

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

**DESEMPENHO DE UM REATOR DE LEITO
FIXO OPERADO EM BATELADA
SEQUENCIAL NO TRATAMENTO DE
EFLUENTE DE INDÚSTRIA
FARMACÊUTICA**

JOÃO VICTOR FERREIRA MELO

GOIÂNIA
2017

JOÃO VICTOR FERREIRA MELO

**DESEMPENHO DE UM REATOR DE
LEITO FIXO OPERADO EM BATELADA
SEQUENCIAL NO TRATAMENTO DE
EFLUENTE DE INDÚSTRIA
FARMACÊUTICA**

Monografia apresentada ao Curso de Graduação em
Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade
Federal de Goiás para aprovação na disciplina Trabalho
de Conclusão de Curso 2.
Orientador: Francisco Javier Cuba Terán.

GOIÂNIA
2017

JOÃO VICTOR FERREIRA MELO

**DESEMPENHO DE UM REATOR DE LEITO FIXO OPERADO EM BATELADA
SEQUENCIAL NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE INDÚSTRIA
FARMACÊUTICA**

Monografia apresentada ao Curso de Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Goiás para aprovação na disciplina Trabalho de Conclusão de Curso 2.

Aprovada em 07 / 12 / 2017.

Prof. Dr. Francisco Javier Cuba Terán
Universidade Federal de Goiás

(Presidente)

Profa. Dra. Renata Medici Frayne Cuba
Universidade Federal de Goiás

(Examinadora)

Msa. Noemi Hernández Melo

(Examinadora)

Saneamento de Goiás S/A – Saneago

Atesto que as revisões solicitadas foram feitas:

Orientador

Em: 14 / 12 / 2017

RESUMO

O presente trabalho propôs o tratamento de um efluente líquido proveniente de uma indústria farmacêutica através de um reator de leito fixo operado em batelada sequencial. Este sistema de tratamento foi instalado no Laboratório de Tratamento de Efluentes da Escola de Engenharia Civil e Ambiental (EECA) da Universidade Federal de Goiás (UFG). O reator operou com um ciclo de 24 horas, abrangendo as etapas de alimentação, aeração, agitação e descarte. O sistema se assemelhou a um filtro biológico aerado submerso, já que no interior do reator havia um meio suporte para fixação de biofilme que realizava o tratamento do efluente. Foi monitorado o desempenho do sistema verificando-se a eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de $DBO_{5,20}$ e DQO, e remoção de sólidos (ST, SFT e SVT). Os resultados obtidos comprovaram a eficiência do sistema na remoção de $DBO_{5,20}$, alcançando uma média de remoção de 85%, e DQO, atingindo 64% de remoção, atendendo às diretrizes da Resolução CONAMA 430/2011. Em relação a remoção de sólidos, o sistema se mostrou ineficiente, sendo necessário uma etapa adicional para a retirada desses. Além disso, o projeto permitiu concluir que as operações do sistema em batelada sequencial é simples, mas podem ser otimizadas.

Palavras chaves: Reator de Leito Fixo. Reator Sequencial por Batelada. Biofilme. Meio Suporte. DBO. DQO. ST. SFT. SVT.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Etapas do ciclo operacional do reator sequencial em batelada.....	28
Figura 2 – Filtro biológico aerado submerso.....	30
Figura 3 – Processos envolvidos na formação de biofilme.....	32
Figura 4 – Configuração do sistema do reator de leito fixo.....	35
Figura 5 – Mangueira porosa localizada dentro do reator.....	36
Figura 6 – Bomba submersa.....	36
Figura 7 – Material utilizado como meio suporte para fixação de biofilme.....	37
Figura 8 – Lodo para inoculação.....	38
Figura 9 – Etapas do ciclo operacional em bateladas sequenciais.....	40
Figura 10 – Cronograma de atividades do projeto.....	42
Figura 11 – Gráfico da variação da concentração de $\text{DBO}_{5,20}$	43
Figura 12 – Gráfico da variação da concentração de DQO.....	45
Figura 13 – Gráfico da variação da concentração de sólidos totais.....	46
Figura 14 – Gráfico da variação da concentração de sólidos fixos totais.....	47
Figura 15 – Gráfico da variação da concentração de sólidos voláteis totais.....	47

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Ciclo operacional para a partida do reator.....	39
Quadro 2 – Ciclo operacional de 24 horas.....	41
Quadro 3 – Eficiência de remoção de $DBO_{5,20}$ no mês de Junho de 2016.....	44
Quadro 4 – Eficiência na remoção de $DBO_{5,20}$ no mês de Outubro de 2016.....	44
Quadro 5 – Eficiência na remoção de DQO no mês de Junho de 2016.....	45
Quadro 6 – Eficiência na remoção de DQO no mês de Outubro de 2016.....	46

