

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA DE PROCESSOS**

**REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA DE EFLUENTE
HOSPITALAR POR REATOR DE LEITO MÓVEL COM
BIOFILME, EM ESCALA DE BANCADA**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Ana Marcelli Soares

Santa Maria, RS, Brasil

2014

**REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA DE EFLUENTE
HOSPITALAR POR REATOR DE LEITO MÓVEL COM
BIOFILME, EM ESCALA DE BANCADA**

Ana Marcelli Soares

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos, Área de Concentração em Desenvolvimento de Processos Agroindustriais e Ambientais, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do grau de **Mestre em Engenharia de Processos.**

**Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Hoffmann
Coorientador: Prof. Dr. Djalma Dias da Silveira**

Santa Maria, RS, Brasil

2014

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Soares, Ana Marcelli
REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA DE EFLUENTE HOSPITALAR POR
REATOR DE LEITO MÓVEL COM BIOFILME, EM ESCALA DE BANCADA
/ Ana Marcelli Soares.-2014.
86 p.; 30cm

Orientador: Ronaldo Hoffmann
Coorientador: Djalma Dias da Silveira
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia de Processos, RS, 2014

1. MBBR 2. biofilme 3. efluente hospitalar 4. carga
orgânica I. Hoffmann, Ronaldo II. Dias da Silveira,
Djalma III. Título.

© 2014

Todos os direitos autorais reservados a Ana Marcelli Soares. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

E-mail: amsoares.eq@gmail.com

**Universidade Federal De Santa Maria
Centro de Tecnologia
Programa De Pós-Graduação Em Engenharia De
Processos**

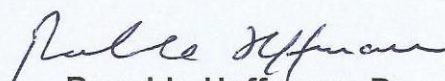
A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA DE EFLUENTE HOSPITALAR
POR REATOR DE LEITO MÓVEL COM BIOFILME, EM ESCALA DE
BANCADA**

elaborada por
Ana Marceli Soares

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Engenharia de Processos

COMISSÃO EXAMINADORA:


Ronaldo Hoffmann, Dr.
(Presidente/Orientador)


Djalma Dias da Silveira, Dr.
(Coorientador)


Damaris Kirsch Pinheiro, Dra. (UFSM)


Dagmar Camacho Garcia, Dr. (UNIJUI)

Santa Maria, 02 de maio de 2014.

DEDICATÓRIA

In memoriam: a todas as vítimas da Boate Kiss.

AGRADECIMENTOS

A Deus pelo dom da vida.

Aos meus pais, Antônio e Carmen, meus irmãos e toda família, pelo constante apoio e incentivo em todos os momentos de minha vida.

Aos meus queridos amigos Rogério Silveira, Luana Zimmer Sarzi e Rodrigo Brackmann, pela amizade e apoio.

Aos professores orientadores Djalma Dias da Silveira e Ronaldo Hoffmann, pela difusão de conhecimento e apoio no desenvolvimento da pesquisa. Além de colegas de profissão, posso os considerá-los como amigos!

Aos amigos e colegas que me ajudaram neste trabalho: Bruno Aita, Fernando Carvalho, Bárbara Vargas, Jamile Nicolodi e Norton Polga. Muito obrigada pela dedicação e auxílio, sem vocês este trabalho não seria possível.

Aos laboratoristas Alfeu, Helena e Gustavo pela cooperação, amizade e parceria durante o mestrado.

Ao Engenheiro de Tecnologias e Processos Leandro Toshio Miyake e a VWS Brasil Ltda. pelo apoio e materiais fornecidos à pesquisa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado.

A todos os professores que contribuíram para minha formação, desde o início de minha vida acadêmica até hoje.

O meu agradecimento a todas as pessoas que contribuíram para a concretização desta dissertação, dentro e fora do ambiente acadêmico, estimulando-me intelectual e emocionalmente.

.

Muito Obrigada!

Nada é tão nosso quanto nossos sonhos.
(Friedrich Nietzsche)

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos
Universidade Federal de Santa Maria

REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA DE EFLUENTE HOSPITALAR POR REATOR DE LEITO MÓVEL COM BIOFILME, EM ESCALA DE BANCADA

Autora: Ana Marcelli Soares

Orientador: Ronaldo Hoffmann

Coorientador: Djalma Dias da Silveira

Data e local da defesa: Santa Maria, 02 de maio de 2014.

Os reatores de leito móvel com biofilme (MBBR) surgiram no final do século passado na Noruega, e tem se destacado frente a outros processos, e integram ótimas características do tratamento biológico de efluentes. No processo, os microrganismos crescem aderidos a meios suportes móveis, formando um biofilme. Neste trabalho foi estudado o potencial do reator MBBR no tratamento de efluente hospitalar, com o objetivo de remoção de carga orgânica, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e fósforo total. Nas instalações do LabCAmb/UFSM o reator MBBR foi operado sob condições aeróbias, com volume útil de 4,1 L, razão de enchimento de suportes de 60%, onde o efluente hospitalar entrava no sistema a uma vazão de 1,0 L/h, com tempo de detenção hidráulica de 4,1 h. A carga orgânica volumétrica (COV) do efluente alimentado no reator variou muito, valores estes compreendidos entre 0,703 e 2,752 kg DBO₅/m³.d (1,02 a 7,53 kg DQO/m³.d), resultando na obtenção de COV média de 1,55 kg DBO₅/m³.d (2,99 kg DQO/m³.d). O reator MBBR apresentou bom desempenho, com eficiências médias de remoção da COV em DBO₅ e em DQO de 76,36 e 69,54%, respectivamente. A eficiência média de remoção de NTK foi de 46,85%, remoção esta devido à síntese biológica e provavelmente a reações de nitrificação/desnitrificação simultâneas. Quanto ao fósforo total, obteve-se 46,45% de eficiência média de remoção, devido à acumulação celular.

Palavras-Chave: MBBR. Biofilme. Efluente hospitalar. Carga orgânica.

ABSTRACT

Master Dissertation
Postgraduate Program in Process Engineering
Federal University of Santa Maria

REMOVAL OF ORGANIC LOAD OF HOSPITAL SEWAGE BY MOVING BED BIOFILM REACTOR, IN BENCH SCALE

Author: Ana Marcelli Soares

Adviser: Ronaldo Hoffmann

Co-Adviser: Djalma Dias da Silveira

Place and date of defense: Santa Maria, May 2th, 2014.

Moving bed biofilm reactors (MBBR) were developed in the end of last century in Norway, and have excelled over other processes, and incorporate great features of biological wastewater treatment. In the process, the microorganisms grow attached to carriers, forming biofilm. In this work was studied the efficiencies of MBBR in the hospital sewage treatment, with the aim of removing organic load, Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) and total phosphorus. In the LabCAmb/UFSM, the MBBR was operated to treat hospital sewage under aerobic conditions, with useful volume of 4.1 L, filling ratio of 60%, flow rate of 1.0 L.h⁻¹, and hydraulic detention time of 4.1 h. The volumetric organic load (VOC) of the influent varied widely, were obtained values of between 0.703 and 2.752 Kg BOD₅.m⁻³.d⁻¹ (1.02 a 7.53 Kg COD.m⁻³.d⁻¹), resulting in an average to VOC of 1.55 Kg BOD₅.m⁻³.d⁻¹ (2.99 Kg COD.m⁻³.d⁻¹). The MBBR showed good performance, with average to removal efficiencies of VOCs in BOD₅ and COD of 76.36 and 69.54%, respectively. The average TKN removal efficiency was 46.85%, removal due to biological synthesis and probably reactions of simultaneous nitrification/denitrification. For total phosphorus was obtained an average to removal efficiency of 46.45%, due to cell accumulation.

Keywords: MBBR. Biofilm. Hospital sewage. Organic load.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Número de pessoas sem acesso à rede coletora de esgoto, segundo as Grandes Regiões – 2008.....	21
Figura 2 – Fontes, distribuição e sumidouros de fármacos no meio ambiente.....	22
Figura 3 – Esquema do sistema de tratamento do efluente hospitalar proveniente do HUSM.....	24
Figura 4 – Agitação em reatores (a) aeróbios, (b) anóxicos e anaeróbios.	27
Figura 5 – Suportes AnoxKaldnes® MBBR.....	28
Figura 6 – Representação esquemática de uma seção de biofilme.	30
Figura 7 – Suporte com biofilme aderido.....	31
Figura 8 – Esquema simplificado do metabolismo bacteriano.....	32
Figura 9 – Processo biológico de remoção de nitrogênio por nitrificação/desnitrificação.	35
Figura 10 – Desenho esquemático do sistema em escala de bancada.	38
Figura 11 – Foto do sistema de tratamento utilizando o reator MBBR.	39
Figura 12 – Testes iniciais do MBBR.....	48
Figura 13 – Reator MBBR na fase de aclimação.	50
Figura 14 – Aspecto do biofilme aderido aos suportes em: (a) 46º e (b) 90º dia de aclimação do reator MBBR.....	50
Figura 15 – Aspecto do biofilme aderido aos suportes em: (a) 30º, (b) 63º e (c) 100º dia de operação do reator MBBR após aclimação.	51
Figura 16 – Suportes em suspensão no interior do reator MBBR.	52
Figura 17 – Série de resultados de COS em DBO ₅ e DQO do efluente bruto.....	55
Figura 18 – Série de resultados de COV e CO em DBO ₅ do efluente bruto e tratado.....	56
Figura 19 – Série de resultados de COV e CO em DQO do efluente bruto e tratado.....	56
Figura 20 – Série de resultados de DBO ₅ do efluente bruto e tratado.....	58
Figura 21 – Série de resultados de eficiência de remoção de DBO ₅	59
Figura 22 – Série de resultados de DQO do efluente bruto e tratado.	60
Figura 23 – Série de resultados de eficiência de remoção de DQO.....	61
Figura 24 – Comparação entre as eficiências de remoção de DBO ₅ e DQO.	62

Figura 25 – Série de resultados de NTK do efluente bruto e tratado.	63
Figura 26 – Série de resultados de eficiência de remoção de NTK.....	64
Figura 27 – Série de resultados de P_T do efluente bruto e tratado.....	66
Figura 28 – Série de resultados de eficiência de remoção de P_T	67
Figura 29 – Série de resultados de pH do efluente bruto e tratado.	68
Figura 30 – Série de resultados de temperatura no interior do reator MBBR.....	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Exemplos de suportes plásticos para biofilme.....	29
Tabela 2 – Etapas de oxidação/redução de nitrogênio e microrganismos responsáveis.....	34
Tabela 3 – Principais dimensões do reator MBBR*.....	38
Tabela 4 – Condições de operação do sistema.....	39
Tabela 5 – Dados técnicos dos suportes para biofilme Kaldnes® modelo K3.....	40
Tabela 6 – Caracterização do efluente hospitalar e valores legais de lançamento...42	
Tabela 7 – Acompanhamento analítico do experimento.....	42
Tabela 8 – Valores médios obtidos dos principais parâmetros operacionais em relação à DQO do efluente bruto hospitalar.....	52
Tabela 9 – Valores médios obtidos dos principais parâmetros operacionais em relação à DBO ₅ do efluente bruto hospitalar.....	53
Tabela 10 – Valores estatísticos obtidos das eficiências de remoção de DBO ₅ e DQO do efluente hospitalar.....	57
Tabela 11 – Valores estatísticos obtidos para concentração de NTK no efluente hospitalar bruto e tratado, e eficiência de remoção.....	63
Tabela 12 – Valores estatísticos obtidos para concentração de P _T no efluente bruto e tratado, e eficiência de remoção.....	65
Tabela 13 – Valores obtidos para a temperatura interna do reator MBBR.....	69

LISTA DE APÊNDICES

APENDICE A – Dados obtidos experimentalmente de DBO ₅ e DQO do efluente bruto e tratado.....	81
APENDICE B – Dados obtidos experimentalmente de NTK e Fósforo Total.....	83
APENDICE C – Dados obtidos experimentalmente de pH e temperatura.....	85

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABREVIATURAS E SIGLAS

- APHA – American Public Health Association
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA – Conselho Estadual do Meio Ambiente
CO – Carga Orgânica
COS – Carga Orgânica Superficial
COV – Carga Orgânica Volumétrica
DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio para o quinto dia
DQO – Demanda Química de Oxigênio
P_T – Fósforo Total
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LabCAmb – Laboratório de Controle Ambiental
MBBR – Moving Bed Biofilm Reactor (Reator de Leito Móvel com Biofilme)
NTK – Nitrogênio Total Kjeldhal
pH – Potencial Hidrogeniônico
RS – Rio Grande do Sul
SMEWW - Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (Métodos padronizados para análises de água e efluente)
ST – Sólidos Totais
SSV – Sólidos Suspensos Voláteis
SVT – Sólidos Voláteis Totais
TDH – Tempo de Detenção Hidráulico
UFMS – Universidade Federal de Santa Maria

VARIÁVEIS DE EQUAÇÕES

- CO – Carga Orgânica, kg DBO₅/d ou (kg DQO)/d
COS – Carga Orgânica Superficial, g DBO₅/m².d ou g DQO/m².d
COV – Carga Orgânica Volumétrica, kg DBO₅/m³.d ou kg DQO/m³.d
DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio para o quinto dia, mg DBO₅/L
DBO_{5eb} – Demanda Bioquímica de Oxigênio no efluente bruto, mg DBO₅/L
DBO_{5et} – Demanda Bioquímica de Oxigênio no efluente tratado, mg DBO₅/L

DQO – Demanda Química de Oxigênio, mg DQO/L
DQO_{eb} – Demanda Química de Oxigênio no efluente bruto, mg DQO/L
DQO_{et} – Demanda Química de Oxigênio no efluente tratado, mg DQO/L
 ε – Eficiência de Remoção, %
P_{T eb} – Fósforo Total no efluente bruto, mg/L
P_{T et} – Fósforo Total no efluente tratado, mg/L
NTK_{et} – Nitrogênio Total Kjeldahl no efluente bruto, mg/L
NTK_{et} – Nitrogênio Total Kjeldahl no efluente tratado, mg/L
pH_{eb} – Potencial Hidrogeniônico no efluente bruto
pH_{et} – Potencial Hidrogeniônico no efluente tratado
Q – Vazão de alimentação do reator, m³/h ou L/h ou m³/d
S – Concentração do composto em questão no efluente bruto ou tratado
T_{ambiente} – Temperatura Ambiente, °C
T_{interna} – Temperatura no interior do reator MBBR, °C
TDH – Tempo de Detenção Hidráulica, h
V_{util} – Volume útil do reator, m³

FÓRMULAS

NH₃ – Amônia

N₂ – Gás Nitrogênio

NH₄⁺ – Íon amônio

NO₃⁻ – Nitrato

NO₂⁻ – Nitrito

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
1.1 Objetivos.....	18
1.1.1 Objetivo geral	18
1.1.2 Objetivos específicos	18
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	20
2.1 Efluentes Hospitalares.....	20
2.1.1 Efluente hospitalar do Hospital Universitário de Santa Maria.....	23
2.2 Reatores de Leito Móvel com Biofilme.....	24
2.2.1 Configurações	26
2.2.2 Suportes para biofilmes.....	27
2.2.3 Biofilme	29
2.2.4 Remoção de carga orgânica	31
2.2.5 Remoção de nitrogênio	33
2.2.6 Nitrificação/desnitrificação simultâneas.....	34
2.2.7 Remoção de Fósforo.....	35
2.2.8 Potencial Hidrogeniônico.....	36
3 METODOLOGIA	37
3.1 Generalidades	37
3.2 Concepção e montagem do sistema de tratamento.....	37
3.3 Suportes para biofilme utilizados	40
3.4 Caracterização do efluente bruto.....	41
3.5 Monitoramento	41
3.6 Métodos Analíticos.....	42
3.6.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio	43
3.6.2 Demanda Química de Oxigênio	43
3.6.3 Nitrogênio Total Kjeldahl (0 a 150 mg/L)	43
3.6.4 Fósforo Total	44
3.6.5 pH.....	44
3.6.6 Temperatura.....	44
3.7 Tempo de Retenção Hidráulica	45
3.8 Carga Orgânica.....	45

3.9 Carga Orgânica Superficial.....	46
3.10 Área Superficial Total.....	46
3.11 Carga Orgânica Volumétrica.....	47
3.12 Eficiência de Remoção	47
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
4.1 Aclimação do reator MBBR.....	48
4.2 Operação contínua do reator MBBR após aclimação	49
4.3 Evolução da adesão do biofilme	51
4.4 Remoção de matéria orgânica carbonácea	51
4.5 Remoção de nitrogênio.....	62
4.6 Remoção de fósforo total.....	65
4.7 Variação de pH	68
4.8 Temperatura	69
5 CONCLUSÕES	71
5.1 Considerações finais.....	72
5.1 Sugestões para trabalhos futuros	72
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74
APÊNDICES	80

1 INTRODUÇÃO

A preocupação com a conservação da qualidade da água e de seus mananciais aumentou nos últimos anos, fato este evidenciado pelo aumento no rigor da legislação ambiental e pela mudança comportamental da sociedade frente ao assunto. Com o aumento da população e da industrialização, aumentou-se também o volume de efluente gerado, porém este crescimento não tem sido acompanhado por suficientes ações de saneamento, que abrangem a coleta, o tratamento e a destinação final destes efluentes.

Um dos grandes problemas relacionado ao despejo de efluentes sem o devido tratamento nos corpos hídricos é o processo de eutrofização, que é o aumento de concentração de nutrientes nos ecossistemas aquáticos, o que pode promover o crescimento exagerado de algas e plantas aquáticas, provocando um desequilíbrio que pode acarretar em maus odores, mortandade de peixes, desenvolvimento de algas tóxicas e outras mudanças que podem comprometer seriamente a qualidade da água e alguns de seus usos tais como o abastecimento doméstico e a recreação.

Dentre os diversos tipos de efluentes com alta carga poluidora, destacam-se os efluentes líquidos hospitalares. O efluente líquido hospitalar é composto por dejetos humanos, os quais possuem diversos microrganismos patogênicos devido ao ambiente em que são gerados.

Nas estações de tratamento de efluentes uma sequência de processos é necessária para que se obtenha um resíduo que possa ser lançado ao ambiente ou reutilizado de acordo com as normas vigentes. Desta maneira, várias são as características dos processos e do efluente que devem ser observadas para uma ideal escolha da sequência do tratamento. Dentre elas, destacam-se o grau de concentração de poluentes no efluente, o custo e eficiência dos processos, e o espaço requerido na área de tratamento.

O tratamento de efluentes sanitários empregando o reator de leito móvel com biofilme, mais conhecido pelo termo original em inglês como *Moving Bed Biofilm Reactor* (MBBR), se baseia em biofilme que cresce aderido a suportes móveis plásticos, que se movimentam livremente devido à aeração ou movimentação mecânica, de forma a utilizar todo o espaço disponível, reduzindo seu tamanho em

planta e aumentando sua eficiência de tratamento.

As substâncias presentes nos efluentes sanitários que são consideradas poluentes, como a matéria orgânica e o nitrogênio na forma amoniacal, servem como fonte de substrato para o crescimento da massa bacteriana. No reator MBBR a massa bacteriana cresce nos suportes, formando um biofilme, e sua concentração é maior, quando comparado a sistemas em que ela se desenvolve em suspensão. A atividade microbiológica é mais alta, fato este devido à grande variedade de populações nos biofilmes, principalmente bacterianas (RUSTEN *et al.*, 1994), aumentando assim a quantidade de substrato que é removida.

