Filtro 0,7 μm . Superfície de resposta. Variáveis independentes Volume (mL) e Tempo (min). Variável de Resposta: % SST extraído

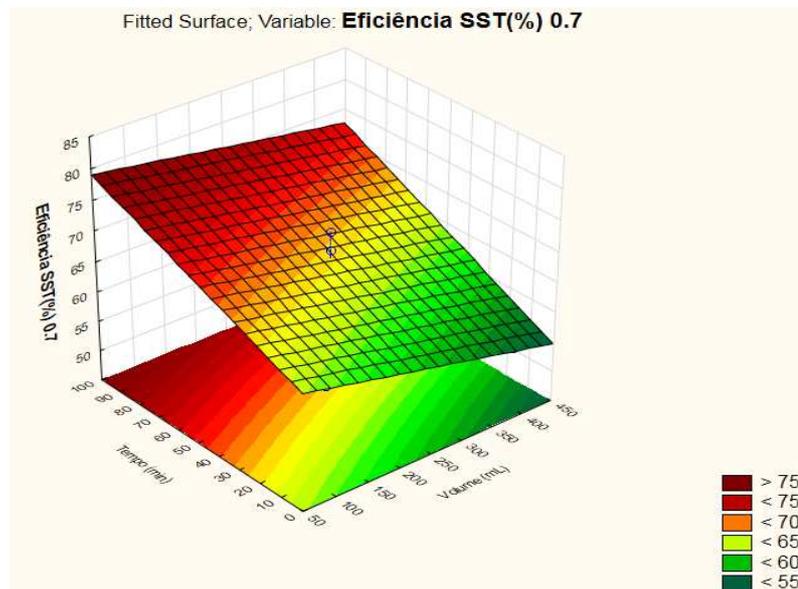
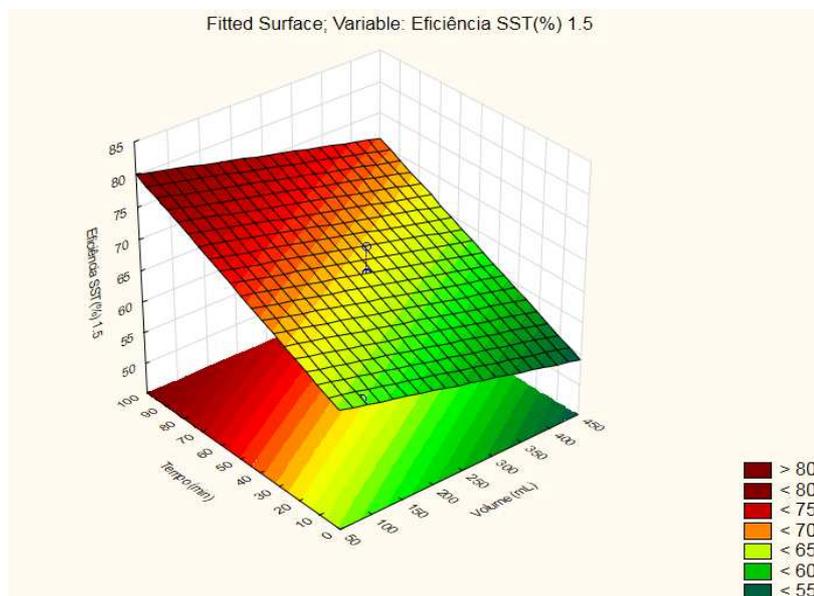


Figura 41 — Exp. II Bloco II: Filtro 1,5 μm . Superfície de resposta. Variáveis independentes Volume (mL) e Tempo (min). Variável de Resposta: % SST extraído



Quando os resultados em termos de %SST extraídos foram analisados (comparação entre as medianas pelo teste de *Mann-Whitney* utilizando o Minitab 18®) concluiu-se que a eficiência de extração de SST com filtro 0,7 μm não foi significativamente diferente à eficiência de extração obtida com o filtro 1,5 μm ($\alpha = 0,05$), como aliás, a similaridade dos dados já sugeriam.