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DBO_{5,20} – Demanda Bioquímica de Oxigênio no intervalo de 5 dias consecutivos a 20°C

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EECA – Escola de Engenharia Civil e Ambiental

EPS – Excreção de substâncias poliméricas

FBAS – Filtro biológico aerado submerso

PEAD – Polietileno de alta densidade

pH – Potencial Hidrogeniônico

RBS – Reator Sequencial em Batelada

SFT – Sólidos Fixos Totais

ST – Sólidos Totais

SVT – Sólidos Voláteis Totais

UFG – Universidade Federal de Goiás

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	17
1.1. OBJETIVOS.....	18
1.1.1 Objetivo Geral.....	18
1.1.2 Objetivos Específicos.....	18
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
2.1. POLUIÇÃO DAS ÁGUAS.....	19
2.2. ÁGUAS RESIDUÁRIAS INDUSTRIAIS.....	21
2.3. TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS.....	24
2.4. REATOR SEQUENCIAL EM BATELADA.....	27
2.5. REATOR DE BIOMASSA ADERIDA.....	28
2.5.1. Formação de Biofilme.....	31
2.6. PARÂMETROS PARA MONITORAMENTO.....	32
2.6.1. Sólidos.....	32
2.6.2. Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	33
2.6.3. Demanda Química de Oxigênio.....	34
3. METODOLOGIA.....	35
3.1. CONFIGURAÇÃO DO REATOR DE LEITO FIXO.....	35
3.2. INÓCULO.....	38
3.3. AFLUENTE.....	38
3.4. LOCAL DE INSTALAÇÃO E OPERAÇÃO DO SISTEMA.....	38
3.5. OPERAÇÃO DO SISTEMA.....	39
3.6. PARTIDA DO REATOR.....	39
3.7. OPERAÇÃO EM BATELADAS SEQUENCIAIS.....	39
3.8. MONITORAMENTO.....	41
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	43
4.1. ASPECTOS GERAIS.....	43
4.2. DESEMPENHO DO SISTEMA.....	43
5. CONCLUSÕES.....	49
6. REFERÊNCIAS.....	51

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

De acordo com o CONAMA (2005), o controle da poluição das águas está diretamente relacionado com a proteção da saúde pública, a garantia do meio ambiente ecologicamente equilibrado e a melhoria da qualidade de vida.

O despejo de águas residuárias sem tratamento adequado em corpos receptores representa a maior forma de contribuição para a poluição hídrica. Estas águas residuárias podem ser de origem domiciliar, industrial, hospitalar e de atividades agropecuárias (COSTA, 2005).

A fim de garantir disponibilidade de água e qualidade que assegure o bem-estar da população atual e de gerações futuras, o CONAMA instituiu a Resolução nº 357, em 17 de Março de 2005, e a Resolução nº 430, em 13 de Maio de 2011. Estas Resoluções fornecem diretrizes ambientais para o enquadramento de corpos de água superficiais e estabelecem condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água.

A partir da aplicação destas legislações, aumentaram-se as fiscalizações que desencadearam uma maior preocupação ambiental, por parte de empresários e indústrias, em tratar os efluentes líquidos gerados antes do lançamento em corpos hídricos. Com isso, surgiu a busca por tecnologias de tratamento de águas residuárias que sejam eficazes e que não gerem altos custos de instalação e operação.

O tratamento adequado de esgoto, seja para a obtenção de efluentes que atendam aos padrões de lançamento do corpo receptor, seja para a sua utilização produtiva, representa uma solução para os problemas de poluição da água e de escassez de recursos hídricos, contribuindo para a proteção ambiental e para a geração de alimentos e de outros produtos (PROSAB, 2009).

A remoção de poluentes das águas residuárias ocorre a partir de processos físicos, químicos e biológicos empregados em sistemas de tratamentos. Os sistemas de tratamento mais comumente utilizados são as lagoas de estabilização, os processos de disposição sobre o solo, os reatores anaeróbios e lodos ativados, sendo que em sua maioria a remoção de poluentes ocorre por processos biológicos, a partir de microrganismos aeróbios e anaeróbios (VON

SPERLING, 1996a). Esses sistemas de tratamento costumam ser mais utilizados devido a capacidade de remoção de matéria carbonácea e possível remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo que podem causar processos de eutrofização nos corpos d'água (GARBOSSA, 2006).

A utilização de reatores operados em batelada sequencial apresenta como vantagem a fácil instalação e operação, uma vez que os processos de digestão biológica acontecem em um único tanque, reduzindo assim os custos de tratamento (COSTA, 2005).

Outros estudos apontam que reatores de biomassa aderida em meio suporte possuem elevada eficiência na remoção de materiais suspensos e dissolvidos, requerem menor tempo de retenção hidráulica para o tratamento e suas instalações são mais compactas do que um sistema de lodos ativados convencional, por exemplo, refletindo em menores custos de operação e instalação (BRANDÃO, 2002).