O reator MBBR possui grande estabilidade a variações operacionais, sejam de carga, vazão, ou composição do esgoto afluente, e tem como sua marca congregar as melhores características do processo de lodos ativados e processos com biofilme.

Este trabalho apresenta a proposta de um tratamento de efluente hospitalar com o uso de reator MBBR, sendo considerados principalmente os processos de remoção de matéria orgânica e a nitrificação.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho do processo de remoção de carga orgânica, compostos nitrogenados e fósforo de efluente de origem hospitalar em sistema de tratamento utilizando um reator MBBR, em escala de bancada, simulando condições reais de operação.

1.1.2 Objetivos específicos

1. Desenvolver e aprimorar uma unidade experimental de reator de leito móvel com biofilme no tratamento de efluente hospitalar para remoção de carga

orgânica e compostos nitrogenados, utilizando suportes circulares de polietileno para fixação dos microrganismos no interior do reator;

2. Avaliar a eficiência do reator na remoção de carga orgânica;
3. Avaliar a eficiência do reator na remoção de compostos nitrogenados;
4. Avaliar a eficiência do reator na remoção de compostos de fósforo;
5. Verificar a influência da temperatura e pH durante o tratamento;
6. Acompanhar a qualidade do efluente tratado.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Efluentes Hospitalares

Com o aumento da demanda de água para consumo humano, industrial e agrícola, as reservas de água doce no planeta estão ficando limitadas. A prioridade de utilização dos recursos hídricos é o abastecimento público, por isto as restrições em relação ao lançamento de efluentes no meio ambiente que vem sendo impostas tornam necessárias ações para mitigação dos impactos negativos em relação à geração de efluentes nocivos (FIESP/CIESP, -).

A poluição do meio ambiente é de interesse público em todas as partes do mundo. Os problemas ambientais não afetam apenas países desenvolvidos, mas também os países em desenvolvimento. Isso decorre de um rápido crescimento econômico associado à exploração de recursos naturais.

Neste contexto, destacam-se o lançamento de efluentes hospitalares como atividades potencialmente geradoras de poluição dos sistemas hídricos em geral.

A contaminação causada pelos hospitais tem tido uma preocupação crescente, tanto no Brasil como na Europa e América do Norte (KÜMMERER, 2001).

O Art. 16 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 430 (CONAMA, 2011) descreve que os efluentes líquidos provenientes dos estabelecimentos prestadores de serviços de saúde, para serem lançados na rede pública de esgoto sanitários conectada a estação de tratamento, devem atender às normas e diretrizes da operadora do sistema de coleta e tratamento de esgoto. Já para seu lançamento direto em corpos receptores, somente após tratamento especial e estar de acordo com as condições e padrões previstos neste artigo.

Porém uma pesquisa feita pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2010) mostra que em 2008, no Brasil, 2.495 municípios não contavam com o serviço de rede coletora de esgotos, e considerando apenas estes municípios sem rede coletora, aproximadamente 34,8 milhões de pessoas no Brasil não tinham acesso a este serviço, expostas ao risco de contrair doenças em decorrência disto.

O Nordeste era a região onde a falta de rede coletora de esgotamento sanitário era mais grave, como pode ser visto na Figura 1.

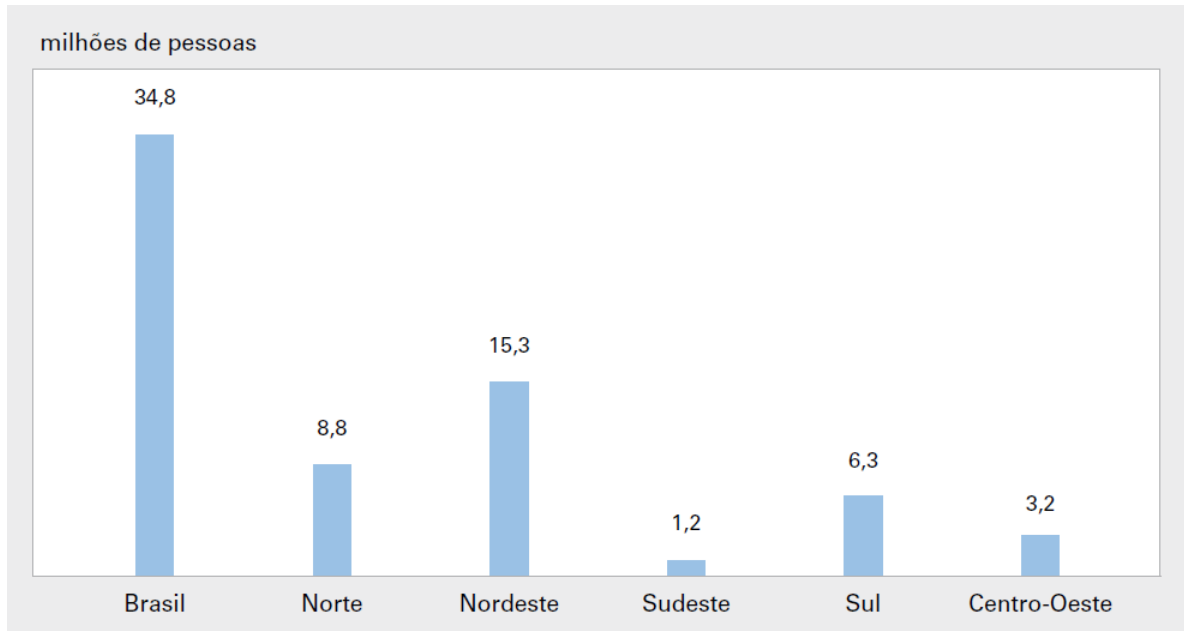


Figura 1 – Número de pessoas sem acesso à rede coletora de esgoto, segundo as Grandes Regiões – 2008.

Fonte: IBGE, 2010.

Portanto, nestas regiões, o lançamento de efluente hospitalar sem tratamento não é permitido, sendo necessário tratamento especial para seu lançamento.

Os ingredientes ativos de medicamentos são selecionados ou desenvolvidos devido a sua atividade contra organismos. Em relação a isto, podem-se esperar propriedades cruciais para o seu impacto ambiental, como a de combate a bactérias, fungos e organismos superiores, e muitas vezes estas propriedades são persistentes no ambiente (KÜMMERER, 2001).

Frações significativas de compostos farmacêuticos que são ministrados a pacientes são excretados na forma metabolizada e/ou não metabolizada, via a urina e fezes. Estes compostos farmacêuticos são dirigidos aos sistemas de esgoto bruto, e podem eventualmente chegar às estações de tratamento de esgotos municipais (YAN *et al.*, 2014). Vários autores em suas pesquisas observaram a ocorrência de

antibióticos, hormônios, e vários outros fármacos em estações de tratamento de esgotos municipais (BEHERA *et al.*, 2011; YAN *et al.*, 2014; GRACIA-LOR *et al.*, 2012; GAO *et al.*, 2012; TERNES, 1998).

Nos hospitais este problema passa a ser considerável, dado a concentração de pacientes com sua diversidade de doenças, e consequente diversidade na medicação aplicada.

A Figura 2 mostra as principais fontes, distribuição e sumidouros de fármacos no meio ambiente.

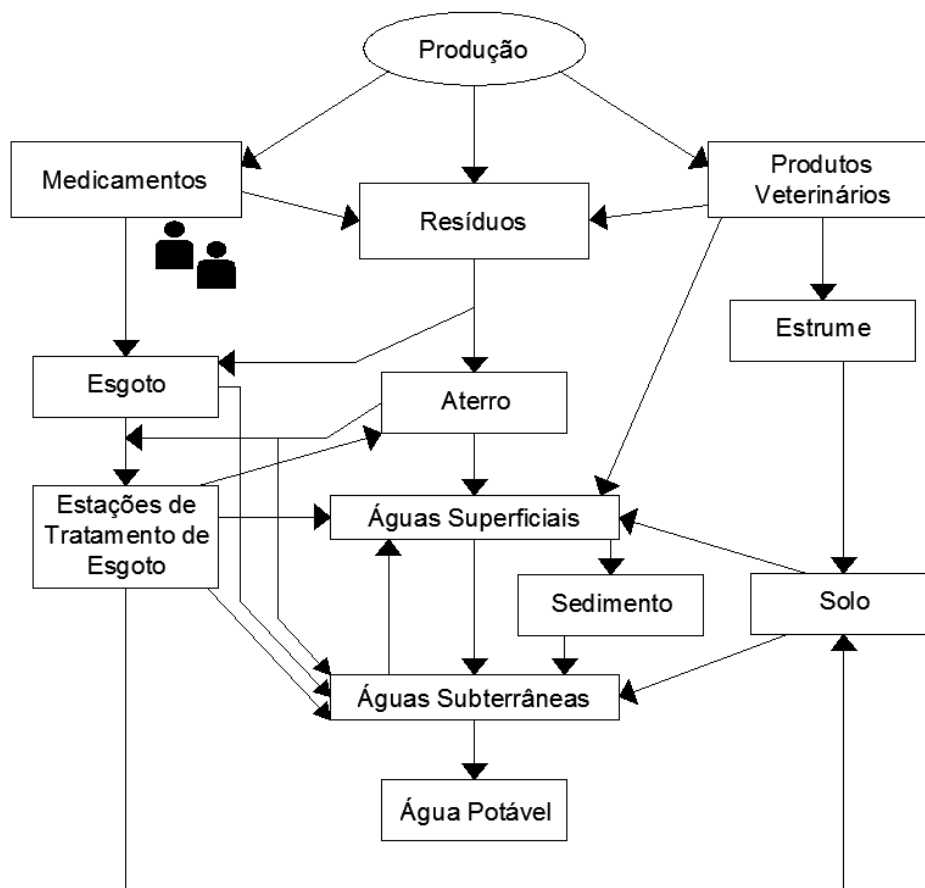


Figura 2 – Fontes, distribuição e sumidouros de fármacos no meio ambiente.

Fonte: Adaptado de KÜMMERER, 2001.

Estudos feitos por Ternes (1998), considerando o balanço de massa das entradas e saídas de compostos farmacêuticos em estações de tratamento de

esgoto, revelam que nem todos os produtos farmacêuticos são removidos no tratamento de esgoto.

As estações de tratamento de esgotos não foram originalmente concebidas para lidar com contaminantes farmacêuticos, e sim construídas com o objetivo principal de remover carbono biodegradável, nitrogênio, fósforo e organismos microbiológicos.

Os objetivos do tratamento de efluentes hospitalares é remover as impurezas físicas, químicas e biológicas, e principalmente os organismos patogênicos. O processo de tratamento deste tipo de efluente deve levar em conta as características do efluente e os parâmetros finais de qualidade a serem alcançados antes de seu lançamento em corpo receptor de água.

Assim, o estudo de tecnologias que possam reduzir ou eliminar estes compostos é muito importante para o futuro da sociedade, já que a presença destes medicamentos e seus derivados no meio ambiente podem potencializar o desenvolvimento de organismos super-resistentes que poderão entrar em contato com os seres humanos ou os componentes da fauna silvestre próxima (KÜMMERER, 2001).

2.1.1 Efluente hospitalar do Hospital Universitário de Santa Maria

O Hospital Universitário de Santa Maria (HUSM) é um hospital de referência da região central do Estado do Rio Grande do Sul. A instituição atua como hospital-escola, e é um órgão integrante da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM).

O hospital possui 291 leitos da Unidade de Internação, 37 leitos da Unidade de Tratamento Intensivo, 53 salas de ambulatório, 11 salas para atendimento de emergência, nas 06 salas do Centro Cirúrgico e nas 02 salas do Centro Obstétrico (HUSM, 2014).

O sistema de tratamento do efluente hospitalar gerado no HUSM é dividido em duas correntes, da ala norte e da ala sul, ambas com tecnologia semelhante, sendo que a Figura 3 representa o processo de tratamento.

A amostragem para este trabalho foi na estação de tratamento de efluentes da ala sul, uma vez que esta já possui pontos de amostragem definidas.

Em seu trabalho, Minetto (2009) encontrou concentrações significativas de vários compostos farmacêuticos no efluente bruto da ala sul do HUSM, como amoxicilina, ciprofloxacina, sulfametoxazol, trimetoprima e diclofenaco de sódio.

Sendo assim, se justifica o estudo do método complementar de tratamento do efluente hospitalar utilizando o reator MBBR. Para tanto, a comparação entre a qualidade do efluente bruto e do efluente tratado é o fator determinante para se avaliar a eficiência do método estudado.

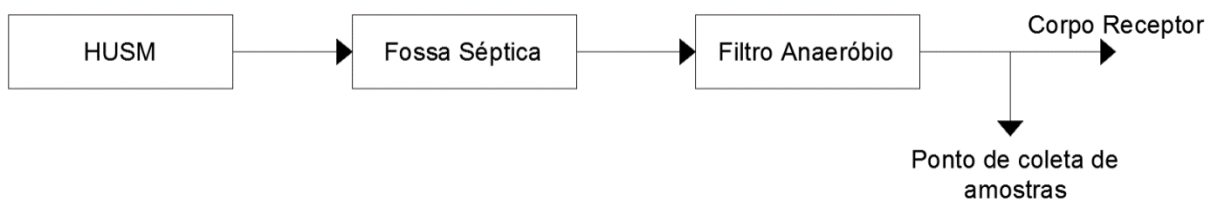


Figura 3 – Esquema do sistema de tratamento do efluente hospitalar proveniente do HUSM.

2.2 Reatores de Leito Móvel com Biofilme

As pesquisas e desenvolvimento do reator de leito móvel com biofilme, mais conhecido pelo termo em inglês *Moving Bed Biofilm Reactor* (MBBR), tiveram início nos anos 80 do século XX na Noruega (WEF/ASCE/EWRI, 2010a). As pesquisas que fundamentaram o desenvolvimento da tecnologia MBBR resultaram de um acordo político entre países do norte europeu para obter reduções significativas em aproximadamente 50% na descarga de nutrientes para o Mar do Norte de 1985 a 1995 (HEM *et al.*, 1994).

A proposta do novo tipo de tratamento utilizando o MBBR tinha a marca de congregar as melhores características dos processos de lodos ativados e processos com biofilme, descartando as suas características indesejáveis (WEF/ASCE/EWRI, 2010a). A tecnologia MBBR tem se tornado um sucesso comercial, tendo em vista que já existem mais de 400 plantas de tratamento em grande escala de esgoto e

efluentes, em 22 países, isto sem levar em conta as estações de pequeno porte espalhadas pelo mundo (RUSTEN *et al.*, 2006).

Reatores de leito móvel com biofilme, quando comparados aos processos de biomassa suspensa, possuem várias vantagens, como uma maior concentração de biomassa no seu interior, alta carga de demanda química de oxigênio, forte tolerância ao impacto da variação de carga do efluente de entrada, maior idade do lodo, tempos de residência hidráulicos mais baixos, taxas de remoção volumétrica superiores, área requerida relativamente pequena e não apresenta grande volume de lodo residual (CHEN *et al.*, 2008). Portanto, é um sistema simples, compacto e flexível, além de ter boa eficiência de remoção de compostos orgânicos, nitrogênio e amônia.

Vários outros autores (RUSTEN *et al.*, 2006; SALVETTI *et al.*, 2006; ØDEGAARD, 2006) relatam diversas vantagens do uso de MBBR frente a outros processos. Dentre as vantagens, citam-se a alta área superficial disponível entre o biofilme e o substrato, a resistência a variações de cargas de choque, flexibilidade de operação, todo volume útil do reator é eficientemente utilizado para o crescimento do consórcio microbiano, a perda de carga é insignificante e a concentração de biomassa é alta no interior do reator, mesmo sem reciclo de lodo.

Segundo estudo de Plattes *et al.* (2006), a idade estimada do biofilme no reator de leito móvel com biofilme é menor do que a idade do lodo necessária para a nitrificação em plantas típicas de lodos ativados, isso explicado pelo teor relativamente elevado de biomassa ativa no biofilme, já que uma fração importante de partículas inativas dos afluentes não aderem ao biofilme.

O sistema de tratamento utilizando o reator de leito móvel com biofilme pode ser montado em diversas configurações, dependendo do tipo de efluente a ser tratado (WEF/ASCE/EWRI, 2010a). Ele pode ser utilizado para remoção de matéria orgânica carbonácea, bem como para nitrificação e desnitrificação em estações de tratamento de esgoto e efluentes industriais (ØDEGAARD, 2006).

No processo, os microrganismos responsáveis pelo tratamento degradam as substâncias orgânicas mediante processos oxidativos, que são assimiladas como substrato e fonte de energia. Estes microrganismos crescem aderidos a suportes que se movimentam livremente no reator, propiciando assim um melhor aproveitamento da sua área útil, eliminando zonas de estagnação. Além disso, devido a estes microrganismos crescerem na forma de biofilmes, estes apresentam

maior proteção a agentes agressivos e resistência a desidratação, já que a matriz polimérica que os rodeia é bastante hidratada.

Em seu trabalho, Kermani *et al.* (2008) obtiveram altos valores de remoção de compostos orgânicos e nutrientes a partir de esgoto municipal, chegando nos valores de remoção média de 96,9% de DQO solúvel, 84,6% de nitrogênio total, e de 95,8% de fósforo total, utilizando um sistema MBBR em escala laboratorial, com unidades anaeróbia, anóxica e aeróbia em quatro reatores separados e em série.

Oliveira (2008) obteve eficiências médias de remoção de DBO, SST e N-NH₄ de respectivamente 84, 86 e 44% utilizando um reator MBBR no tratamento de esgoto urbano.

Vanzetto (2012) avaliou a eficiência de reator MBBR no tratamento de efluente de celulose e papel, através da remoção de matéria orgânica (DQO e DBO₅), e obteve valores de 48 e 94% de remoção de DQO e DBO₅, respectivamente.

Em seu estudo, Accinelli *et al.* (2012) obtiveram bons resultados na remoção de três xenobióticos presentes no esgoto urbano, utilizando o reator MBBR.

2.2.1 Configurações

O reator de leito móvel com biofilme pode operar sob condições aeróbias ou anóxicas e anaeróbias, conforme a Figura 4. O que difere basicamente as condições de operação é o tipo de agitação (ØDEGAARD *et al.*, 1994).

Para condições aeróbias, é necessário um sistema de aeração, que fornece ao meio o oxigênio necessário para a oxidação da matéria carbonácea e eventualmente nitrificação, e ao mesmo tempo agitam e distribuem uniformemente os suportes para biofilme ao longo do volume do reator. Esta agitação provoca ainda turbulência, o que reduz as resistências a transferências de massa externas ao biofilme, e também controlam a espessura do biofilme através da erosão provocada pelo choque entre os suportes para biofilme dentro do reator.

Os difusores do sistema de aeração devem ser instalados no fundo do reator, de modo que provoque a movimentação circular da massa líquida, evitando assim o

acúmulo dos suportes para biofilme na superfície, o que está representado na Figura 4a. Para o suprimento de ar e agitação do meio líquido, podem ser utilizadas bolhas finas ou grossas, porém por questões de menor manutenção necessária, utilizam-se mais os sistemas de difusão por bolhas grossas (WEF/ASCE/EWRI, 2009).