4 CONCLUSÕES E SUGESTÕES

Com base nos resultados apresentados, após a segunda etapa de aclimatação, concluiu-se que até a última coleta de amostra o sistema não havia atingido a estabilidade necessária para o tratamento, permanecendo no estágio de aclimatação. Faz-se necessário, mais um período de aclimatação, a partir do qual o sistema poderá ser monitorado para os parâmetros físico-químicos de interesse, com foco na remoção de nutrientes (N e P).

Os ensaios com agitação mecânica e ultrassom como técnicas de remoção de biofilme aderido ao meio-suporte com vistas à quantificação deste biofilme e avaliação do funcionamento do sistema indicaram que o método de extração por ultrassom foi mais eficiente do que o método de extração por agitação mecânica. O tempo de exposição ao ultrassom foi uma variável que contribuiu significativamente para a eficiência de remoção do biofilme aderido. Como os volumes testados não contribuíram significativamente, recomenda-se a utilização do volume de mais fácil operacionalização dos processos, qual seja, 250 mL. Recomenda-se alguns ensaios adicionais com vistas à padronização de um método para acompanhamento da formação de biofilme.

Próximos passos

- Instalar dispositivos de automação para melhor acompanhamento do sistema, de forma que seja reportado imediatamente (via SMS) qualquer anomalia no funcionamento de bombas e motores, possibilitando resposta rápida para garantir a estabilidade do sistema;
- Adicionar à rotina de monitoramento o nitrito, nitrato e nitrogênio total para identificar a eficiência da desnitrificação e nitrificação ao longo do sistema;
- Instalar um misturador no tanque de equalização a fim de obter um efluente bruto mais homogêneo antes da entrada no sistema;
- Realizar periodicamente ensaios de extração da biomassa aderida por meio de ultrassom, tendo em vista a padronização de um método de fácil reprodutibilidade.

REFERÊNCIAS

ABNT NBR 12209, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 12209: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários*, Rio de Janeiro 53p., 2011.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. *Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas*. Brasília, 2017. Disponível em: <<http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/noticias/atlas-esgotos-revela-mais-de-110-mil-km-de-rios-com-comprometimento-da-qualidade-da-agua-por-carga-organica>>. Acesso em: maio 2018.

ANDREOTTOLA, G. et al. *Experimental comparison between MBBR and activated sludge system for the treatment of municipal wastewater*. *Water Science & Technology*, v. 41, n. 4–5, p. 375–382, 2000.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23. ed. Washington, D.C: American Public Health Association, 2017.

AQUINO, S. F. DE; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. DE L. *Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto: revisão da literatura*. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, p. 187–204, 2013.

BARWAL, A.; CHAUDHARY, R. *To study the performance of biocarriers in moving bed biofilm reactor (MBBR) technology and kinetics of biofilm for retrofitting the existing aerobic treatment systems: A review*. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 13, n. 3, p. 285–299, 2014.

BASSIN, J.P; DEZOTTI, M. Tratamento primário, secundário e terciário de efluentes. In: DEZOTTI, M. *Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos*. Rio de Janeiro. p. 53-241, 2008.

BASSIN, J. P.; DEZOTTI, M. *Advanced Biological Processes for Wastewater*

Treatment. 1. ed. Springer International Publishing, 2018.

BRAGA, B. et al. *Introdução a engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável*. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. *Lei nº 11.445, 5 jan. 2007. Diretrizes nacionais para o saneamento básico*, 2007. Disponível em: <<https://dre.pt/application/file/67508032>>. Acesso em: maio 2018.

BRASIL. *Resolução CONAMA nº 430/2011. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005*. Publicação DOU nº 92, de 16/05/2011, pág. 89, 2011. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: maio 2018.