Logo, é necessário que sejam pesquisadas tecnologias de tratamento de águas residuárias que garantam a qualidade dos efluentes, tanto para reuso quanto para lançamento em corpos d'água. Dessa maneira, o presente trabalho propôs o tratamento de um efluente proveniente de uma indústria farmacêutica, através de um reator de leito fixo operado em batelada sequencial.

1.1. OBJETIVOS

1.1.1. Objetivo Geral

O objetivo geral deste trabalho foi verificar o desempenho de um reator de leito fixo operado em batelada sequencial para o tratamento de efluente proveniente de uma indústria farmacêutica.

1.1.2. Objetivos Específicos

Este trabalho teve como objetivos específicos:

- Verificar a eficiência de remoção de matéria orgânica, em termos de $DBO_{5,20}$ e DQO;
- Verificar a eficiência de remoção de sólidos totais (ST), sólidos fixos totais (SFT) e sólidos voláteis totais (SVT).

CAPÍTULO 2

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. POLUIÇÃO DAS ÁGUAS

Durante o decorrer da História, sabe-se que o homem se fixa em uma região em função da disponibilidade de fontes de energia necessária à sua sobrevivência. As principais fontes de energia buscadas sempre foram a luz solar, ar, alimento e água, sendo esta última o primeiro fator na fixação do homem e formação de novas comunidades. Além da extrema importância ao ser humano, os recursos hídricos representam um estoque fundamental para a manutenção da vida no planeta Terra e também para o funcionamento dos ciclos e funções naturais do mesmo (TUNDISI, 2003).

Entretanto, o homem não consome totalmente essas fontes de energia, resultando na geração de resíduos como esgoto, lixo e partículas na atmosfera. Notou-se também, ao longo da História, que não houve uma preocupação em afastar ou condicionar esses resíduos humanos de maneira adequada, o que possibilitou um contato íntimo, embora indesejável, entre as fontes de energia e os resíduos humanos. A consequência desse contato é um consumo de fontes de energias cada vez mais impuras, a ponto de se tornarem inadequadas à vida. A ação da matéria rejeitada sobre as fontes de energia é chamada de poluição do meio ambiente (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Pela Lei Federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, entende-se por poluição:

(...) a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente:

- a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população;
- b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas;
- c) afetem desfavoravelmente a biota;
- d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente;
- e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

Como resultado do aumento e diversificação dos usos múltiplos dos recursos hídricos, do extenso grau de urbanização e do aumento populacional tem-se diversos impactos que afetam

os aspectos da vida diária das pessoas, a economia regional e nacional e a saúde humana. Como consequências desses impactos pode-se mencionar a degradação da qualidade da água superficial e subterrânea, aumento das doenças de veiculação hídrica, diminuição da água disponível, aumento no custo da produção de alimentos e aumento dos custos de tratamento de água (TUNDISI, 2003).

De acordo com Jordão e Pessôa (2014), a contribuição clássica para a poluição de águas é causada pelo lançamento de esgotos domésticos, industriais, pluviais e de lodo das estações de tratamento de água em corpos hídricos.

O lançamento de esgoto, sem tratamento ou parcialmente tratado, em um corpo d'água, pode desencadear, entre outros, o processo de eutrofização do corpo receptor, que se caracteriza pelo crescimento excessivo de organismos e plantas aquáticas devido o enriquecimento do meio aquático por nutrientes como nitrogênio e fósforo, presentes no esgoto. Como consequência da eutrofização, em relação ao corpo receptor, pode-se citar (PROSAB, 2009):

- problemas estéticos e recreacionais;
- condições anaeróbias no fundo do corpo d'água ou, eventualmente, nesse como um todo;
- diminuição do oxigênio dissolvido na água;
- aumento da DBO;
- eventuais mortandades de peixes;
- maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água;
- problemas com o abastecimento de águas industriais;
- toxicidade das algas;
- modificação na qualidade e quantidade de peixes de valor comercial;
- redução na navegação e capacidade de transporte.

A fim de preservar a qualidade dos recursos hídricos, considerando a saúde e bem-estar da população e o equilíbrio aquático, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), órgão oficial responsável pelo estabelecimento de normas e padrões relativos ao controle de qualidade

do meio ambiente com vista ao uso racional dos recursos ambientais, instituiu a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, e a Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011.

A Resolução CONAMA nº 357 dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e dá diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências (CONAMA, 2005).