Para condições anóxicas e anaeróbias, se faz necessária a instalação de sistema de agitação mecânica, representado na Figura 4b considerando a impossibilidade de utilização da aeração para essa função. Os misturadores não devem ter rotação elevada, para evitar a abrasão em excesso dos suportes.

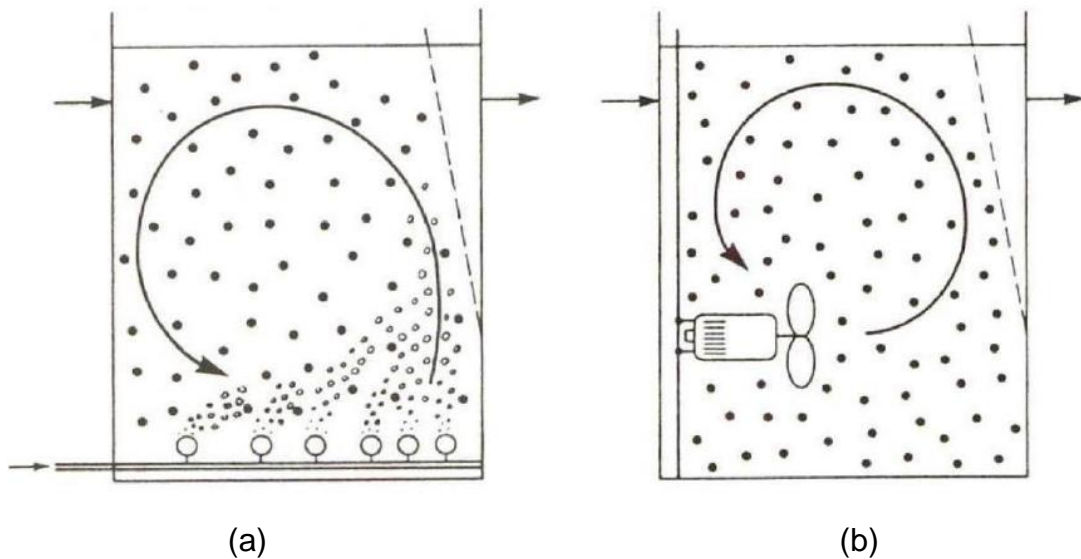


Figura 4 – Agitação em reatores (a) aeróbios, (b) anóxicos e anaeróbios.

- (a) Reator aeróbio
- (b) Reator anóxico e anaeróbio

Fonte: ØDEGAARD *et al.*, 1994.

2.2.2 Suportes para biofilmes

O elemento de suporte para o biofilme é geralmente de polietileno com uma densidade próxima a da água, e com a forma de pequenos cilindros ou de discos de

cerca de 9-65 mm de diâmetro, dependendo da aplicação. Os suportes foram desenvolvidos para proporcionar uma grande área de superfície protegida para o crescimento do biofilme, e condições ideais para a cultura de microrganismos, quando os mesmos estão suspensos em água.

O MBBR utilizando suportes de poliuretano também mostrou um bom desempenho na remoção de compostos orgânicos e de amônia, devido ao fato de que numerosos microrganismos se fixarem nos poros dos suportes de poliuretano (CHU e WANG, 2011).

No mercado existem diversos modelos de suportes para biofilmes. Alguns destes modelos podem ser visualizados na Figura 5.



Figura 5 – Suportes AnoxKaldnes® MBBR.

Fonte: Veolia, 2014a.

A Tabela 1 mostra algumas características de alguns suportes plásticos para biofilme disponíveis no mercado.

A razão de recheio ou fração de enchimento (%) é definida pela razão entre o volume ocupado pelos suportes e o volume total do reator (V_S/V_R). Esta razão de recheio do reator é variável. Rusten *et al.* (2006) recomendam não trabalhar acima de 70% de razão de recheio, com a finalidade de permitir boas condições de mistura

e propiciar boa movimentação dos suportes sem problemas hidrodinâmicos. Metcalf & Eddy (2003) recomendam que a razão de recheio do tanque seja de 20 a 50% do seu volume.

Tabela 1 – Exemplos de suportes plásticos para biofilme.

Fabricante	Nome	Material	Área	Dimensões
			Superficial Total	Nominais (Altura; Diâmetro)
Veolia Inc.	AnoxKaldnes [®] K1	Polietileno	500 m ² /m ³	7mm;9mm
	AnoxKaldnes [®] K3	Polietileno	500 m ² /m ³	12mm;25mm
	AnoxKaldnes [®] K1	Polietileno	1200 m ² /m ³	2mm;48mm
Nanoplastic T. P.	NanoMídia MBBR	Polipropileno	687 m ² /m ³	15mm;30mm
Siemens WT Corp.	ActiveCell [®] 450	Polietileno	450 m ² /m ³	15mm;22mm

Fonte: Fabricantes.

2.2.3 Biofilme

Em processos aeróbios com biomassa aderida, a remoção da matéria orgânica e a conversão dos compostos nitrogenados são ainda mais influenciadas pelos mecanismos de difusão e de transferência de oxigênio e de substrato solúvel através das camadas do biofilme. A área da superfície de biomassa em contato com o líquido é muito maior comparada a outros sistemas de crescimento de biomassa fixa, e a difusão no biofilme destes materiais e de outros nutrientes necessários ocorre 360° em torno da superfície do suporte, aumentando a taxa de remoção dos poluentes (WEF/ASCE/EWRI, 2005).

Os microrganismos que formam o biofilme produzem polímeros extracelulares responsáveis pela potencial adesão a um determinado tipo de meio suporte. A

imobilização da biomassa possibilita a sua elevada concentração no reator com elevados períodos de tempos. A espessura do biofilme num processo MBBR é indicada na faixa de 0,1 a 1 mm (ØDEGAARD *et al.*, 1994).

Com a síntese de novas células há um aumento na espessura do biofilme, o que dificulta a difusão de substrato e oxigênio entre suas camadas internas e até junto da superfície do suporte, onde podem existir condições anaeróbias. A Figura 6 apresenta o consumo de substrato e a geração de subprodutos no biofilme.

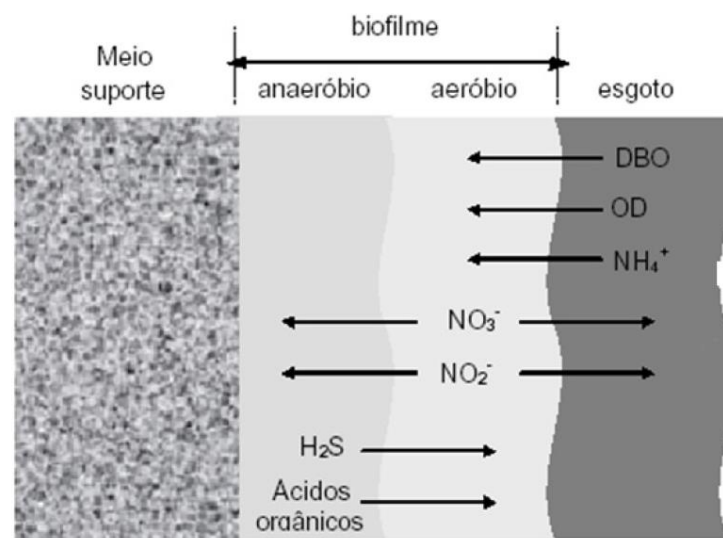


Figura 6 – Representação esquemática de uma seção de biofilme.

Fonte: Adaptado de Metcalf & Eddy, 2003.

Mašić *et al.* (2010) afirmam que para melhorar a utilização do oxigênio na concepção do processo, diminuindo a camada limite do biofilme, seria necessário aumentar a mistura no reator MBBR, mecanicamente ou por uma maior aeração. Eles também relacionaram os parâmetros de erosão do biofilme com sua taxa de fluxo de massa. Com uma maior taxa de fluxo, há uma maior agitação no sistema, que aumenta o choque entre os suportes, aumentando a taxa de erosão do biofilme, e reduzindo a espessura da camada limite, conseguindo uma utilização eficiente de oxigênio.

Devido à erosão causada entre os suportes e entre os suportes e as paredes do reator, pouco ou nenhum biofilme cresce aderido na parte externa dos mesmos

(RUSTEN *et al.*, 2006; AYGUN *et al.*, 2008), A biomassa cresce principalmente no interior dos suportes, na superfície protegida, conforme pode ser observado na Figura 7.

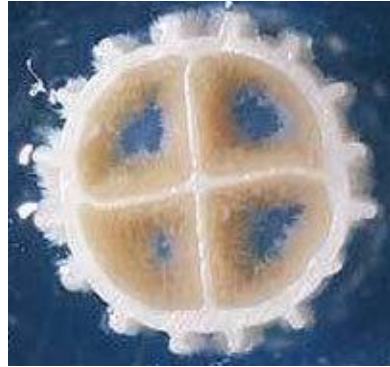


Figura 7 – Suporte com biofilme aderido.

Fonte: Veolia, 2014b.

Durante a fase de crescimento do biofilme, os principais parâmetros que influenciam este crescimento são as condições hidrodinâmicas e a carga de substrato, influenciando particularmente a estrutura, densidade e espessura do biofilme (WÄSCHE *et al.*, 2002).

2.2.4 Remoção de carga orgânica

A carga orgânica dos efluentes é composta basicamente de proteínas, carboidratos, e gorduras, compostos biodegradáveis orgânicos. É normalmente medida em termos da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), que é a medida da quantidade de oxigênio consumida durante a oxidação bioquímica da matéria orgânica (METCALF & EDDY, 2003).

Se lançada sem tratamento no meio ambiente, os compostos orgânicos, devido à estabilização biológica, podem levar os recursos naturais de oxigênio ao esgotamento, e desenvolver condições sépticas (METCALF & EDDY, 2003).

A carga orgânica dos efluentes é realizada por microrganismos heterotróficos. Durante a remoção de carga orgânica dos efluentes, vários processos ocorrem simultaneamente. À medida que o material orgânico é oxidado, os produtos desta oxidação são utilizados para criar nova massa celular e para manter as células. Quando toda a matéria orgânica dos resíduos é consumida, as células passam a consumir seu próprio tecido para obter energia, através de um processo de respiração endógena. Para estes processos ocorrerem, é necessária a presença de oxigênio no meio (WEF/ASCE/EWRI, 2005).

Outra maneira de medir a concentração de matéria orgânica é através da Demanda Química de Oxigênio (DQO), que é a quantidade de oxigênio consumido pela oxidação química da matéria orgânica do efluente. A DQO geralmente é muito maior que a DBO, devido a uma parte do carbono não estar disponível para degradação biológica. Tipicamente, a proporção de DQO para DBO é entre 2,0 a 2,2. Uma proporção mais elevada pode ser um indicativo da presença de resíduos industriais, que podem conter concentrações significativas de resíduos não biodegradáveis (WEF/ASCE/EWRI, 2005).

No processo biológico de remoção de carga orgânica, vários microrganismos tomam parte, como bactérias, protozoários, fungos, etc. Ao entrarem em contato com o material orgânico, este é utilizado como alimento pelos microrganismos, convertendo-o em gás carbônico, água e material celular para seu crescimento e reprodução, como pode ser visualizado na Figura 8.

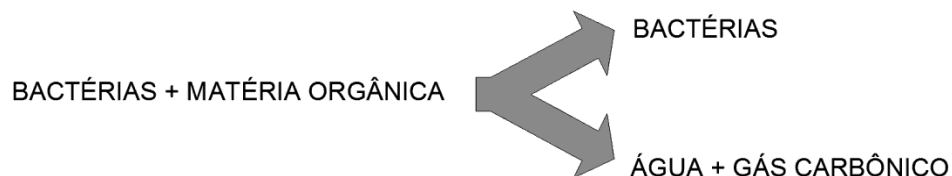


Figura 8 – Esquema simplificado do metabolismo bacteriano.

Fonte: Von Sperling, 1996.

Para que este processo aconteça, algumas condições devem ser favoráveis no meio, como presença de oxigênio dissolvido no meio, temperatura, potencial

hidrogeniônico (pH) e tempo de contato (VON SPERLING, 1996).

Entretanto, uma série de compostos orgânicos sintéticos, denominados xenobióticos, são difíceis de degradar biologicamente. Xenobióticos incluem pesticidas, corantes e solventes clorados, medicamentos, entre muitos outros produtos químicos (MADIGAN *et al.*, 2012).

2.2.5 Remoção de nitrogênio

Compostos de nitrogênio nos dejetos humanos e animais estão associados com proteínas e ácidos nucleicos, a amônia é formada como um resultado da decomposição de proteínas e ácidos nucleicos. Nitrogênio orgânico volátil é liberado para a atmosfera durante a decomposição das plantas, promovida por bactérias. As emissões industriais e de queima de combustíveis geram óxido nitroso gasoso e ácido nítrico. Muitas formas de nitrogênio são ainda usadas para fins agrícolas como fertilizantes. Os compostos mais comuns de nitrogênio usados em fertilizantes são ureia, fosfato de amônio, sulfato de amônio e nitrato de amônio (WEF/ASCE/EWRI, 2005).

As formas mais comuns de nitrogênio nos efluentes são amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), gás nitrogênio (N_2), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), e nitrogênio orgânico. Os esgotos municipais contêm principalmente nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico, enquanto que alguns efluentes industriais contêm ainda quantidades apreciáveis de nitrato-nitrogênio. Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) é a quantidade combinada de nitrogênio orgânico e amoniacal presente na amostra, na forma não oxidada. Quando oxidado por microrganismos sob condições aeróbicas, o NTK é usado para crescimento de novas células na biomassa (WEF/ASCE/EWRI, 2005).

Na Tabela 2 estão representadas as etapas de oxidação/redução do nitrogênio, assim como os principais microrganismos responsáveis pelo processo.

O processo de nitrificação é autotrófico, no qual os microrganismos utilizam dióxido de carbono (carbono inorgânico) para a síntese celular. A nitrificação ocorre em duas etapas. Na primeira a amônia é oxidada a nitrito por bactérias oxidantes de amônia do gênero *Nitrosomonas*. Após, o nitrito é convertido a nitrato por bactérias

oxidantes de nitrito do gênero *Nitrobacter* (WEF/ASCE/EWRI, 2010b). O processo de nitrificação é inibido por cargas orgânicas elevadas, devido a estas proporcionarem o desenvolvimento de microrganismos heterotróficos, que competem com os microrganismos autotróficos nitrificantes por nutrientes e oxigênio.

O processo de desnitrificação consiste na conversão de nitrato a nitrito, que posteriormente, é convertido a gases como óxido nítrico, óxido nitroso e nitrogênio molecular, os quais podem ser liberados para a atmosfera. Esta conversão é feita principalmente por bactérias do gênero *Pseudomonas*.

Porém, para a desnitrificação ocorrer, também é necessária a disponibilização de matéria carbonácea, que pode ser a partir de fonte de suprimento externa, fonte esta que pode ser o próprio efluente bruto (METCALF & EDDY, 2003).

Tabela 2 – Etapas de oxidação/redução de nitrogênio e microrganismos responsáveis.

Processo	Exemplos de microrganismos
Nitrificação ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^-$)	
$\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^-$	<i>Nitrosomonas</i>
$\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$	<i>Nitrobacter</i>
Desnitrificação ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2$)	<i>Bacillus, Paracoccus, Pseudomonas</i>
Amonificação (N-orgânico $\rightarrow \text{NH}_4^+$)	Realizado por muitos microrganismos
Anammox ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_3 \rightarrow 2 \text{N}_2$)	<i>Brocadia</i>

Fonte: Adaptado de Madigan *et al.*, 2012.

2.2.6 Nitrificação/desnitrificação simultâneas

A remoção total de nitrogênio em plantas de tratamento de esgoto é mais facilmente atingida em um sistema composto de duas fases, ou seja, nitrificação e desnitrificação. Estes dois processos geralmente são realizados em reatores

diferentes, pois a nitrificação ocorre sob condições aeróbicas, enquanto que a desnitrificação prevalece na ausência de oxigênio.

Durante a etapa de nitrificação biológica, a amônia é oxidada para nitrito por bactérias oxidantes de amônia. Posteriormente, o nitrito é oxidado a nitrato por bactérias oxidantes de nitrito. Durante a desnitrificação, o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso por microrganismos desnitrificantes. O processo de nitrificação/desnitrificação simultâneas se baseia no fato destas reações tomarem um “atalho”, onde a nitrificação parcial para nitrito é aplicada e seguida por nitrito de desnitrificação, como pode ser visualizado na Figura 9 (YUNXIA *et al.*, 2009).

Tais processos eliminam a necessidade de dois reatores separados ou aeração intermitente, simplificando assim o sistema de tratamento. A outra vantagem é que os compostos orgânicos do efluente podem ser utilizados como fonte de hidrogênio para a desnitrificação (WANG *et al.*, 2006).

O processo de nitrificação/desnitrificação simultâneas tem sido observado por diversos autores, em diversos sistemas de tratamento, inclusive no sistema MBBR (GONG *et al.*, 2012; YUNXIA *et al.*, 2009; WANG *et al.*, 2006; MÜNCH *et al.*, 1996).

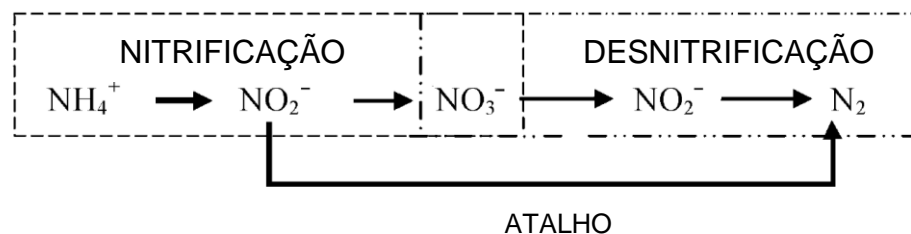


Figura 9 – Processo biológico de remoção de nitrogênio por nitrificação/desnitrificação.

Fonte: Adaptado de Yunxia *et al.*, 2009.

2.2.7 Remoção de Fósforo

O fósforo é um elemento essencial no processo do metabolismo energético utilizado pelas células, e também um componente chave da membrana celular. É

um nutriente essencial para as plantas e microrganismos (WEF/ASCE/EWRI, 2005).

Ao contrário do nitrogênio, não há forma gasosa para o fósforo pela qual ele possa ser eliminado do efluente. Como consequência disto, o processo de remoção geralmente utilizado para o fósforo é aquele no qual ele seja convertido em um particulado sólido e removido através de sedimentação, filtração, ou outro processo de remoção de sólidos (WEF/ASCE/EWRI, 2010b).

Outra maneira de remoção de fósforo é sua incorporação na biomassa. Tipicamente, a biomassa contém 1,5-2,5% (m/m) de fósforo por sólido volátil. Sob certas condições, a biomassa acumulará altos níveis, em excesso aos requeridos 6-8% de fósforo, ou ainda acima de 20-30%, processo este definido como remoção biológica de fósforo aprimorada (METCALF & EDDY, 2003).

Em sistemas biológicos, a eficiência de remoção de fósforo depende do teor de fósforo do lodo removido e da eficiência do processo de separação de sólidos.