CAO, S. M. de S., *Remoção biológica de matéria orgânica e nitrogênio de um efluente industrial em sistema de leito móvel com biofilme de dois estágios*. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE. Rio de Janeiro, RJ, 2014.

CUNHA, D. L.; DE ARAUJO, F. G.; MARQUES, M. *Psychoactive drugs: occurrence in aquatic environment, analytical methods, and ecotoxicity—a review*. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, n. 31, p. 24076–24091, 2017.

INEA - INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE. *Dz-215.R-4 – Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem sanitária*. p. 17, 2007. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwe w/mde0/~edisp/inea0014063.pdf>>. Acesso em: fev. 2018.

JENKINS, A. M.; SANDERS, D. *Introduction to Fixed-Film Bio-Reactors for Decentralized Wastewater Treatment*. Professional Development Series, n. December, p. 1–8, 2012.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 7ª ed. Rio de

Janeiro. ABES, 2014.

KRZEMINSKI, P. et al. *Performance of secondary wastewater treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern implicated in crop uptake and antibiotic resistance spread: A review*. Science of The Total Environment, 2018.

KUMAR, R. et al. *Biodegradation of pharmaceuticals in hospital wastewater by staged Moving Bed Bio film Reactors (MBBR) nica Escol a*. Water Research, v. 83, 2015.

METCALF & EDDY. *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos; tradução Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa*. 5^a. ed. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

ØDEGAARD, H., RUSTEN, B., SILJUDALEN, J. ØDEGAARD, H.; RUSTEN, B.; SILJUDALEN, J. G. *The development of the moving bed biofilm process - from idea to commercial product*. European Water Management, p. 36–43, 1999.

ØDEGAARD, H. *Advanced compact wastewater treatment based on coagulation and moving bed biofilm processes*. Water Science and Technology, v. 42, n. 12, p. 33–48, 1 dez. 2000. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article/42/12/33-48/9097>>. Acesso em: 10 jul. 2018.

ØDEGAARD, H. *Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process*. Water Science & Technology, v. 53, n. 7491, p. 17–33, 2006.

ØDEGAARD, H; RUSTEN, B; WESSMAN, F. *State of the art in europe of the moving bed biofilm reactor (mbbr) process*. Proceedings of the Water Environment Federation, p. 348-354, 2004.

ØDEGAARD, H.; RUSTEN, B.; WESTRUM, T. *A new moving bed biofilm reactor - applications and results*. Water Science and Technology. 29. p.157-165, 1994.

OLIVEIRA, D. V. M. DE. *Caracterização dos parâmetros de controle e avaliação de desempenho de um reator biológico com leito móvel (MBBR)*. 91 f. Dissertação

(Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE. Rio de Janeiro, RJ., 2008.

RODRIGUES, M. I.; LEMMA, A. F. *Planejamento de Experimentos e Otimização de Processos*. 2. ed. Campinas: Casa do Pão, 2005.

RUSTEN, B. et al. *Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors*. *Aquacultural Engineering*, v. 34, n. 5, p. 322–331, 2006.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. *Tratamento Biológico de Efluentes: fundamentos e aplicações*. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2013.

VAIDHEGI, K.; SANDHIYA, P.; SANTHIYA, M. *Moving Bed Biofilm Reactor-A New Perspective In Pulp And Paper Waste Water Treatment*. *Journal of Engineering Research and Application*, 2016.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA/UFMG, 2012.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1.. 4ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA/UFMG, 2014.

WANG, R.-C.; WEN, X.-H.; QIAN, Y. *Influence of carrier concentration on the performance and microbial characteristics of a suspended carrier biofilm reactor*. *Process Biochemistry*, v. 40, n. 9, p. 2992–3001, 2005.

WANNER, O. et al. *Mathematical modeling of biofilms*: Scientific and Technical Report Series. London: IWA Task Group on Biofilm Modeling. IWA Publishing f.208, 2006.