A Resolução CONAMA nº 430 dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357. De acordo com essa, os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e finais do seu enquadramento (CONAMA, 2011)

Uma das principais vantagens em criar e utilizar metas de qualidades da água como instrumento de gestão está em colocar o foco da gestão da qualidade da água sobre os problemas específicos a serem resolvidos em uma bacia hidrográfica, em relação aos impactos causados pela poluição e aos usos que possam vir a ser planejados (PORTO, 2002 *apud* ANA, 2007).

O enquadramento dos corpos d'água deve ser visto como um instrumento de planejamento, tomando como base os níveis de qualidade que devem possuir ou ser mantidos para atender às necessidades estabelecidas pela sociedade e não apenas a condição atual do corpo d'água em questão (ANA, 2007).

2.2. ÁGUAS RESIDUÁRIAS INDUSTRIAIS

De acordo com Metcalf & Eddy (2003), toda comunidade produz resíduos sólidos e líquidos, e emissões atmosféricas. O resíduo líquido (água residuária) é essencialmente o resultado do uso da água de abastecimento pela comunidade.

Segundo Jordão e Pessôa (2014), o termo águas residuárias ou a palavra esgoto são usados para caracterizar os despejos provenientes das diversas modalidades do uso e da origem das águas, tais como as de uso doméstico, industrial, comercial, as de utilidades públicas, de áreas agrícolas, de superfície, de infiltração, pluviais, e outros efluentes sanitários.

Sabe-se ainda que as características dos esgotos variam qualitativa e quantitativamente de acordo com a utilização das águas de origem, podendo variar com o clima, situação social e econômica e hábitos da população (VON SPERLING, 1996a).

Geralmente, as águas residuárias são caracterizadas em termos de sua composição física (cor, odor, sólidos e temperatura), química (compostos orgânicos e inorgânicos) e biológicos (bactérias, fungos, protozoários, plantas, animais e vírus) (METCALF & EDDY, 2003).

Os esgotos podem ser classificados em dois grupos principais (JORDÃO; PESSÔA, 2014):

- Esgotos sanitários: constituídos essencialmente de despejos domésticos (provêm principalmente de residências, edifícios comerciais, instituições ou quaisquer edificações que contenham instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas, ou qualquer dispositivo de utilização da água para fins domésticos), uma parcela de águas pluviais, águas de infiltração, e eventualmente uma parcela não significativa de despejos industriais, tendo características bem definidas;
- Esgotos industriais: extremamente diversos, provêm de qualquer utilização da água para fins industriais, e adquirem características próprias em função do processo industrial empregado.

Segundo a Norma Brasileira – NBR 9800/1987, efluente líquido industrial é definido como:

(...) despejo líquido proveniente do estabelecimento industrial, compreendendo emanções de processos industriais, águas de refrigerações poluídas, águas poluídas e esgoto doméstico.

Tipicamente, existem cinco formas de contribuição de despejos líquidos nas indústrias (JORDÃO; PESSÔA, 2014):

- águas de rejeito de processos;
- águas servidas de utilidades;
- águas pluviais contaminadas;
- águas pluviais não contaminadas;
- esgotos sanitários.

Segundo von Sperling (1996a), a vazão de esgotos advinda dos despejos industriais variam de acordo com o tipo e porte da indústria, processo, grau de reciclagem, existência de pré-tratamento etc. Por isso, duas indústrias que fabriquem essencialmente um mesmo produto podem apresentar vazões de despejos bastante diferentes.

As propriedades físicas, químicas e biológicas das águas residuárias industriais são variáveis de acordo com a produção da indústria, com o período de operação, com a matéria-prima e insumos utilizados e outras particularidades. Os dados de vazão e da composição da água residuária industrial permitem a determinação das cargas de poluição, sendo fundamental para definir o tipo de tratamento, avaliar o enquadramento na legislação ambiental e estimar a capacidade de autodepuração do corpo receptor (PEREIRA, 2000).

Na indústria farmacêutica os efluentes gerados em cada um dos processos produtivos apresentam características distintas e quantidade variada, podendo ser altamente refratário e com alta variabilidade na concentração de matéria orgânica e volumes gerados. De modo geral, a atividade farmacêutica pode ser classificada de acordo com o processo de fabricação utilizado, em fermentação, síntese química, extração e formulação (BALCIOGLU; ÖTKER, 2003; ARSLAN-ALATON; BALCIOGLU, 2002 *apud* ALMEIDA *et al.*, 2004).

Na medicina humana e veterinária, na agricultura e aquicultura, os fármacos são indispensáveis e de extrema importância, sendo esses formados por moléculas complexas, com diferentes grupos funcionais, com propriedades biológicas e físico-químicas distintas. Como há a necessidade de se manter as propriedades químicas dos fármacos por tempo suficiente para atuarem no tratamento terapêutico, esses possuem características persistentes (BOXALL *et al.*, 2003; KÜMMERER, 2009 *apud* VASCONCELOS, 2011).