Os microrganismos que são em grande parte responsáveis pela remoção de fósforo são conhecidos como organismos acumuladores de polifosfatos.

Sob condições aeróbicas, estes organismos utilizam a fonte de carbono armazenado internamente para o crescimento e armazenamento excessivo de fosfato na forma de polifosfato intracelular. Quando estes microrganismos saem na forma de lodo, isto resulta na remoção de fósforo da fase líquida via organismos acumuladores de polifosfatos (WEF/ASCE/EWRI, 2010b).

2.2.8 Potencial Hidrogeniônico

O potencial hidrogeniônico (pH) é um importante parâmetro a ser observado no tratamento de efluentes, tanto no efluente bruto, quanto no tratado. A faixa de pH adequada para a existência da maioria dos organismos biológicos vivos é de 6 a 9. Efluentes com pH muito altos são difíceis de tratar biologicamente, e se o pH não for ajustado, geralmente para 6,5 a 8,5, antes de seu lançamento em corpos hídricos, pode alterar a concentração da água natural (METCALF & EDDY, 2003).

3 METODOLOGIA

3.1 Generalidades

A parte experimental desta pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Controle Ambiental (LabCAmb) vinculado ao Departamento de Engenharia Química no Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), localizada na cidade de Santa Maria, no Rio Grande do Sul (RS), Brasil. As análises experimentais ocorreram no período entre junho de 2013 a janeiro de 2014.

3.2 Concepção e montagem do sistema de tratamento

O sistema de tratamento foi projetado e construído em escala laboratorial. Consiste em um reator MBBR de material acrílico nas dimensões 12 x 12 x 40 cm (comprimento x largura x altura), com volume útil de 4,1 L (devido à dificuldade logística da coleta e transporte do efluente bruto utilizado para alimentar o sistema), e preenchido com material suporte especificado posteriormente. Na Tabela 3 estão apresentadas as dimensões do reator MBBR.

O esquema do sistema de tratamento com o reator MBBR é apresentado na Figura 10. O efluente bruto coletado do hospital foi acondicionado em recipiente de polietileno de alta densidade (bombona) de 50 L, que além desta função, operava como decantador primário (decantador 01), no qual eram separados os sólidos grosseiros presentes no efluente bruto antes de seu bombeamento para o interior do reator MBBR. Em sequência, o efluente bruto era transportado através de bomba dosadora do tipo peristáltica com rotação controlada para o interior do reator MBBR. Ao mesmo tempo, o compressor fornecia ar comprimido em vazão suficiente para suprir a quantidade de oxigênio dissolvido requerida e manter o leito em suspensão, ar este sendo distribuído homogeneamente pela parte inferior do reator, através de dispersor. No reator MBBR também foi instalado um sensor de temperatura para monitoramento da mesma. Após determinado tempo de detenção hidráulica, o

efluente tratado saía pela extremidade horizontal oposta do reator, de onde, por gravidade, seguia para o decantador 02, sendo posteriormente descartado na rede de esgoto do laboratório.

Tabela 3 – Principais dimensões do reator MBBR*.

Parâmetro	Reator MBBR
Altura Total (cm)	40
Altura Útil (cm)	31
Largura (cm)	12
Comprimento (cm)	12
Largura Útil (cm)	11,5
Comprimento Útil (cm)	11,5
Volume Total (cm ³)	5.290
Volume Útil (cm ³)	4.100
Seção Transversal (cm ²)	132,25

*Adaptado de Metcalf & Eddy, 2003.

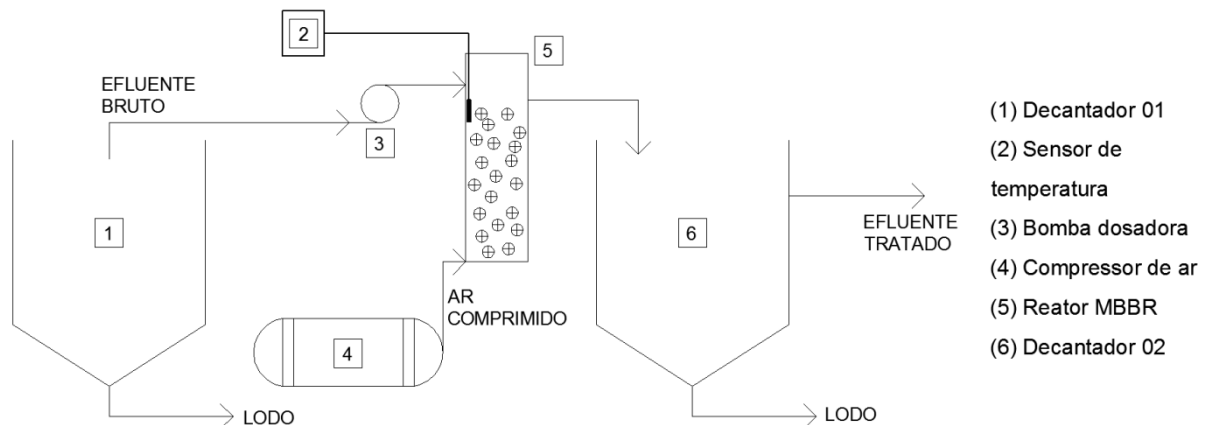


Figura 10 – Desenho esquemático do sistema em escala de bancada.

Na Figura 11 apresenta-se a visão real do sistema de tratamento em escala de bancada utilizando o reator MBBR.

As condições de operação do sistema estão apresentadas na Tabela 4.



Figura 11 – Foto do sistema de tratamento utilizando o reator MBBR.

Tabela 4 – Condições de operação do sistema.

Parâmetro	Reator MBBR
Vazão, m ³ /h	0,001
Tempo de detenção hidráulica, h	4,1
Faixa de temperatura (mesofílica), °C	20-45
pH	6,0-7,5
Razão de enchimento, %	60

O processo de tratamento com o reator MBBR operou por 190 dias. Dos 190 dias de operação, os primeiros 90 dias foram utilizados para aclimação dos microrganismos no reator. Este período foi definido de acordo com a observação

visual *in loco* da camada de microrganismos fixados nos suportes. Durante o processo, o reator MBBR operou em batelada, mantendo-se somente a bomba de ar ligada continuamente para suprir as necessidades metabólicas das bactérias em período de adaptação. Nos 100 dias posteriores à aclimatação, o reator MBBR operou em regime contínuo.

3.3 Suportes para biofilme utilizados

Para este experimento, foram utilizados os suportes para biofilme modelo Kaldnes[®] K3, fornecidos pela empresa VWS Brasil Ltda. Os suportes são feitos de polietileno (PEHD) com a densidade de 0,95 g/cm³. Os dados técnicos dos suportes apresentam-se na Tabela 5.

Tabela 5 – Dados técnicos dos suportes para biofilme Kaldnes[®] modelo K3.

	Kaldnes [®] modelo K3
Diâmetro nominal (mm)	25
Comprimento nominal (mm)	12
Densidade mássica (kg/m ³)	100
Área de superfície específica do biofilme (no volume) (m ² /m ³)	500
Área de superfície específica do biofilme a razão de enchimento de 60% (m ² /m ³)	300

A razão entre o volume ocupado pelos suportes e o volume total do reator (V_S/V_R) pode variar de 20 a 70% (RUSTEN *et al.*, 2006). Para obter uma maior área superficial de biofilme disponível para o tratamento, e evitar problemas hidrodinâmicos (para razões de enchimento maiores que 70%), neste trabalho adotou-se a razão de enchimento de suportes de 60%.

3.4 Caracterização do efluente bruto

A rede de esgotos do Hospital Universitário de Santa Maria (HUSM) é dividida em duas alas, norte e sul. O efluente originado no Pronto Atendimento do HUSM integra a ala sul, e este passa por um tratamento dotado de fossa séptica, sendo depois conduzido através de tubulação localizada na parte superior da fossa, por gravidade, para um filtro anaeróbio. Após o filtro anaeróbio, o efluente tratado é despejado em uma vala que se comunica com o córrego localizado dentro do campus da UFSM.

Apesar do tratamento anaeróbio simples ser eficiente para a redução dos valores dos parâmetros analisados, como DBO, DQO, Nitrogênio Total e Fósforo, a qualidade do efluente despejado no meio ambiente não é a ideal, com alguns parâmetros com valores acima dos limites legais estabelecidos na Resolução 128/2006 do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) do RS (CONSEMA, 2006).

Com a intenção de se obter a ordem de grandeza de alguns parâmetros, foi realizada a caracterização do efluente hospitalar a partir de amostras compostas coletadas junto à saída do sistema de tratamento de efluentes na parte sul do HUSM, depois da fossa séptica com filtro anaeróbio integrado. Os resultados obtidos da caracterização e os valores legais de lançamento podem ser visualizados na Tabela 6.

Observando-se os dados apresentados na Tabela 6, nota-se que os valores de DQO, DBO₅, NTK e Sólidos Suspensos estão acima do valor permitido legalmente.

3.5 Monitoramento

Os parâmetros de controle para monitoramento e acompanhamento analítico do experimento utilizando o reator MBBR durante sua operação, bem como a frequência de realização das análises, estão apresentadas na Tabela 7.

Tabela 6 – Caracterização do efluente hospitalar e valores legais de lançamento.

Parâmetro	Unidade	Valor Obtido	Valor Legal*
pH		6,8	6 a 9
Temperatura	°C	18	<40
DQO	mg/L	558	360
DBO ₅	mg/L	253	150
NTK	mg/L	23,1	20,0
Fósforo Total	mg/L	3,2	4,0
Sólidos Suspensos	mg/L	440	155
Sólidos Sedimentáveis	mL/L	VD	1
Materiais Flutuantes	Visual	Ausentes	Ausentes

* Resolução CONSEMA nº 128/2006

VD: Valor Desprezível

Tabela 7 – Acompanhamento analítico do experimento.

Parâmetro	Frequência Analítica
pH	3 vezes/semana
Temperatura	3 vezes/semana
DBO ₅	3 vezes/semana
DQO	3 vezes/semana
NTK	3 vezes/semana
P _T	3 vezes/semana

3.6 Métodos Analíticos

Os parâmetros de controle foram realizados no LabCAmb da UFSM. Os seguintes parâmetros foram avaliados conforme o *Standard Methods for*

Examination of Water and Wastewater (SMEWW) (APHA/AWWA/WEF, 1998).

Para o cálculo dos resultados foi utilizado software de edição de planilhas. Para os resultados estatísticos e montagem dos gráficos, foi utilizado software gráfico para análise dos dados e estatísticas. Todos os equipamentos utilizados estavam devidamente calibrados.

3.6.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio

As análises da Demanda Bioquímica de Oxigênio para o quinto dia (DBO_5) foram realizadas conforme com o método 5210 B do SMEWW (APHA/AWWA/WEF, 1998).

A determinação de DBO_5 foi realizada pelo aparelho marca OxiDirect.

3.6.2 Demanda Química de Oxigênio

A determinação de DQO foi realizada pelo colorímetro marca Hach, modelo DR/890, programa 17, segundo o método colorimétrico 5220 do SMEWW (APHA/AWWA/WEF, 1998).

3.6.3 Nitrogênio Total Kjeldahl (0 a 150 mg/L)

Para determinação do Nitrogênio Total Kjeldahl, foi utilizado o método de digestão de Nessler, adaptado para água, lodo e águas residuárias.

O termo “Nitrogênio Total Kjeldahl” (NTK) refere-se à combinação de amônia e nitrogênio orgânico. Entretanto, somente os compostos orgânicos nitrogenados que possuem nitrogênio no estado tri-negativo são determinados neste teste. O nitrogênio desta forma é convertido em sais de amônio pela ação do ácido sulfúrico e do peróxido de hidrogênio. A amônia é então analisada pelo teste de Nessler

modificado. O estabilizante mineral complexa cálcio e magnésio. O álcool polivinílico (agente dispersante) ajuda a formação de cor na reação do reagente de Nessler com íons amônio. Uma cor amarela é formada, proporcional à concentração de amônia.

Através da leitura da absorvância em colorímetro da marca HACH, modelo DR/890, programa 65. Com o valor obtido, foi calculada a concentração de NTK presente na amostra.

3.6.4 Fósforo Total

Devido ao fósforo poder ocorrer em combinação com material orgânico, um método de digestão para determinar fósforo total deve ser capaz de oxidar a matéria orgânica de forma eficaz para liberar o fósforo como ortofosfato. O método adotado é a técnica de oxidação por ácido persulfato.

Após a digestão, o ortofosfato libertado é determinado através da leitura da absorvância em colorímetro marca HACH, modelo DR/890, programa 77. Com o valor obtido, foi calculada a concentração de P_T .

3.6.5 pH

A análise do pH foi realizada com o uso de peagâmetro de bancada da marca Instruterm, modelo PH-710.

3.6.6 Temperatura

A medição da temperatura foi feita com uso de um termômetro digital instalado no interior do reator MBBR. A computação dos dados foi realizada manualmente.

3.7 Tempo de Retenção Hidráulica

O tempo de retenção hidráulica (TRH) é definido como o tempo médio que o efluente permanece no interior do reator, alimentado continuamente, expresso em horas. Foi calculado segundo a Equação 1.

$$TRH = V_{util}/Q \quad (1)$$

Onde:

V_{util} – Volume útil do reator (m^3)

Q – Vazão de alimentação do reator (m^3/h)

O tempo de retenção hidráulica é empregado como principal parâmetro no projeto de reatores do tipo MBBR. Segundo Metcalf & Eddy (2003), este tempo deve ficar entre 3,5-4,5h.

3.8 Carga Orgânica

A carga orgânica (CO) é definida como a quantidade de oxigênio necessária à oxidação bioquímica da massa de matéria orgânica que entra no sistema de tratamento, ou que é lançada ao corpo receptor, na unidade de tempo. Matematicamente, pode ser expressa pelo produto da vazão pela DBO_5 ou DQO, de acordo com a Equação 2.

$$CO = Q \cdot S \left(\text{kg DBO ou kg DQO/d} \right) \quad (2)$$

Onde:

Q – Vazão de alimentação do reator (m^3/d)

S – Concentração de matéria orgânica no efluente bruto ou tratado ($kg DBO_5/m^3$ ou $kg DQO/m^3$)

3.9 Carga Orgânica Superficial

A carga orgânica superficial (COS) refere-se à razão entre a carga orgânica aplicada ao reator biológico e a área superficial total em função dos suportes para biofilme. Trata-se de uma variável de grande importância para o processo de tratamento utilizando o reator MBBR, sendo expressa em g DBO₅/m².d ou g DQO/m².d.

A carga orgânica volumétrica pode ser calculada segundo a Equação 3 abaixo:

$$COS = Q \cdot S_o / A_{ST} \quad \left(\text{g DBO}_5 \text{ ou g DQO} / \text{m}^2 \cdot \text{d} \right) \quad (3)$$

Onde:

Q – Vazão de alimentação do reator (m³/d)

S – Concentração de matéria orgânica no efluente bruto (kg DBO₅/m³ ou kg DQO/m³)

A_{ST} – Área Superficial Total dos suportes presentes no reator (m²)

3.10 Área Superficial Total

A área superficial total (A_{ST}) dos suportes é calculada pela Equação 4.

$$A_{ST} = A_{SE} \cdot V_{util} \quad (\text{m}^2) \quad (4)$$

Onde:

A_{SE} – Área de superfície específica do biofilme a razão de enchimento de 60% (m²/m³), que neste caso é 300 m²/m³;

V_{util} – Volume útil do reator (m³)

O valor de A_{ST} calculado para este experimento é de 1,23 m².

3.11 Carga Orgânica Volumétrica

A carga orgânica volumétrica (COV) é definida como sendo a quantidade de matéria orgânica (kg DQO ou kg DBO₅) que é alimentada ou que sai por unidade de volume do reator (m³) por unidade de tempo (dia).

A carga orgânica volumétrica pode ser calculada segundo a Equação 5 a seguir:

$$COV = Q \cdot S / V \quad \left(\text{kg DBO}_5 \text{ ou kg DQO} / \text{m}^3 \cdot \text{d} \right) \quad (5)$$

Onde:

Q – Vazão de alimentação do reator (m³/d)

S – Concentração de matéria orgânica do efluente bruto ou tratado (kg DBO₅/m³ ou kg DQO/m³)

V – Volume do reator (m³)

3.12 Eficiência de Remoção

A eficiência de remoção (ϵ) é definida como a razão entre a diferença de concentrações no efluente bruto e tratado, ($S_{eb} - S_{et}$) e a concentração no efluente de entrada (S_{eb}), para cada composto a ser analisado, conforme Equação 6.

$$\epsilon = \frac{(S_{eb} - S_{et})}{S_{eb}} * 100 \quad (\%) \quad (6)$$

Onde:

ϵ – Eficiência de remoção (%)

S_{eb} – Concentração do composto no efluente bruto (mg/L ou kg DBO₅/m³.d ou kg DQO/m³.d);

S_{et} – Concentração do composto no efluente tratado (mg/L ou kg DBO₅/m³.d ou kg DQO/m³.d).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Aclimação do reator MBBR

Após a montagem da unidade experimental, foi iniciado processo de aclimação e aclimação do reator MBBR. Inicialmente fez-se o teste hidráulico, e também a regulagem da vazão de ar comprimido necessária para aerar o sistema e manter os suportes plásticos em suspensão no leito. Este processo pode ser observado na Figura 12.



Figura 12 – Testes iniciais do MBBR.

Logo após a etapa de montagem e regulagem do reator MBBR, iniciou-se o processo de aclimação dos microrganismos.

Uma opção de aclimação dos microrganismos, quando o despejo a ser tratado é constituído de esgoto sanitário, é a passagem deste, durante certo tempo, pelo corpo do reator. Desta forma ocorre um lento e gradual desenvolvimento do lodo devido à presença no efluente de bactérias aeróbias. Este processo, no entanto, é lento.

Outra opção de aclimação para uma adaptação mais rápida dos microrganismos é com o uso de lodo proveniente de sistema de lodos ativados, já que o sistema MBBR é uma adaptação do mesmo (WEF/ASCE/EWRI, 2010a).

Para a aclimação foi utilizado lodo ativado originário da unidade da Estação de Tratamento de Esgotos de Santa Maria. O processo de aclimação dos microrganismos no reator MBBR ocorreu durante 90 dias, com início no dia 12/07/2013 e término no dia 10/10/2013, com o reator MBBR operando em batelada, mas com aeração contínua.

Durante a realização do experimento, devido à ocorrência de elevada amplitude térmica, principalmente baixas temperaturas, optou-se por controle da temperatura ambiente em torno de 20° C, através do uso de ar condicionado no laboratório. O pH foi mantido constante.

A proporção de lodo foi diminuída gradualmente toda semana conforme o biofilme foi aderindo nos suportes, aumentando assim a quantidade de efluente e, automaticamente, de alimento no meio. Na Figura 13 pode ser visualizado o aspecto do reator na fase de aclimação. A coloração marrom escura se deve ao lodo, pela sua alta proporção no reator MBBR. Pode-se notar que o lodo de sistema de lodos ativados propicia grande quantidade de microrganismos em suspensão no interior do reator MBBR.

Na Figura 14 pode-se visualizar a evolução do crescimento do biofilme aderido nos suportes no 46º e no 90º dia de operação na fase de aclimação. O crescimento do biofilme nos suportes foi lento e gradual.