A degradação dos fármacos no meio ambiente pode ocorrer por processos naturais de biodegradação e de degradação abiótica (processos fotoquímicos). Nas matrizes ambientais e nos sistemas de tratamento de esgotos muitas drogas não são biodegradadas, e acabam sendo lançadas nos corpos hídricos (HALLING-SORENSEN *et al.*, 1998 *apud* VASCONCELOS, 2011).

A persistência química, resistência microbiana e os efeitos sinérgicos dos produtos farmacêuticos podem levar à implicações toxicológicas na vida aquática, o que pode provocar danos tanto à saúde humana como à ecologia aquática (ONESIOS *et al.*, 2009 *apud* VASCONCELOS, 2011).

Normalmente, sistemas biológicos de tratamento, nos usuais tempos de retenção hidráulica aplicados, não conseguem degradar biologicamente compostos recalcitrantes ou refratários, permitindo, assim, que esses alcancem os corpos receptores. Em decorrência do efeito de acumulação, estes compostos podem atingir concentrações superiores à dose letal de alguns

organismos naturais do ambiente aquático, podendo até causar a morte. Além disso, ao longo da cadeia alimentar, pode-se observar efeitos cancerígenos e mutagênicos em humanos, em decorrência da bioacumulação destas substâncias (ALMEIDA *et al.*, 2004).

Efluentes de indústrias farmacêuticas podem apresentar baixa biodegradabilidade, com maior toxicidade causada pelos ingredientes ativos. Na etapa de formulação de antibióticos, por exemplo, há a presença de substâncias químicas refratárias em altas concentrações, o que pode inibir a biomassa dos tratamentos por lodos ativados e causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos nos corpos receptores (ARSLAN-ALATON; GURSES, 2004; MASCOLO *et al.*, 2007 *apud* VASCONCELOS, 2011).

2.3. TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Assim como os poluentes contidos no esgoto são de natureza física, química e biológica, os processos de tratamentos podem ser classificados em (JORDÃO; PESSÔA, 2014):

- Operações físicas: há a predominância dos fenômenos físicos de um sistema ou dispositivo de tratamento, tendo por finalidade, basicamente, a remoção de substâncias em suspensão no esgoto, que não se encontram dissolvidas, incluindo sólidos grosseiros, sólidos sedimentáveis (inclusive areia) e sólidos flutuantes;
- Processos químicos: há utilização de produtos químicos, e são raramente adotados isoladamente. Geralmente, é utilizados quando o emprego de processos físicos e biológicos não atendem, ou não atuam eficientemente nas características que se deseja reduzir ou remover, ou podem ter sua eficiência melhorada. No tratamento de esgoto, os processos químicos mais adotados são: coagulação e floculação, precipitação química, elutriação, oxidação química, cloração, e neutralização ou correção do pH;
- Processos biológicos: dependem da ação de microrganismos presentes nos esgotos e procuram reproduzir, em dispositivos racionalmente projetados, os fenômenos biológicos observados na natureza, condicionando-os em área e tempo economicamente justificáveis. Os principais processos biológicos de tratamento adotados são por oxidação biológica (aeróbia, como lodos ativados, filtros biológicos aeróbios e lagoas de estabilização; e anaeróbia, como lagoas anaeróbias e tanques sépticos) e digestão do lodo (aeróbia e anaeróbia, fossas sépticas).

De acordo com von Sperling (1996a), a fim de adequar o lançamento de efluentes tratados em corpos receptores a uma qualidade desejada ou ao padrão de qualidade vigente, a remoção de poluentes no tratamento depende do nível (preliminar, primário, secundário e terciário ou avançado) e da eficiência desse tratamento.

O tratamento preliminar tem por objetivo apenas a remoção dos sólidos grosseiros, podendo ser realizado por meio de gradeamento e desarenador, enquanto o tratamento primário visa a remoção dos sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica, através de unidades de decantação. Em ambos tratamentos predominam as operações físicas de remoção de poluentes. No tratamento secundário predominam os processos biológicos para remoção de matéria orgânica dissolvida ou coloidal e eventualmente de nutrientes (nitrogênio e fósforo), por meio de lagoas de estabilização, reatores anaeróbios e aeróbios, lodos ativados, entre outros. Já o tratamento terciário objetiva a remoção de poluentes específicos (geralmente tóxicos ou compostos não biodegradáveis) ou a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário, utilizando até mesmo mecanismos de desinfecção (CHERNICHARO; VON SPERLING, 2005).

No corpo d'água, através da autodepuração, a matéria orgânica é convertida em produtos mineralizados inertes por mecanismos puramente naturais. Em uma estação de tratamento de esgotos, por meio de tratamento biológico, procura-se realizar esse mesmo fenômeno, porém com a introdução de tecnologia a fim de que o processo de depuração se desenvolva em condições controladas (controle da eficiência) e em taxas mais elevadas (solução mais compacta) (VON SPERLING, 1996b).

Do ponto de vista biológico, os principais organismos envolvidos no tratamento de esgotos são as bactérias, protozoários, fungos, algas e vermes. A remoção da matéria orgânica por estes microrganismos acontece através de processos de desassimilação ou catabolismo oxidativo (oxidação da matéria orgânica) e fermentativo (fermentação da matéria orgânica). O catabolismo oxidativo acontece através de uma reação redox na qual a matéria orgânica é oxidada por um agente oxidante presente no meio líquido (oxigênio, nitrato ou sulfato). Já no catabolismo fermentativo não há agente oxidante e o processo ocorre devido ao rearranjo dos elétrons na molécula fermentada, formando no mínimo dois produtos (gás carbônico e metano) (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994 *apud* CHERNICHARO; VON SPERLING, 2005).

Os principais processos biológicos empregados em tratamento de esgoto são o aeróbio e o anaeróbio. Em cada processo, há diferenças quanto ao crescimento biológico (suspensão ou aderido), quanto ao fluxo (contínuo ou intermitente) e quanto à hidráulica (mistura completa, fluxo de pistão ou fluxo arbitrário) (MENDONÇA, 2002).

O tratamento biológico aeróbio é uma reprodução do mecanismo de autodepuração que ocorre nos corpos d'água. Esse processo se realiza através da estabilização biológica da matéria orgânica, na qual, em meio aeróbio, as bactérias por meio da respiração celular promovem a oxidação dos compostos orgânicos ocorrendo quebra das moléculas, que se transformam em moléculas mais simples e mais estáveis. Nas estações de tratamento de esgotos, esse processo é assistido por dispositivos de aeração (injeção de ar) (CORDI, 2008).

O processo de digestão anaeróbio é realizado por três importantes grupos de microrganismos que constituem um consórcio microbiano formado pelas bactérias fermentativas, bactérias acetogênicas e arqueas metanogênicas. Na ausência de oxigênio molecular, estes microrganismos transformam compostos orgânicos complexos como carboidratos, proteínas e lipídios em produtos mais simples como metano e gás carbônico. A diversidade morfológica de microrganismos anaeróbios é influenciada principalmente pelo tipo de substrato, condições ambientais e condições hidráulicas (SILVA, 2011; MENDONÇA, 2002; CHERNICHARO, 1997).

Segundo Mendonça (2002), o emprego de sistemas combinados anaeróbio-aeróbio contempla as potencialidades de ambos os processos biológicos, o que permite a utilização de menores áreas de instalação, gera menores quantidades de biomassa e, conseqüentemente, reduz os custos de tratamento e destinação final do lodo produzido, e há uma maior possibilidade de remoção de nutrientes.

Arceivala (1981), citado por von Sperling (1996b), diz que quando há disponível no meio vários aceptores de elétrons (agente oxidante), o sistema biológico utiliza aquele que produz a mais alta quantidade de energia. Por isso, o oxigênio dissolvido é utilizado primeiramente durante a respiração celular e, após a sua exaustão, o sistema deixa de ser aeróbio. Caso haja nitratos disponíveis no meio líquido, os microorganismos capazes de utilizar nitrato na respiração celular passam a converter nitrato a nitrogênio gasoso, caracterizando o meio como anóxico (ausência de oxigênio dissolvido, mas presença de nitratos). Após se extinguirem todo o

oxigênio dissolvido e todo o nitrato, tem-se as condições anaeróbias estritas, onde sulfatos e dióxido de carbono são utilizados para produção de energia.

2.4. REATOR SEQUENCIAL EM BATELADA

Em 1914, Ardem e Lockett deram início aos primeiros trabalhos com Reator Sequencial em Batelada (RSB), porém devido à falta de condições tecnológicas da época, o projeto foi abandonado, uma vez que a operação dos RSBs requer equipamentos de manobra para controlar a entrada e saída de efluentes, assim como também o tempo de ciclo e a duração das fases, sendo necessário a automação do sistema (CALLADO, 2001).