4.2 Operação contínua do reator MBBR após aclimação

Após 90 dias de operação em batelada na fase de aclimação dos microrganismos, no dia 11/10/2013 o sistema de tratamento utilizando o reator

MBBR iniciou a operar continuamente. O sistema operou a uma vazão de alimentação de 0,001 m³/h, o tempo de detenção hidráulica era de 4,1 h, o volume útil total do reator era de 0,0041 m³, a razão de enchimento de suportes tipo K3 da Kaldnes[®] no reator era de 60%, e o efluente alimentado no reator era de origem hospitalar, conforme programado no item 3.2.



Figura 13 – Reator MBBR na fase de aclimação.

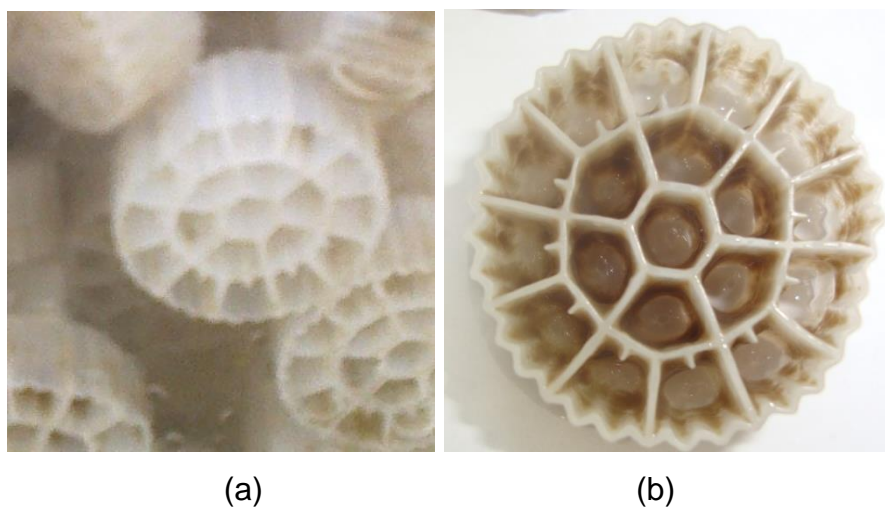


Figura 14 – Aspecto do biofilme aderido aos suportes em: (a) 46^o e (b) 90^o dia de aclimação do reator MBBR.

4.3 Evolução da adesão do biofilme

A evolução do biofilme aderido aos suportes na fase de operação após a aclimação em diferentes dias foi feita através de observação visual *in loco* das peças, como ilustra a Figura 15. Foi observado que, com passar do tempo de operação do reator MBBR, houve um desenvolvimento visível do biofilme aderido aos suportes, devido à síntese de novas células.

Observou-se também que a aglomeração do biofilme ocorreu quase em sua totalidade no interior dos suportes, onde a superfície é protegida, enquanto na superfície externa observou-se pouco ou nenhum biofilme aderido, como ilustrado na Figura 16. Isto se deve à erosão causada entre os suportes, e entre os suportes e as paredes do reator MBBR. O mesmo foi observado por outros autores. (RUSTEN *et al.*, 2006; AYGUN *et al.*, 2008).

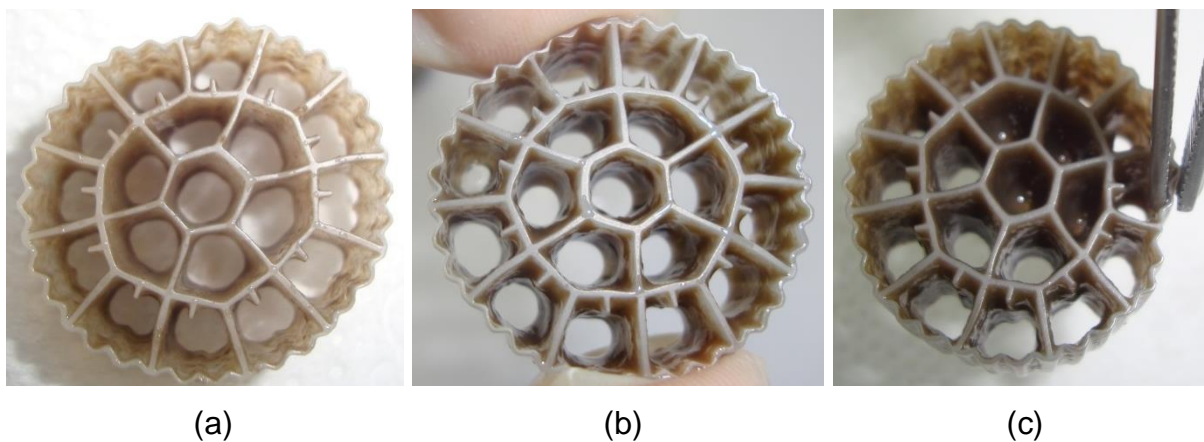


Figura 15 – Aspecto do biofilme aderido aos suportes em: (a) 30^o, (b) 63^o e (c) 100^o dia de operação do reator MBBR após aclimação.

4.4 Remoção de matéria orgânica carbonácea

A partir dos resultados obtidos experimentalmente de DBO₅ e DQO do efluente bruto, na entrada do reator MBBR, e do tratado, na saída do reator MBBR

(resultados disponíveis no Apêndice A), realizou-se o cálculo dos valores de CO, COS e COV, para DBO₅ e DQO em separado, para o período de operação do reator após sua aclimação. As Tabela 8 e Tabela 9 compilam os valores médios obtidos dos principais parâmetros do efluente bruto utilizado no experimento, na fase de operação após a aclimação do reator MBBR.



Figura 16 – Suportes em suspensão no interior do reator MBBR.

Tabela 8 – Valores médios obtidos dos principais parâmetros operacionais em relação à DQO do efluente bruto hospitalar.

	Número de Amostras	DQO, mg DQO/L	COS, g DQO/m ² .d	COV, kg DQO/m ² .d	CO, kg DQO/d
Mínimo	42	174,67	3,41	1,02	0,00419
Máximo	42	1286,33	25,10	7,53	0,03087
Média	42	511,42	9,98	2,99	0,01227

Tabela 9 – Valores médios obtidos dos principais parâmetros operacionais em relação à DBO₅ do efluente bruto hospitalar.

	Número de Amostras	DBO ₅ , mg DBO ₅ /L	COS, g DBO ₅ /m ² .d	COV, kg DBO ₅ /m ² .d	CO, kg DBO ₅ /d
Mínimo	42	120	2,34	0,703	0,00288
Máximo	42	470	9,17	2,752	0,01128
Média	42	264,57	5,16	1,55	0,00635

Como se pode observar, os valores obtidos encontram-se dentro da faixa aplicável para operação de reator MBBR. Nota-se também que durante o experimento ocorreu uma grande variação dos parâmetros no efluente hospitalar bruto, pois o mesmo sofre as variações sazonais e também diárias devido a diferentes atividades hospitalares. A coleta de amostras do efluente ocorreu diretamente na entrada da estação de tratamento do HUSM. Assim não se utilizou efluente sintético, mas diretamente efluente real, com a conseqüente variabilidade no controle dos parâmetros no efluente bruto que entra no reator.

Da mesma forma, a concentração de DBO₅ do efluente bruto apresentou grande variação. O mesmo aconteceu em relação à DQO. Foram aplicadas COV de acordo com valores compreendidos entre 0,703 e 2,752 kg DBO₅/m³.d (1,02 a 7,53 kg DQO/m³.d), resultando na obtenção de COV média de 1,55 kg DBO₅/m³.d (2,99 kg DQO/m³.d).

No tratamento de efluentes de indústrias de laticínios Andreottola *et al.* (2004) empregaram a carga orgânica máxima de 5,0 kg DQO/m³.d, e atingiram as eficiências na remoção de DQO de 80 a 97%.

Para tratamento de efluentes de indústrias de pasta de papel, Jahren *et al.* (2002) aplicaram cargas orgânicas ao reator MBBR de 1,5 a 3,8 kg DQO/m³.d. Cerca de 60-65% da DQO solúvel foi removida ao longo de todo experimento.

Pinho (2007) utilizou reator MBBR no tratamento de efluentes vínicos, à carga orgânica de até 6,5 kg DQO/m³.d, e obteve percentagem de remoção de DQO superior a 90%.

Rusten *et al.* (1998) empregaram o reator MBBR no tratamento secundário de efluentes domésticos e aplicaram cargas orgânicas no reator MBBR de 2,7 a 16,2 kg DBO₅/m³.d, A remoção de DQO esteve próxima dos 80%.

Estudos desenvolvidos por Wang *et al.* (2006) empregando reator MBBR no tratamento de efluente doméstico trabalharam com COV compreendidas entre 1,17 e 1,29 kg DQO/m³.d.

Oliveira (2008) submeteu um reator MBBR a COV média de 1,0 kg DBO/m³.d, e obteve eficiência média de remoção de 84% de DBO.

Observa-se então que para o tratamento de efluentes ou esgoto sanitário, a literatura reporta valores muito diversificados de COV aplicada ao processo MBBR. Com esta variabilidade pode-se verificar o potencial que a tecnologia apresenta para suportar estas variações de COV.

No processo de tratamento utilizando reator MBBR, o parâmetro de projeto e de controle operacional que melhor se associa é a COS, que equivale à razão entre a carga orgânica aplicada ao reator e área superficial total dos suportes inseridos no mesmo. A COS pode ser expressa tanto em termos de g DBO/m².d quanto de g DQO/m².d.

Ainda que a COS melhor caracterize o processo MBBR, a literatura abrange ampla faixa de valores empregados em sistemas utilizando reatores MBBR.

Em experimento que variou a COS desde 8,1 até 48,6 g DBO/m².d, Rusten *et al.* (1998) relataram que obtiveram uma perda muito grande da qualidade do efluente para aplicação de cargas superiores a 25 g DBO/m².d.

Hem *et al.* (1994) aplicaram COS variando entre 1 e 5 g DBO/m².d, e obtiveram valores de nitrificação maiores com menores COS.

Em função da carga orgânica aplicada, da área superficial específica do meio suporte e do volume de meio suporte, no presente experimento a COS do efluente bruto hospitalar aplicado no reator MBBR variou entre 2,34 e 9,17 g DBO₅/m².d (3,41 e 25,10 g DQO/m².d), resultando em valor médio de 5,16 g DBO₅/m².d (9,98 g DQO/m².d).

Todos os valores obtidos de COS em DBO₅ e DQO do efluente bruto hospitalar podem ser visualizados na Figura 17. Nota-se que houve grande variação nos resultados durante o período de operação após a aclimação do reator MBBR, principalmente em relação à COS expressa em g DQO/m².d. Isto se deve

provavelmente ao uso de produtos químicos nos sanitários do HUSM, aumentando assim a carga orgânica química no efluente hospitalar.

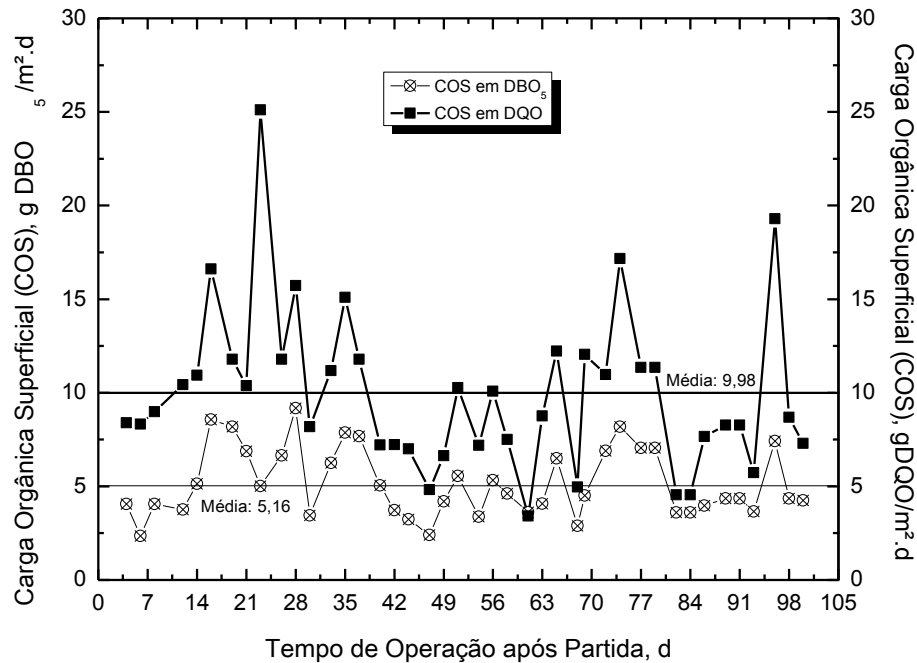


Figura 17 – Série de resultados de COS em DBO₅ e DQO do efluente bruto.

Na Figura 18 podem-se observar os resultados obtidos de COV e CO em DBO₅ do efluente bruto e tratado. Analisando a figura, vê-se a grande variação de carga orgânica no efluente bruto, porém no efluente tratado observa-se que esta variação ganhou certa estabilidade com o passar do tempo de operação do reator após sua aclimação.

Na Figura 19 observam-se os resultados de COV e CO em DQO do efluente bruto e tratado. Vê-se que, ao contrário da estabilização obtida no efluente tratado em relação à DBO₅, para a DQO não obteve esta estabilização, variando bastante durante todo o período de operação do reator após sua aclimação.

A Tabela 10 apresenta os valores estatísticos obtidos das eficiências de remoção de DBO₅ e DQO do efluente hospitalar. Como os valores calculados para CO, COS e COV são todos em função dos valores obtidos experimentalmente de DBO₅ e DQO, as eficiências de remoção são idênticas para estes parâmetros.

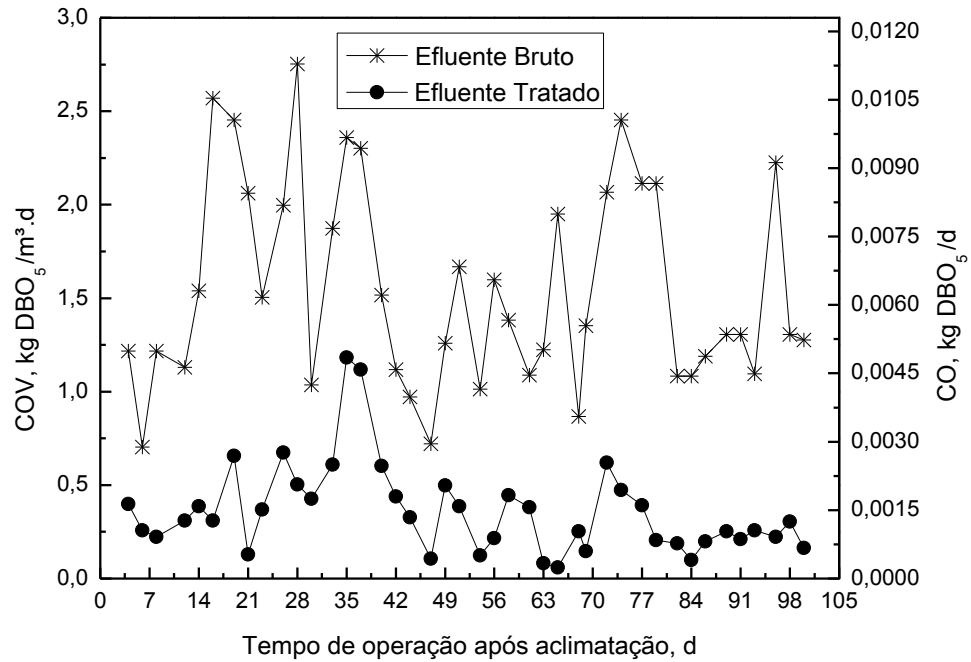


Figura 18 – Série de resultados de COV e CO em DBO₅ do efluente bruto e tratado.

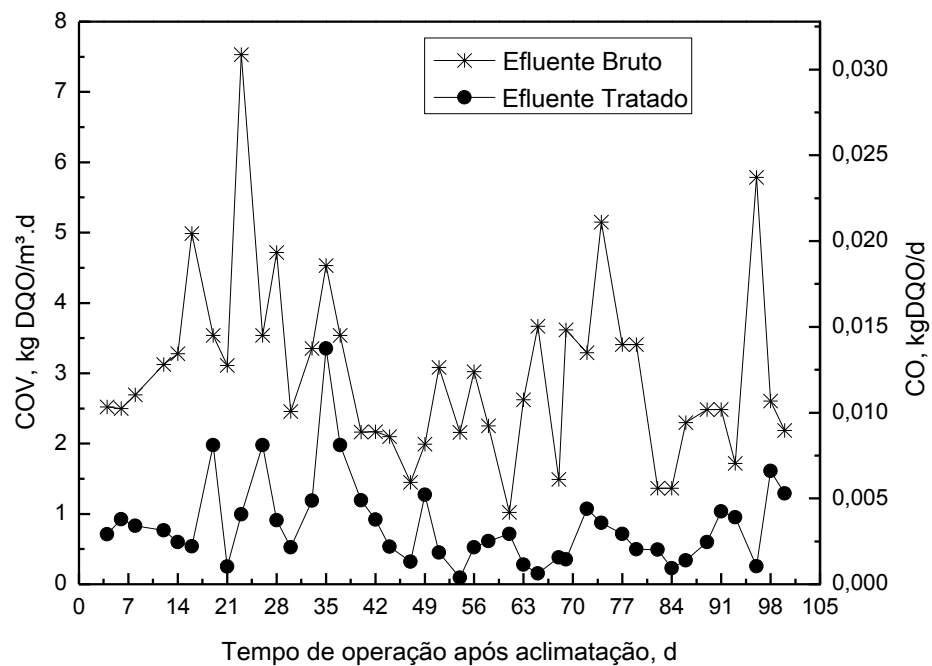


Figura 19 – Série de resultados de COV e CO em DQO do efluente bruto e tratado.

Da Tabela 10, comparando os valores do desvio padrão, observa-se que a maior variação entre os dados foi obtida para DQO, em relação a DBO₅, chegando a 19,68% para mais ou para menos do valor médio. O valor médio de eficiência remoção de DBO₅ (76,36%) foi ligeiramente maior do que o valor obtido para DQO (69,54%).

Tabela 10 – Valores estatísticos obtidos das eficiências de remoção de DBO₅ e DQO do efluente hospitalar.

	Número de amostras	DBO ₅ ε, %	DQO ε, %
Mínimo	42	49,88	26,02
Máximo	42	97,00	95,85
Média	42	76,36	69,54
Desvio Padrão	42	11,92	19,68

Na Figura 20 estão apresentados os valores obtidos experimentalmente para a DBO₅ do efluente hospitalar bruto e tratado. Observa-se que os valores de DBO₅ do efluente bruto variaram bastante ao longo do período de operação do reator após sua aclimação, fato este devido ao efluente ser coletado diretamente do HUSM. Já para o efluente tratado, observa-se uma estabilização nos valores de DBO₅ a partir do 79º dia, apesar da grande variação de carga do efluente bruto. O valor máximo de DBO₅ obtido para o efluente bruto ocorreu no 28º, com valor de 470 mg DBO₅/L, e para o efluente tratado ocorreu no 35º dia, com valor de 202 mg DBO₅/L. Observa-se que o sistema apresentou estabilidade com relação a grande variação das condições do efluente bruto, demonstrando que o reator MBBR apresenta forte resistência a variações na carga orgânica (CHEN *et al.*, 2008).