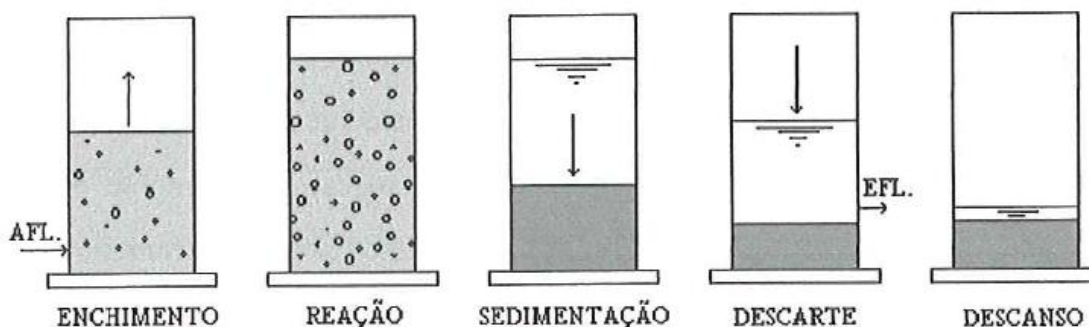
EPA (1999), citado por Betto *et al.* (2013), descreve o RSB como um sistema de lodo ativado para tratamento de efluentes através de biomassa em suspensão, sendo que as etapas de equalização, aeração e clarificação podem ser realizadas em um único reator, funcionando em bateladas.

De acordo com Jordão e Pessoa (2014), os reatores sequenciais em batelada constituem um sistema de mistura completa de um único tanque, no qual o processo de lodos ativados acontece em cinco etapas sequenciais (ilustradas pela Figura 1) com durações definidas:

- Etapa de enchimento: o tanque é alimentado por esgoto bruto ou primário, de modo que esse encha até o nível superior de operação. Nesta etapa, os aeradores podem estar desligados ou ligados por um determinado período de tempo;
- Etapa de aeração: os aeradores permanecem ligados durante toda esta etapa. Ocorrem as reações biológicas em condições aeróbias (oxidação da matéria orgânica, síntese celular, nitrificação);
- Etapa de sedimentação: os aeradores são desligados, permitindo a sedimentação de sólidos em suspensão no interior do tanque até uma determinada altura de manta de lodo;
- Etapa de retirada do efluente: o efluente clarificado e tratado é retirado e descartado através de um vertedor flutuante ou ajustável. O nível do líquido dentro do tanque se reduz até próximo à camada de lodo sedimentado, mantendo-se uma pequena altura de efluente clarificado (altura de transição) para proteção da manta de lodo;

- Etapa de repouso ou ajustes: usada apenas para ajustar o tempo entre o fim de um ciclo e o início de outro. Se necessário, pode-se realizar o descarte de lodo em excesso nesta etapa.

Figura 1 – Etapas do ciclo operacional do reator sequencial em batelada.



Fonte: Adaptado de WIRTZ & DAGUE, 1994 *apud* CALLADO, 2001.

O RSB apresenta vantagens e desvantagens em relações aos métodos convencionais de lodos ativados. Como vantagens pode-se citar a forma simplificada de construção, facilidade de instalação, grande flexibilização, operação e funcionamento simplificado e boa decantabilidade do lodo (WILDERER *et al.*, 1997; VAN HAANDEL & MARAIS, 1999 *apud* COSTA, 2005). Outras vantagens são o mínimo espaço requerido, a facilidade de gestão e a possibilidade de modificações durante a fase experimental (AKIN & UGURLU, 2005 *apud* BETTO *et al.*, 2013). Como desvantagem tem-se a falta de um equacionamento bem definido para projetar esses sistemas e a necessidade de equipamentos como, por exemplo, válvulas de controle e controladores de tempo (CAMPOS, 2002).

2.5. REATOR DE BIOMASSA ADERIDA

De acordo com van Loosdrecht e Heijnen (1994), citado por Brandão (2002), os reatores com biomassa aderida diferem dos reatores com biomassa em suspensão por apresentarem uma fase líquida contínua e outra fase sólida formada por biofilmes aderidos a materiais suportes. Nesses reatores, os microrganismos podem estar sujeitos a diferentes micro-ambientes, uma vez que podem ocorrer condições não homogêneas no reator devido o processo de transporte dos substratos ao longo do filme.

Os microrganismos podem ficar aderidos a dois tipos de meios suporte: fixo, quando os microrganismos ficam imobilizados em suportes imóveis, que formam um leito permeável

através do qual o efluente percola (filtro biológico percolador) ou circula (biofiltro ou filtros submersos); ou móvel, quando os microrganismos são imobilizados em suportes que podem ser movimentados mecanicamente (discos biológicos) ou por ação hidráulica (reatores de leito expandido, fluidizado e *airlift*) (BRANDÃO, 2002).

Na seleção do material do meio suporte, deve-se considerar o peso unitário, a superfície específica e o coeficiente de vazios. Essa preocupação se dá pelos seguintes motivos (JORDÃO; PESSÔA, 2014):

- O material deve ser inerte e rígido, não afetado por reações biodegradáveis, desgastes excessivos, e deve permitir esforços do peso do homem sobre a superfície do meio suporte;
- As dimensões influenciam na seleção devido aos valores da superfície específica e do volume de vazios, e consequentemente do volume útil;
- O peso unitário influencia diretamente no cálculo estrutural, no transporte e no manuseio;
- A superfície específica influencia na capacidade de retenção de biomassa e, consequentemente, no desempenho do processo;
- O volume de vazios influencia na manutenção das condições aeróbias do processo devido ao suprimento excessivo de oxigênio através da circulação do ar;
- Disponibilidade do material.