Em apenas dois dias, os valores de DBO₅ do efluente tratado estavam acima do valor limite estabelecido pela Resolução nº 128 do CONSEMA (2006), que é de 150 mg DBO₅/L. Estes dias foram o 35º (202 mg DBO₅/L) e o 37º (191 mg DBO₅/L). Todos os outros valores estavam em conformidade com a legislação.

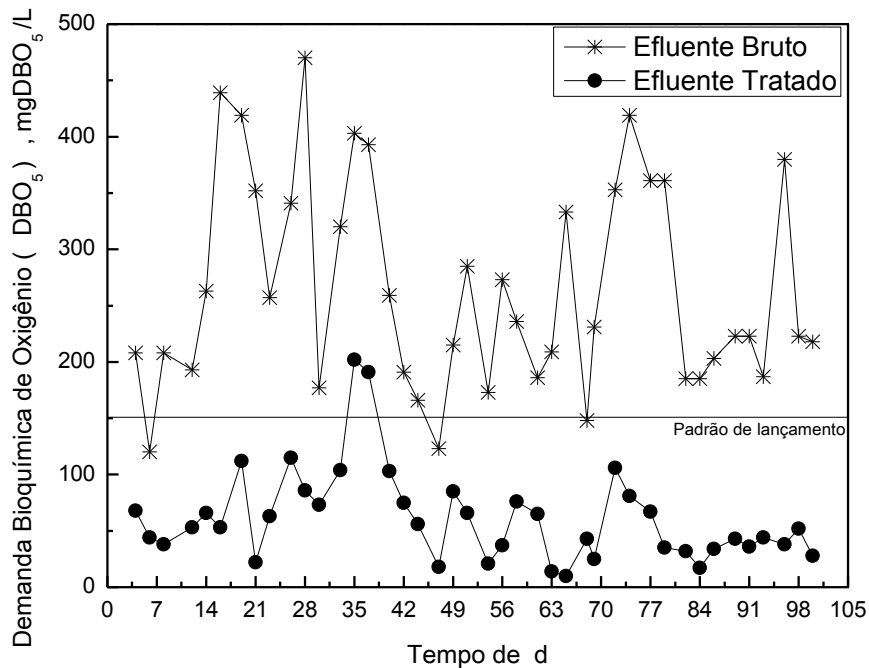


Figura 20 – Série de resultados de DBO₅ do efluente bruto e tratado.

A Figura 21 apresenta os resultados calculados para a eficiência de remoção (ϵ) de DBO₅ nos 100 dias de operação do reator após sua aclimação. O valor máximo de eficiência na remoção de DBO₅ obtido para o efluente bruto foi de 97% no 65º dia, e o valor mínimo foi de 49,88% no 35º dia de operação do reator após sua aclimação, valor este relacionado com os problemas operacionais da bomba peristáltica. Inicialmente, observa-se grande variação na eficiência, com uma queda significativa entre o 30º e o 44º dia de operação do reator após sua aclimação. Este período coincide com período de defeito da bomba dosadora peristáltica, o que comprometeu temporariamente o funcionamento do experimento. Já a partir do 74º dia ocorre uma oscilação menor e uma tendência da eficiência ficar em torno de 80%, valor este de acordo com os obtidos na bibliografia.

Na Figura 22 estão apresentados os valores obtidos experimentalmente para a DQO do efluente hospitalar bruto e tratado. Observa-se que, assim como os valores de DBO₅, os valores de DQO do efluente bruto também variaram muito ao longo do período de operação do reator após sua aclimação, devido a este efluente ser coletado diretamente do HUSM e estar sujeito a variações e oscilações

em função das cargas geradas pelas diferentes atividades em um hospital de referência regional. Para o efluente tratado, a degradação foi diferenciada em relação à DBO_5 , podendo ser considerada aceitável, uma vez que em efluentes hospitalares ocorrem diversos compostos persistentes, tais como os xenobióticos. Minetto (2009) encontrou concentrações significativas de vários compostos farmacêuticos no efluente bruto do HUSM, como amoxicilina, ciprofloxacina, sulfametoxazol, trimetoprima e diclofenaco de sódio.

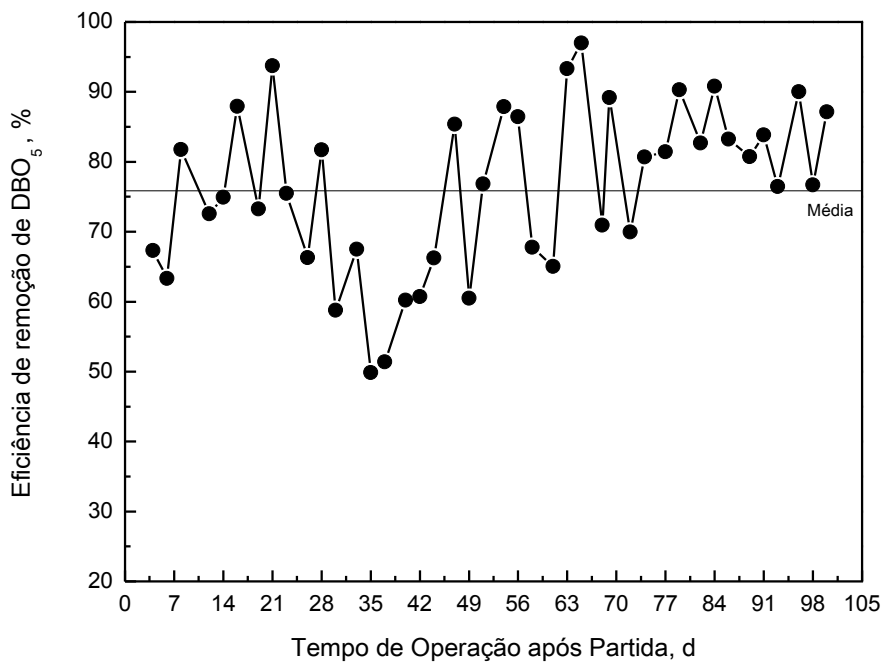


Figura 21 – Série de resultados de eficiência de remoção de DBO_5 .

O valor máximo de DQO obtido para o efluente bruto ocorreu no 23º dia, com valor de 1286,33 mg DQO/L, e o mínimo no 61º dia, com valor de 174,67 mg DQO/L, apresentando uma diferença de 736,43% entre estes pontos de máximo e mínimo, ilustrando a grande variabilidade também no parâmetro DQO. Para o efluente tratado o valor máximo ocorreu no 35º dia, com valor de 572,33 mg DQO/L, valor este relacionado à problemas operacionais da bomba peristáltica. Já o mínimo deu-se no 54º dia, com valor de 15,5 mg DQO/L. Observa-se que o sistema apresentou estabilidade com relação a grande variação das condições do efluente bruto,

demonstrando que o reator MBBR apresenta forte resistência a variações na carga orgânica (CHEN *et al.*, 2008).

Em apenas um dia o valor de DQO do efluente tratado estava acima do valor estabelecido pela Resolução nº 128 do CONSEMA (2006), que é de 360 mg DQO/L, que foi o 35º dia (572,33 mg DQO/L). Isto pode ter sido causado por problemas com a bomba peristáltica de alimentação, que foi resolvido no 45º dia. Em todos os outros dias os valores de DQO estavam em conformidade com requisitos legais.

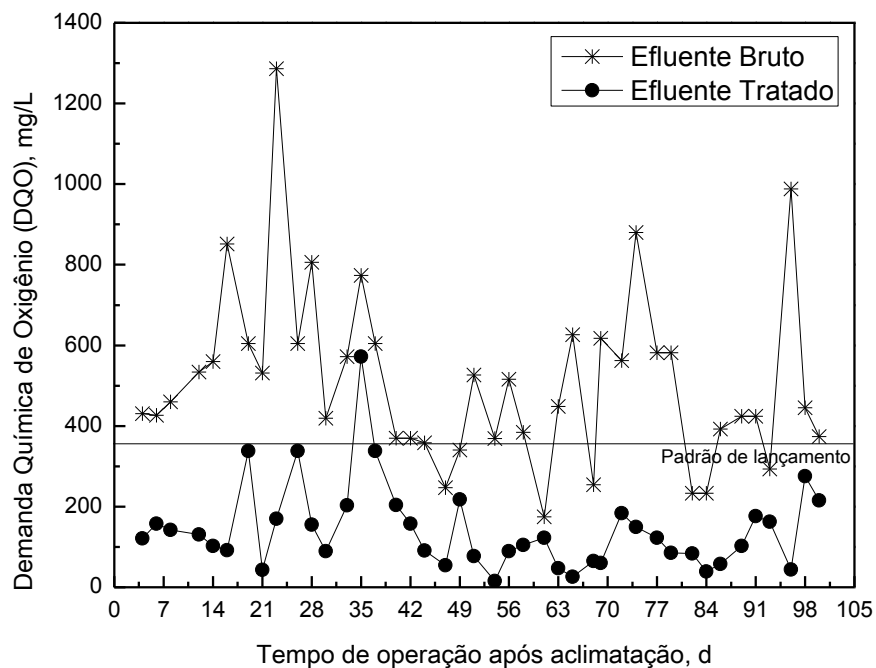


Figura 22 – Série de resultados de DQO do efluente bruto e tratado.

A Figura 23 apresenta os resultados calculados para a eficiência de remoção (ϵ) de DQO nos 100 dias de operação do reator após sua aclimação. A eficiência de remoção variou muito durante todo tempo de operação, O valor máximo de eficiência na remoção de DQO obtido para o efluente bruto foi de 95,85% no 65º dia, e o valor mínimo foi de 26,02% no 35º dia de operação do reator após sua aclimação, devido a problemas operacionais da bomba peristáltica. A eficiência de remoção de DQO média obtida foi de 69,54%, valor

este levemente abaixo do valor obtido para a DBO_5 (76,36%). Esta grande variação, como já mencionado anteriormente, provavelmente se deve a presença de compostos persistentes e quimicamente mais estáveis, difíceis de degradar biologicamente, como medicamentos e produtos químicos, mais resistentes à degradação microbiana.

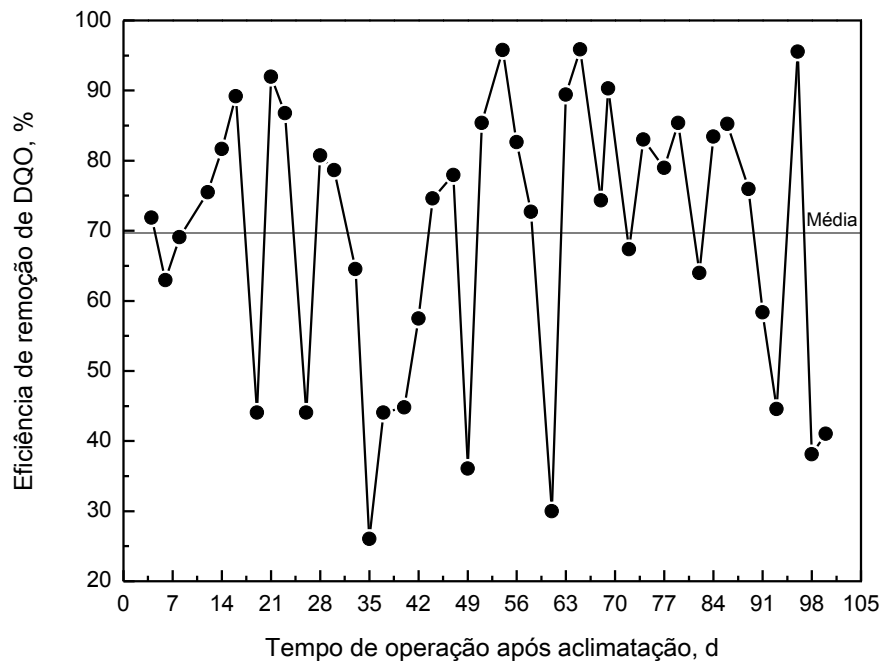


Figura 23 – Série de resultados de eficiência de remoção de DQO.

Para uma melhor visualização dos resultados, montou-se a Figura 24, onde estão representados os valores obtidos de eficiência de remoção de DBO_5 e DQO.

Analisando-se a Figura 24, observa-se a diferença no perfil dos dados obtidos para a DBO_5 e DQO, onde para DBO_5 ocorreu tendência à estabilização na eficiência de remoção, e para a DQO ocorreram oscilações bruscas. Esta diferença se deve a presença em maior quantidade de compostos orgânicos sintéticos persistentes denominados xenobióticos no efluente bruto hospitalar em determinados dias. Estes xenobióticos são difíceis de degradar biologicamente (MADIGAN *et al.*, 2012).

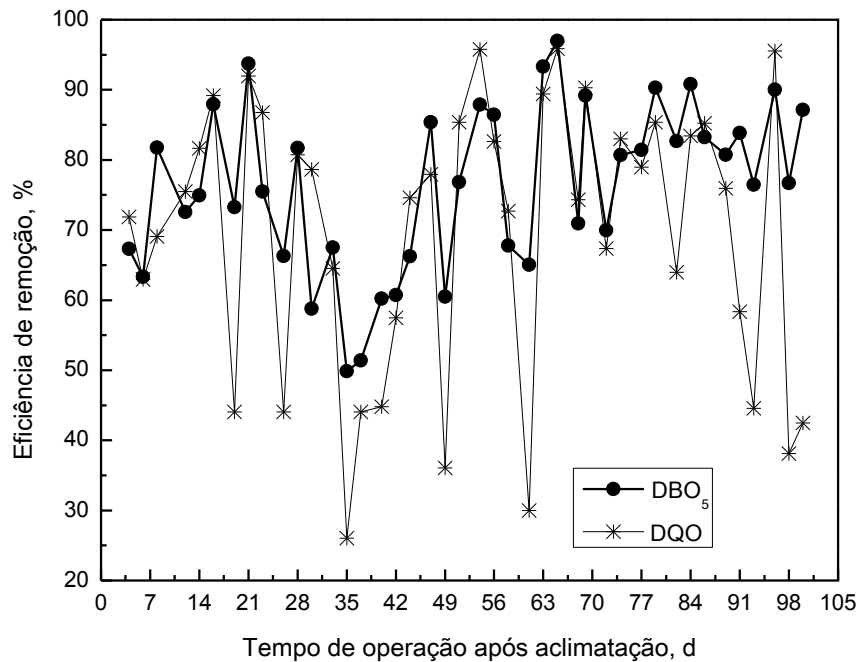


Figura 24 – Comparação entre as eficiências de remoção de DBO₅ e DQO.

4.5 Remoção de nitrogênio

Durante os 100 dias de operação após aclimação do reator MBBR, foram feitas análises de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) do efluente bruto e tratado. Os valores obtidos experimentalmente encontram-se no Apêndice B.

Analisando os dados da Tabela 11, que apresenta os valores estatísticos obtidos para concentração de NTK no efluente hospitalar bruto e tratado, e a eficiência de remoção, vê-se que a eficiência de remoção de NTK apresentou grande oscilação durante o período de operação do reator MBBR após aclimação, com média de 46,85%

Na Figura 25 pode-se observar o comportamento das concentrações obtidas de NTK no efluente hospitalar bruto e tratado. Em todos os pontos, houve significativa remoção de NTK. A grande variação na concentração de NTK se deve ao efluente bruto utilizado na alimentação do reator MBBR não ser sintético, como já mencionado anteriormente.

Tabela 11 – Valores estatísticos obtidos para concentração de NTK no efluente hospitalar bruto e tratado, e eficiência de remoção.

	Número de Amostras	NTK _{eb} , mg/L	NTK _{et} , mg/L	ε, %
Mínimo	42	0,375	0,125	11,54
Máximo	42	31,875	27,000	89,61
Média	42	10,445	5,870	46,85
Desvio Padrão	42	8,030	5,977	20,49

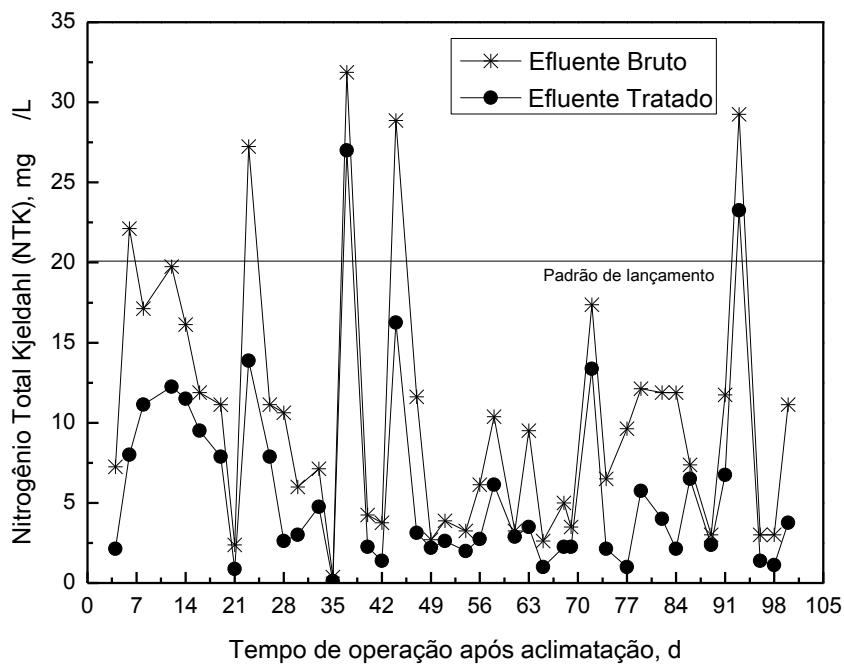


Figura 25 – Série de resultados de NTK do efluente bruto e tratado.

Na Figura 26 estão representados os valores obtidos de eficiência de remoção de NTK durante todo período de operação do reator MBBR após sua aclimação. Observa-se que a eficiência variou muito durante todo tempo de operação, com valor máximo de 89,61% no 77º dia, mínimo de 11,54% no 86º dia, com média total de 46,85%.

Esta remoção se deve ao uso de nitrogênio para a síntese bacteriana, e também por reações de nitrificação/desnitrificação simultâneas.

Apesar de o reator aeróbio ter o objetivo principal de remoção de matéria orgânica, podem ocorrer processos de nitrificação/desnitrificação simultâneas, onde a nitrificação parcial para nitrito é aplicada e seguida por nitrito de desnitrificação, removendo nitrogênio do efluente (YUNXIA *et al.*, 2009). O processo de nitrificação/desnitrificação simultâneas tem sido observado por diversos autores, em diversos sistemas de tratamento (GONG *et al.*, 2012; YUNXIA *et al.*, 2009; WANG *et al.*, 2006; MÜNCH *et al.*, 1996).

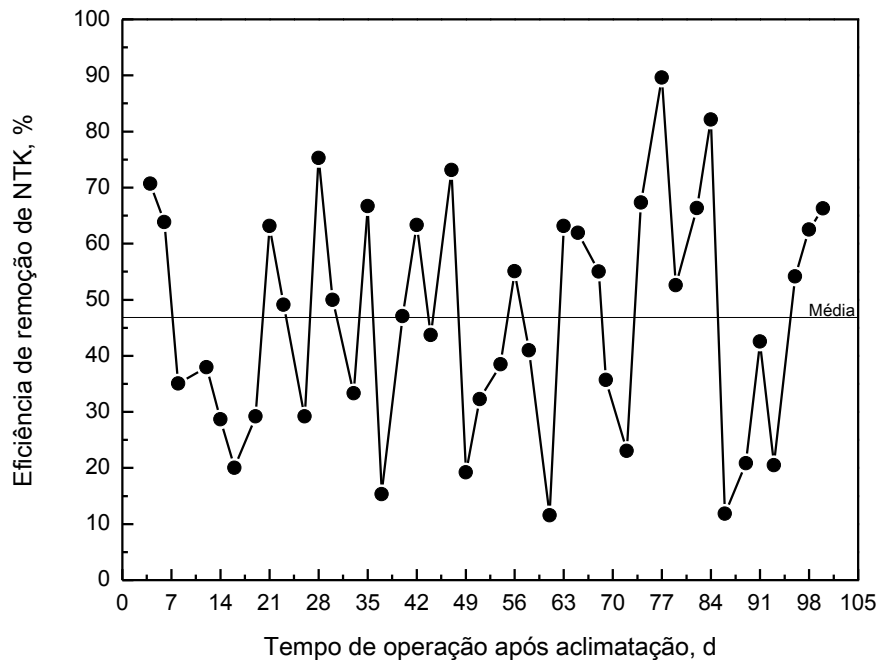


Figura 26 – Série de resultados de eficiência de remoção de NTK.

No trabalho de Wang *et al.* (2006), com a concentração de oxigênio dissolvido de 2 mg/L, os autores chegaram a uma taxa de remoção de Nitrogênio Total de 89,9%. Segundo os autores, isto se deve a uma difusão limitada de oxigênio no interior do biofilme, o que aumenta a eficiência de remoção de NTK por reações de nitrificação/desnitrificação simultâneas.

Andreottola *et al.* (2004) obtiveram eficiências de remoção de nitrogênio

variadas, entre 13,3 e 96,2%, devido à exigência de síntese bacteriana, com a utilização de reator MBBR em um sistema de tratamento de efluentes de laticínios.

Oliveira (2008) e obteve a eficiência média de remoção de 42% de NTK em seu experimento utilizando um reator MBBR.

No presente experimento, observou-se que em apenas duas situações os valores de NTK estavam acima do padrão de lançamento estabelecido pela Resolução nº 128 do CONSEMA (2006), que é de 20 mg NTK/L.

4.6 Remoção de fósforo total

Durante a operação do reator MBBR foram feitas análises de fósforo total (P_T) do efluente bruto e tratado. Os valores obtidos experimentalmente encontram-se no Apêndice B.

Analisando os dados da Tabela 12, que apresenta os valores estatísticos obtidos para concentração de P_T no efluente hospitalar bruto e tratado, e a eficiência de remoção, vê-se que a eficiência de remoção de P_T variou muito durante o período de operação do reator MBBR após aclimação, com média de 46,45% e alto desvio padrão de 32,68.

Tabela 12 – Valores estatísticos obtidos para concentração de P_T no efluente bruto e tratado, e eficiência de remoção.

	Número de Amostras	$P_{T\text{ eb,}}$ mg/L	$P_{T\text{ et,}}$ mg/L	$\epsilon,$ %
Mínimo	42	0,685	0,022	-24,17
Máximo	42	9,780	6,781	99,27
Média	42	2,478	1,784	46,45
Desvio Padrão	42	3,642	1,584	32,68

Na Figura 27 pode-se observar o comportamento das concentrações de P_T no efluente hospitalar bruto e tratado. Na maior parte dos pontos houve remoção de P_T .

A variação na concentração de P_T no efluente bruto utilizado na alimentação do reator MBBR se deve ao mesmo não ser sintético, e sim de origem real, como já mencionado anteriormente.

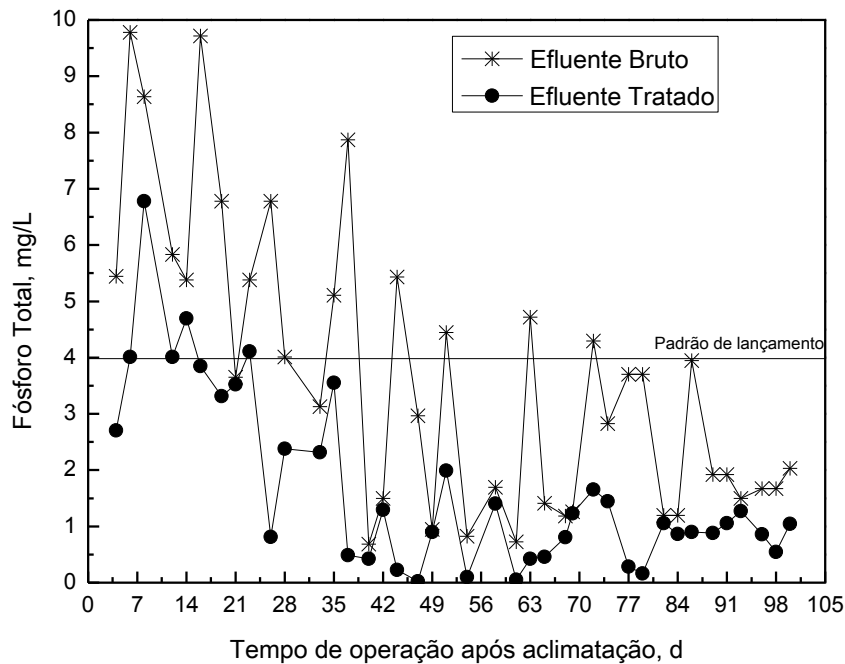


Figura 27 – Série de resultados de P_T do efluente bruto e tratado.

Na Figura 28 estão representados os valores obtidos de eficiência de remoção de P_T durante todo período de operação do reator MBBR após sua aclimação. Observa-se que a eficiência variou muito durante todo tempo de operação, com valor máximo de 99,27% no 47º dia, mínimo de -24,17% no 30º dia, com média total de 46,45%. Pode-se observar que, apesar da elevação de DQO, os valores de fósforo total tendem a estabilizar, indicando elevada retenção na película microbiana.

A remoção do fósforo do efluente hospitalar se dá principalmente por microrganismos conhecidos como organismos acumuladores de polifosfatos. Sob condições aeróbicas, estes organismos utilizam a fonte de carbono armazenada internamente para o crescimento e armazenamento excessivo de fosfato na forma de polifosfato intracelular. Quando estes microrganismos saem na forma de lodo,

isto resulta na remoção de fósforo da fase líquida via organismos acumuladores de polifosfatos (WEF/ASCE/EWRI, 2010b).

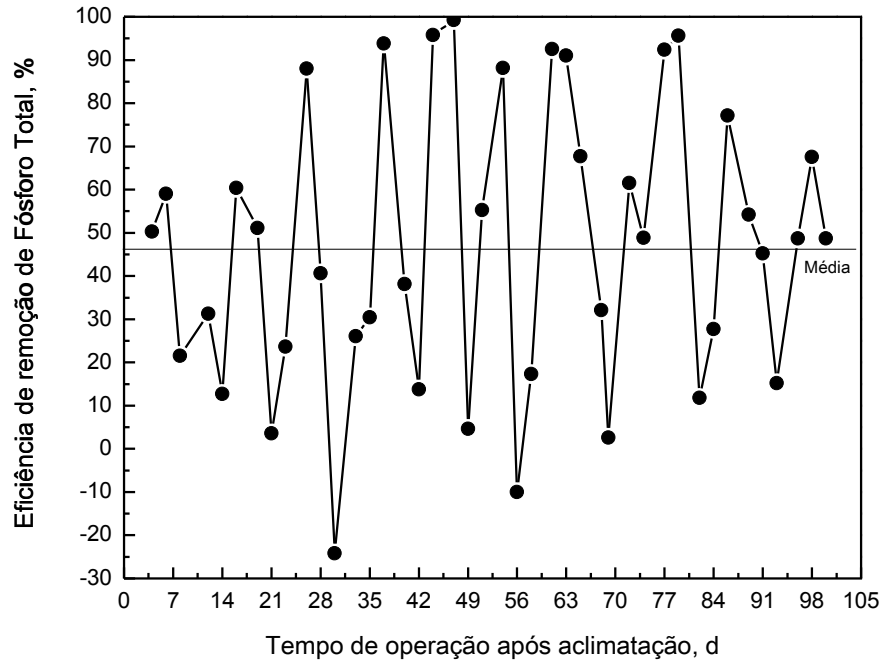


Figura 28 – Série de resultados de eficiência de remoção de P_T .

Eficiências de remoção negativas do fósforo ocorreram nos dias 30 (-24,17%) e 56 (-9,97%), conforme observado na Figura 28. Estes valores negativos se devem provavelmente ao excesso de aeração proveniente do compressor dentro do reator MBBR nestes dias. Com o excesso de aeração no sistema, a turbulência do leito aumentava, em consequência aumentando o choque entre os suportes, e entre os suportes e as paredes do reator. Estes choques promovem a quebra do biofilme, redissolvendo no efluente o fósforo total que havia sido acumulado pelos microrganismos, causando assim o aumento da concentração de fósforo total no efluente tratado.

Em cinco dias analisados, todos no início da operação do reator MBBR após sua aclimação, os valores de P_T estavam acima do padrão de lançamento estabelecido pela Resolução nº 128 do CONSEMA (2006), que é de 4 mg P_T/L .

4.7 Variação de pH

Durante a operação do reator MBBR foram feitas análises de pH do efluente bruto e tratado. Os valores obtidos experimentalmente encontram-se no Apêndice C.

Durante todo o período analisado, o pH variou significativamente, sendo dependente das condições do efluente bruto, ficando na faixa entre 7,88 e 5,8, como pode ser observado na Figura 29. Analisando-se a entrada *versus* saída de cada dia, houve uma pequena diminuição no pH do efluente tratado com relação ao efluente bruto. Esta pequena diminuição se deve à nitrificação que ocorre dentro do reator, na etapa de oxidação da amônia, onde para cada mol de amônia oxidada, aproximadamente 2 moles de H^+ são produzidos. Isto significa que 2 moles de alcalinidade são destruídos no processo, causando redução no pH (WEF/ASCE/EWRI, 2010a).

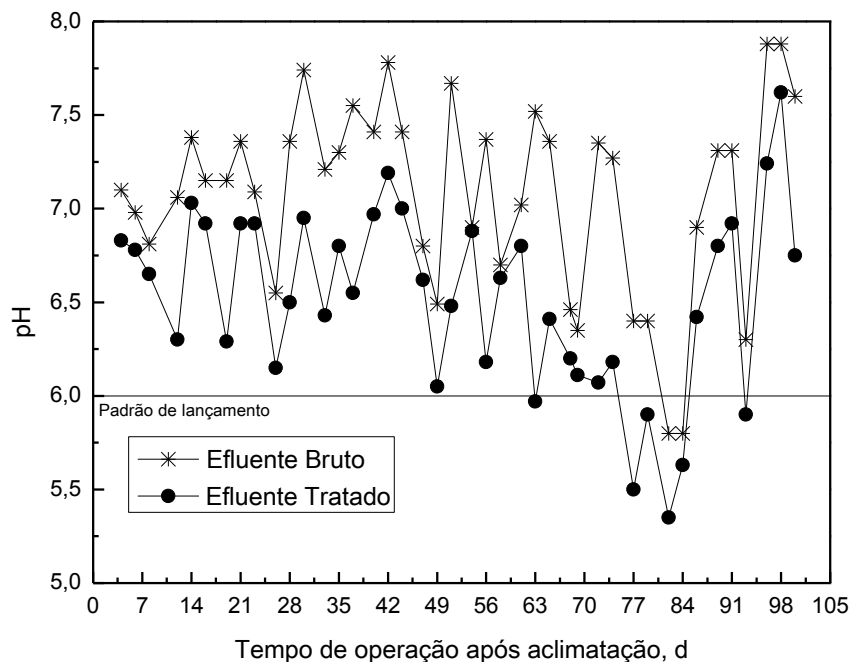


Figura 29 – Série de resultados de pH do efluente bruto e tratado.

Apesar desta redução, pode-se considerar que na maior parte do tempo de operação do reator MBBR as condições de pH estavam adequadas, que para

processos biológicos é a faixa de 6 a 8,5, tendo apenas dois dias em que o efluente bruto estava abaixo deste limite, o que não afetou significativamente a operação do reator MBBR.

Em seis dias analisados o pH ficou abaixo do limite estabelecido de 6 a 9 pela Resolução nº 128 do CONSEMA (2006), o que poderia ter sido facilmente resolvido corrigindo-se o pH do efluente final com a adição de Hidróxido de Sódio (NaOH), em quantidades certas calculadas.

4.8 Temperatura

Durante a operação do reator MBBR fez-se o controle da temperatura no interior do reator MBBR, e da temperatura ambiente. Os valores obtidos experimentalmente encontram-se no Apêndice C.

As temperaturas no interior do reator MBBR variaram entre 22,2 e 28,0°C, com média de 24,9°C, conforme a Tabela 13.

Tabela 13 – Valores obtidos para a temperatura interna do reator MBBR.

	Número de Amostras	T _{Interna} , °C
Mínimo	34	22,2
Máximo	34	28,0
Média	34	24,9
Desvio Padrão	34	1,36

A variação da temperatura ao longo do tempo de operação após aclimação do reator pode ser visualizada na Figura 30.

Como apresentado na Tabela 13 e na Figura 30, com base na cinética de decomposição/conversão biológica, e na faixa mesofílica de temperatura adotada na operação do sistema, pode-se considerar que o reator MBBR operou em condições

de temperatura adequadas. Observou-se que durante o experimento, por haver insuflação de ar, o mesmo não alterou significativamente a temperatura no reator MBBR.

Algumas falhas podem ser observadas na Figura 30, estas devidas a não terem sido coletados dados nestes dias.

Todos os valores computados estavam dentro do limite de $<40\text{ }^{\circ}\text{C}$ estabelecido pela Resolução nº 128 do CONSEMA (2006).

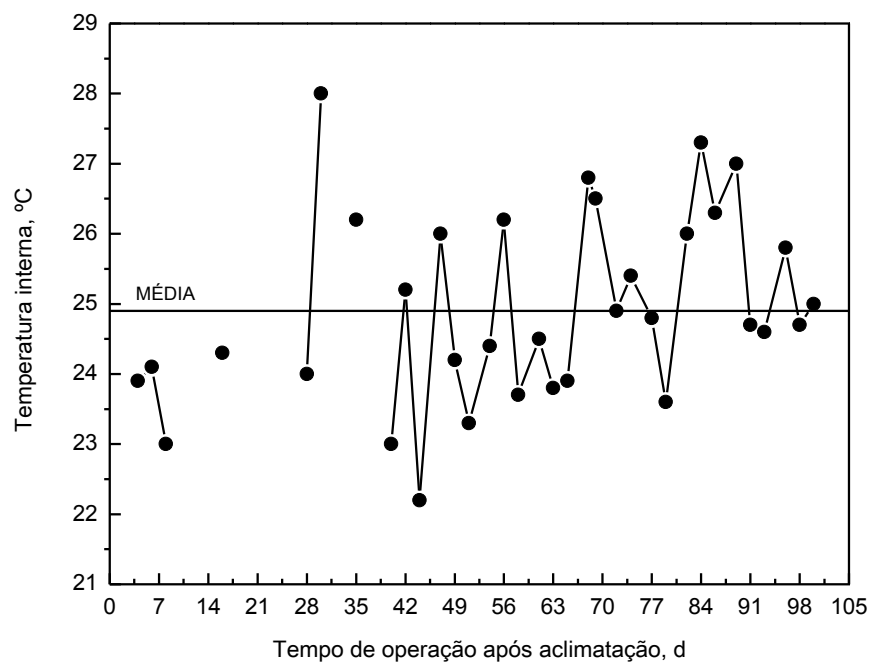


Figura 30 – Série de resultados de temperatura no interior do reator MBBR.

5 CONCLUSÕES

O sistema de tratamento de efluente de origem hospitalar utilizando reator MBBR mostrou-se uma alternativa promissora para remoção de carga orgânica, bem como de compostos nitrogenados e de fósforo. A alta resistência à variação de carga orgânica do sistema, a baixa produção de lodo, e por ser um sistema compacto, torna sua aplicação atrativa como um tratamento de efluente hospitalar.

Com relação à remoção de carga orgânica, o reator apresentou bons resultados de eficiência, com médias para DBO₅ e DQO de 76,36% e 69,54%, respectivamente. Apesar da grande variação na concentração destes compostos no efluente bruto que era alimentado no sistema do reator MBBR, a remoção foi satisfatória, principalmente da DBO₅, que chegou a estabilizar no final do tratamento. A remoção que mais variou ao longo do experimento foi da DQO, devido provavelmente à presença de compostos persistentes, como, por exemplo, fármacos, no efluente bruto coletado no HUSM, e a dificuldade dos microrganismos em decompor estes tipos de compostos.

A respeito da remoção de compostos nitrogenados, o sistema apresentou uma eficiência de remoção média de 46,85%, remoção esta devido à síntese de novas células, e às reações de nitrificação/desnitrificação simultâneas.

Quanto à remoção de fósforo total, o sistema apresentou valores de eficiência de remoção média de 46,63%, remoção esta devida ao uso de fósforo por microrganismos presentes no biofilme para seu crescimento, e ao provável armazenamento excessivo de fosfato na forma de polifosfato intracelular no interior do biofilme.

O pH do efluente bruto e tratado não tiveram grande variação durante a operação do reator MBBR, apenas houve uma pequena diminuição no pH do efluente tratado com relação ao efluente bruto. Esta diminuição se deve à nitrificação que ocorre dentro do reator MBBR. Apesar disto, o reator operou em condições de pH adequadas na maior parte do tempo. A temperatura interna do reator teve média de 24,9 °C, e como a temperatura de operação do reator MBBR foi recomendada na faixa mesofílica, pode-se considerar que o reator MBBR operou em condições de temperatura adequadas.

O efluente hospitalar tratado atendeu aos padrões de lançamento de efluentes na maior parte do tempo de operação do sistema MBBR após a aclimatação.

5.1 Considerações finais

Tendo em visto os objetivos estabelecidos para o trabalho, considera-se que o experimento teve bons resultados, apesar dos problemas operacionais enfrentados, como o defeito da bomba peristáltica de alimentação do reator MBBR. Este defeito culminou em uma redução no desempenho de todo o sistema. Porém, o mesmo se estabilizou rapidamente após a solução do problema.

Apesar da provável presença de xenobióticos no efluente de origem hospitalar utilizado, o sistema de tratamento obteve boas eficiências de remoção de todos os parâmetros analisados, principalmente de DQO e DBO₅, que tiveram uma tendência à estabilização no final do experimento.

No decorrer do trabalho, observou-se que o sistema é de fácil operação, e requer baixa manutenção. O principal desafio na operação do sistema, para o trabalho desenvolvido foram as coletas de efluentes *in loco* no sistema de tratamento do HUSM, que requeria muito esforço físico e periodicidade, já que o sistema é de operação contínua.

Portanto, o sistema utilizando o reator MBBR mostrou-se uma alternativa viável para tratamento de efluente hospitalar, tendo em vista seu desempenho e condições de operação.

5.1 Sugestões para trabalhos futuros

Para continuidade das pesquisas da tecnologia MBBR nas instalações do LabCAmb /UFSM, recomenda-se:

1. Maior tempo de estudo para obter resultados ainda mais satisfatórios;
2. Traçar um perfil de oxigênio dissolvido no interior do reator, e otimizar sua

concentração, visando a promoção do fenômeno de nitrificação/desnitrificação simultâneas;

3. Alterar a razão de enchimento do reator MBBR, mantendo as mesmas condições do efluente bruto, e comparar com os resultados obtidos neste experimento;
4. Fazer uma análise microscópica para determinar quais as principais bactérias presentes no biofilme aderido aos suportes;
5. Fazer a quantificação do biofilme presente nos suportes;
6. Qualificar e quantificar os xenobióticos, principalmente os fármacos, presentes no efluente de origem hospitalar, e determinar sua relação com a eficiência de remoção de compostos no sistema de tratamento MBBR.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACCINELLI, C.; SACCÀ, M. L.; MENCARELLI, M.; VICARI, A. Application of bioplastic moving bed biofilm carriers for the removal of synthetic pollutants from wastewater. **Bioresource Technology**. v. 120, p.180–186, 2012.

ANDREOTTOLA, G.; FOLADORI, P.; RAGAZZI, M.; VILLA, R. Dairy wastewater treatment in a moving bed biofilm reactor. **Water Science and Technology**. v. 45, n. 12, p. 321-328, 2004.

APHA/AWWA/WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 18. ed. Washington: American Public Health Association, 1998.

AYGUN, A.; NAS, B.; BERKTAY, A. Influence of high organic loading rates on COD removal and sludge production in moving bed biofilm reactor. **Environmental Engineering Science**, v. 25, n. 9, p. 1311-1316, 2008.

BEHERA, S. K.; KIM, H. W.; OH, J. E.; PARK, H. S. Occurrence and removal of antibiotics, hormones and several other pharmaceuticals in wastewater treatment plants of the largest industrial city of Korea. **Science of the Total Environment**. v. 409, p. 4351–4360, 2011.

CHEN, S.; SUN, D.; CHUNG, J. Simultaneous removal of COD and ammonium from landfill leachate using an anaerobic-aerobic moving-bed biofilm reactor system. **Waste Management**. v. 28, p. 339–346, 2008.

CHU, L.; WANG, J. Comparison of polyurethane foam and biodegradable polymer as carriers in moving bed biofilm reactor for treating wastewater with a low C/N ratio. **Chemosphere**. v. 83, p. 63–68, 2011.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes,

complementa e altera a Resolução n. 357 de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, v. 92, p. 89, 16 mai. 2011. Seção 1.

CONSEMA – Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução n. 128 de 24 de novembro de 2006. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. **Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul (RS)**, Porto Alegre, p. 20-24, 07 dez. 2006.

FIESP/CIESP. **Conservação e Reuso de Água – Manual de Orientações para o Setor Industrial**. v. 1., p 15-29, São Paulo, -.

GAO, P.; DINGC, Y.; LI, H.; XAGORARAKI, I. Occurrence of pharmaceuticals in a municipal wastewater treatment plant: Mass balance and removal processes. **Chemosphere**. v. 88, p. 17–24, 2012.

GONG, L.; JUN, L.; YANG, Q.; WANG, S.; MA, B.; PENG, Y. Biomass characteristics and simultaneous nitrification–denitrification under long sludge retention time in an integrated reactor treating rural domestic sewage. **Bioresour Technol**. v. 119, p. 277–284, 2012.

GRACIA-LOR, E.; SANCHO, J. V.; SERRANO, R.; HERNÁNDEZ, F. Occurrence and removal of pharmaceuticals in wastewater treatment plants at the Spanish Mediterranean area of Valencia. **Chemosphere**. v. 87, p. 453–462, 2012.

HEM, L. J.; RUSTEN, B.; ØDEGAARD, H. Nitrification in a moving bed biofilm reactor. **Water Research**. v. 28, n. 6, p. 1425-1433, 1994.

HUSM – **Hospital Universitário de Santa Maria**. Disponível em <<http://www.husm.ufsm.br/index.php?janela=historico.html>> Acessado em 16/04/2014. 2014.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico: 2008**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 2010.

JAHREN, S. J.; RINTALA, J. A.; ØDEGAARD, H. Aerobic moving bed biofilm reactor treating thermomechanical pulping whitewater under thermophilic conditions. **Water Research**. v. 36, p. 1067-1075, 2002.

KERMANI, M.; BINA, B.; MOVAHEDIAN, H.; AMIN, M. M.; NIKAEIN, M. Application of Moving Bed Biofilm Process for Biological Organics and Nutrients Removal from Municipal Wastewater. **American Journal of Environmental Sciences**. v. 4, n. 6, p. 675-682, 2008.

KÜMMERER, K. **Pharmaceuticals in the Environment: Sources, Fate, Effects and Risks**. Alemanha: Springer, 2001.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; STAHL, D. A.; CLARK, D. P. **Brock Biology of Microorganisms**. 13. Ed. USA: Benjamin Cummings, 2012.

MAŠIĆ, A.; BENGTSSON, J.; CHRISTENSSON, M. Measuring and modeling the oxygen profile in a nitrifying Moving Bed Biofilm Reactor. **Mathematical Biosciences**. v. 227, p. 1–11, 2010.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4. ed., USA: McGraw-Hill, 2003.

MINETTO, L. **Reatores de discos rotativos e tubular helicoidal na degradação fotocatalítica de diclofenaco e carga orgânica de efluente hospitalar**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria, RS, 86p, 2009.

MÜNCH, E. V.; LANT, P.; KELLER, J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. **Water Research**. v. 30, n. 2, p. 277-284, 1996.

ØDEGAARD, H.; RUSTEN, B.; WESTRUM, T. A new moving bed biofilm reactor – applications and results. **Water Science and Technology**. v. 29, n. 10-11, p. 157-165, 1994.

ØDEGAARD, H. Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process. **Water Science and Technology**. v. 53, n. 9, p. 17-33, 2006.

OLIVEIRA, D. V. M. **Caracterização dos parâmetros de controle e avaliação de desempenho de um reator biológico com leito móvel (MBBR)**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, 103p, 2008.

PINHO, M. L. F. **Aplicabilidade do reactor MBBR no tratamento de efluentes vínicos. Dissertação de Mestrado**. Universidade de Aveiro, PT, 117p, 2007.

PLATTES, M.; HENRY, E.; SCHOSSELER, P. M.; WEIDENHAUPT, A. Modelling and dynamic simulation of a moving bed bioreactor for the treatment of municipal wastewater. **Biochemical Engineering Journal**. v. 32, p. 61–68, 2006.

RUSTEN, B.; EIKEBROKK, B.; ULGENES, Y.; ULGENES Y.; LYGREN, E. Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. **Aquacultural Engineering**, v. 34, n. 3, p. 322-331, 2006.

RUSTEN, B.; MCCOY, M.; PROCTOR, R.; SILJUDALEN J. G. The innovative moving bed biofilm reactor/solids contact reaeration process for secondary treatment of municipal wastewater. **Water Environment Research**. v. 70, n. 5, p. 1083-1089, 1998.

RUSTEN, B.; SILJUDALEN, J. G.; NORDEIDET, B.; Upgrading to nitrogen removal with the KMT moving bed biofilm process. **Water Science and Technology**. v. 29, n.12, p. 185–195, 1994.

SALVETTI, R.; AZZELLINO, A.; CANZIANI, R.; BONOMO, L. Effects of temperature on tertiary nitrification in moving-bed biofilm reactors. **Water Research**, v. 40, n. 15, p. 2981-2993, 2006.

TERNES, T. A. Occurrence of drugs in german sewage treatment plants and rivers. **Water Research**. v. 32, n. 11, p. 3245-3260, 1998.

VANZETO, S. C. **Estudos de viabilidade de tratamento de efluente de indústria de celulose kraft por reator biológico com leito móvel (MBBR)**. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, PR, 53p. 2012.

VEOLIA - **Veolia Water Solutions & Technologies**. Disponível em <<http://www.veoliawaterst.com/mbbr/en/>> Acessado em 13/02/2014. 2014a.

VEOLIA - **Veolia Water Solutions & Technologies**. Disponível em <http://www.veoliawaterst.com/mbbr/en/features_and_benefits.htm> Acessado em 16/02/2014. 2014b.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. v. 2, 2. ed., Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

WANG, X.J.; XIA, S.Q.; CHEN, L.; ZHAO, J.F.; RENAULT, N.J.; CHOVELON, J.M. Nutrients removal from municipal wastewater by chemical precipitation in a moving bed biofilm reactor. **Process Biochemistry**. v. 41, p. 824–828, 2006.

WÄSCHE, S.; HORNB, H; HEMPEL, D. C. Influence of growth conditions on biofilm development and mass transfer at the bulk/biofilm interface. **Water Research**. v. 36, p. 4775–4784, 2002.

WEF/ASCE/EWRI. **Biofilm Reactor, WEF Manual of Practice No. 35**. Water Environment Federation, Estados Unidos da América: McGraw-Hill, 2010a.

WEF/ASCE/EWRI. **Nutrient Removal, WEF Manual of Practice No. 34**. Water Environment Federation, Estados Unidos da América: McGraw-Hill, 2010b.

WEF/ASCE/EWRI. **Biological Nutrient Removal (BNR) Operation in Wastewater Treatment Plants, WEF Manual of Practice No. 29.** Water Environment Federation, Estados Unidos da América: McGraw-Hill, 2005.

WEF/ASCE/EWRI. **Design of Municipal Wastewater Treatment Plants, WEF Manual of Practice No. 8.** 5. ed, Water Environment Federation, Estados Unidos da América: McGraw-Hill, 2009.

YAN, Q.; GAOA, X.; CHENA, Y.; PENGGA, X.; ZHANGA, Y.; GANA, X.; ZIA, C.; GUOA, J. Occurrence, fate and ecotoxicological assessment of pharmaceutically active compounds in wastewater and sludge from wastewater treatment plants in Chongqing, the Three Gorges Reservoir. **Science of The Total Environment.** v. 470–471, p. 618–630, 2014.

YUNXIA, Z.; JITI, Z.; JINSONG, Z.; SHOUZHI, Y. An innovative membrane bioreactor and packed-bed biofilm reactor combined system for shortcut nitrification-denitrification. **Journal of Environmental Sciences.** v.21, p. 568–574, 2009.

APÊNDICES



APÊNDICE A

(continua)

Dados obtidos experimentalmente de DBO_5 e DQO do efluente bruto e tratado.

Data	Tempo de operação após aclimatação, d	DBO_{5eb} , mg/L	DBO_{5et} , mg/L	DQO_{eb} , mg/L	DQO_{et} , mg/L
14/10/2013	4	208	68	430,3	121,0
16/10/2013	6	120	44	426,3	158,0
18/10/2013	8	208	38	460,0	142,3
22/10/2013	12	193	53	534,0	131,0
24/10/2013	14	263	66	560,0	102,7
26/10/2013	16	439	53	851,3	92,0
29/10/2013	19	419	112	604,3	338,0
31/10/2013	21	352	22	531,3	42,7
02/11/2013	23	257	63	1286,3	170,0
05/11/2013	26	341	115	604,3	338,0
07/11/2013	28	470	86	805,7	155,3
09/11/2013	30	177	73	419,7	89,7
12/11/2013	33	320	104	572,3	203,0
14/11/2013	35	403	202	773,7	572,3
16/11/2013	37	393	191	604,3	338,0
19/11/2013	40	259	103	369,7	204,0
21/11/2013	42	191	75	370,0	157,3
23/11/2013	44	166	56	358,3	91,0
26/11/2013	47	123	18	247,3	54,5
28/11/2013	49	215	85	340,3	217,7
30/11/2013	51	285	66	526,7	77,0
03/12/2013	54	173	21	368,7	15,5
05/12/2013	56	273	37	516,3	89,7
07/12/2013	58	236	76	384,7	105,0
10/12/2013	61	186	65	174,7	122,3

(conclusão)

Dados obtidos experimentalmente de DBO_5 e DQO do efluente bruto e tratado.

Data	Tempo de operação após aclimatação, d	$\text{DBO}_{5\text{eb}}$, mg/L	$\text{DBO}_{5\text{et}}$, mg/L	DQO_{eb} , mg/L	DQO_{et} , mg/L
12/12/2013	63	209	14	448,3	47,5
14/12/2013	65	333	10	626,7	26,0
17/12/2013	68	148	43	254,3	65,3
18/12/2013	69	231	25	617,7	60,0
21/12/2013	72	353	106	562,0	183,3
23/12/2013	74	419	81	879,7	149,3
26/12/2013	77	361	67	581,7	122,3
28/12/2013	79	361	35	581,7	85,0
31/12/2013	82	185	32	233,0	84,0
02/01/2014	84	185	17	233,0	38,7
04/01/2014	86	203	34	392,7	58,0
07/01/2014	89	223	43	424,0	102,0
09/01/2014	91	223	36	424,0	176,7
11/01/2014	93	187	44	293,3	162,7
14/01/2014	96	380	38	988,3	44,0
16/01/2014	98	223	52	445,0	275,3
18/01/2014	100	218	28	373,7	215,0

APÊNDICE B

(continua)

Dados obtidos experimentalmente de NTK e Fósforo Total.

Data	Tempo de operação após aclimatação, d	NTK _{eb} , mg/L	NTK _{et} , mg/L	P _{T eb} , mg/L	P _{T et} , mg/L
14/10/2013	4	7,25	2,13	5,44	2,71
16/10/2013	6	22,13	8,00	9,78	4,01
18/10/2013	8	17,13	11,13	8,64	6,78
22/10/2013	12	19,75	12,25	5,84	4,01
24/10/2013	14	16,13	11,50	5,38	4,69
26/10/2013	16	11,88	9,50	9,71	3,85
29/10/2013	19	11,13	7,88	6,78	3,31
31/10/2013	21	2,38	0,88	3,65	3,52
02/11/2013	23	27,25	13,88	5,38	4,11
05/11/2013	26	11,13	7,88	6,78	0,82
07/11/2013	28	10,63	2,63	4,01	2,38
09/11/2013	30	6,00	3,00	2,61	3,24
12/11/2013	33	7,13	4,75	3,13	2,31
14/11/2013	35	0,38	0,13	5,11	3,55
16/11/2013	37	31,88	27,00	7,87	0,49
19/11/2013	40	4,25	2,25	0,68	0,42
21/11/2013	42	3,75	1,38	1,50	1,29
23/11/2013	44	28,88	16,25	5,43	0,23
26/11/2013	47	11,63	3,13	2,97	0,02
28/11/2013	49	2,71	2,19	0,95	0,90
30/11/2013	51	3,88	2,63	4,44	1,99
03/12/2013	54	3,25	2,00	0,83	0,10
05/12/2013	56	6,13	2,75	3,49	3,84
07/12/2013	58	10,38	6,13	1,70	1,40
10/12/2013	61	3,25	2,88	0,73	0,05

(conclusão)

Dados obtidos experimentalmente de NTK e Fósforo Total.

Data	Tempo de operação após aclimatação, d	NTK _{eb} , mg/L	NTK _{et} , mg/L	P _{T eb} , mg/L	P _{T et} , mg/L
12/12/2013	63	9,50	3,50	4,72	0,42
14/12/2013	65	2,63	1,00	1,41	0,46
17/12/2013	68	5,00	2,25	1,18	0,80
18/12/2013	69	3,50	2,25	1,26	1,23
21/12/2013	72	17,38	13,38	4,29	1,65
23/12/2013	74	6,50	2,13	2,83	1,45
26/12/2013	77	9,63	1,00	3,71	0,28
28/12/2013	79	12,13	5,75	3,71	0,16
31/12/2013	82	11,88	4,00	1,20	1,05
02/01/2014	84	11,88	2,13	1,20	0,86
04/01/2014	86	7,38	6,50	3,94	0,90
07/01/2014	89	3,00	2,38	1,92	0,88
09/01/2014	91	11,75	6,75	1,92	1,05
11/01/2014	93	29,25	23,25	1,50	1,27
14/01/2014	96	3,00	1,38	1,67	0,86
16/01/2014	98	3,00	1,13	1,67	0,54
18/01/2014	100	11,13	3,75	2,03	1,04

APÊNDICE C

(continua)

Dados obtidos experimentalmente de pH e temperatura.

Data	Tempo de operação após aclimatação, d	pH _{eb}	pH _{et}	T _{ambiente} , °C	T _{interna} , °C
14/10/2013	4	7,1	6,83	25,1	23,90
16/10/2013	6	6,98	6,78	24,5	24,1
18/10/2013	8	6,81	6,65	24,7	23
22/10/2013	12	7,06	6,3	--	--
24/10/2013	14	7,38	7,03	--	--
26/10/2013	16	7,15	6,92	25,5	24,3
29/10/2013	19	7,15	6,29	--	--
31/10/2013	21	7,36	6,92	--	--
02/11/2013	23	7,09	6,92	--	--
05/11/2013	26	6,55	6,15	--	--
07/11/2013	28	7,36	6,5	31,4	24
09/11/2013	30	7,74	6,95	29,6	28
12/11/2013	33	7,21	6,43	--	--
14/11/2013	35	7,3	6,8	26,5	26,2
16/11/2013	37	7,55	6,55	--	--
19/11/2013	40	7,41	6,97	24,9	23
21/11/2013	42	7,78	7,19	26,3	25,2
23/11/2013	44	7,41	7	24,2	22,2
26/11/2013	47	6,8	6,62	28,7	26
28/11/2013	49	6,49	6,05	25	24,2
30/11/2013	51	7,67	6,48	24,1	23,3
03/12/2013	54	6,9	6,88	26,9	24,4
05/12/2013	56	7,37	6,18	26	26,2
07/12/2013	58	6,7	6,63	24	23,7
10/12/2013	61	7,02	6,8	24,9	24,5

(conclusão)

Dados obtidos experimentalmente de pH e temperatura.

Data	Tempo de operação após aclimatação, d	pH _{eb}	pH _{et}	T _{ambiente} , °C	T _{interna} , °C
12/12/2013	63	7,52	5,97	25,3	23,8
14/12/2013	65	7,36	6,41	24,6	23,9
17/12/2013	68	6,46	6,2	27,6	26,8
18/12/2013	69	6,35	6,11	28	26,5
21/12/2013	72	7,35	6,07	26,1	24,9
23/12/2013	74	7,27	6,18	26,5	25,4
26/12/2013	77	6,4	5,5	25,9	24,8
28/12/2013	79	6,4	5,9	25	23,6
31/12/2013	82	5,8	5,35	30,3	26
02/01/2014	84	5,8	5,63	28,5	27,3
04/01/2014	86	6,9	6,42	26,4	26,3
07/01/2014	89	7,31	6,8	28,4	27
09/01/2014	91	7,31	6,92	26	24,7
11/01/2014	93	6,3	5,9	25,5	24,6
14/01/2014	96	7,88	7,24	26,2	25,8
16/01/2014	98	7,88	7,62	26,7	24,7
18/01/2014	100	7,6	6,75	23,6	25