Os sistemas de tratamento de efluentes que utilizam biomassa aderida, de maneira geral, costumam apresentar algumas vantagens sobre os processos convencionais, tais como (VAN LOOSDRECHT; HEIJNEN, 1993; LAZAROVA; MANEM, 1994; WOLFF, 1997; BARTHEL, 1998 *apud* BRANDÃO, 2002):

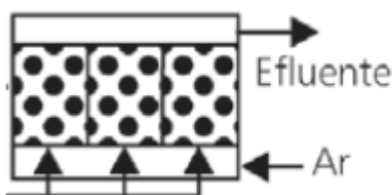
- Desempenho elevado na remoção de matéria em suspensão e dissolvida;
- Altas concentrações de biomassa, eliminando a necessidade de recirculação de lodo e assegura uma maior idade do lodo;
- Permite maiores aplicações de carga orgânica no reator;
- Operação com vazões de fluxos independentes da taxa máxima de crescimento da biomassa;

- Menor risco de arraste da biomassa para corpos receptores;
- Tempo de retenção hidráulica reduzido;
- Menor produção de lodo e, conseqüentemente, menor depedência da fase de sedimentação;
- Rápida entrada em regime;
- Resistência ao choque de cargas hidráulicas e tóxicas;
- Instalações mais compactas;
- Menores custos de instalação e operação.

No presente trabalho, o reator em questão analisado se assemelha a um filtro biológico aerado submerso e foi operado em batelada sequencial.

Os filtros biológicos aerados submersos (FBAS) são constituídos basicamente de um tanque de aeração preenchido com material suporte para a formação de biofilme. O ar e a água residuária fluem de forma permanente dentro do tanque e o meio suporte encontra-se totalmente submerso na massa líquida, podendo o fluxo no interior do reator ser ascendente ou descendente. Neste caso, não há retenção física da biomassa pela ação da filtração, logo, há a uma parcela de biomassa não aderida (em suspensão) além da biomassa aderida no meio suporte. Por isso, esse tipo de sistema costuma ser seguido de um decantador secundário, o que pode aumentar os gastos com instalação. Em contra partida, o fato de instalar tal unidade secundária, permite a supressão das operações de contra-lavagem do filtro, tornando a operação do sistema mais simples e evitando gastos com instrumentações mais complexas (PROSAB, 2009; JORDÃO; PESSÔA, 2014). A Figura 4 ilustra, de maneira simplificada, o sistema de tratamento de um FBAS.

Figura 2 – Filtro biológico aerado submerso.



Fonte: Adaptado de PROSAB, 2009

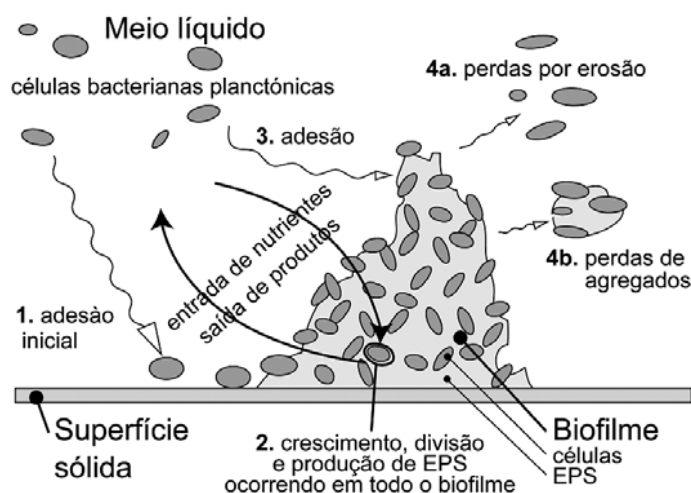
2.5.1. Formação de Biofilme

A formação de biofilme é um fenômeno natural que ocorre em superfícies sólidas, em contato com a água, quando microrganismos se aderem a essas. Tais formações podem ser benéficas ou prejudiciais ao homem. Como exemplo de situações benéficas, tem-se a utilização de biofilme no tratamento de efluentes (remoção de poluentes orgânicos e inorgânicos de águas contaminadas), na produção de antibióticos, na tecnologia de enzimas, e na fermentação. Em contra partida, as bactérias presentes no biofilme podem ocasionar deterioração de superfícies e/ou ambientes circundantes, problemas de saúde (infecções), pode provocar perdas de carga em tubulações, perdas de eficiência em trocadores de calor e acelera o processo de deterioração de materiais (COSTERTON *et al.*, 1995; BRANDÃO, 2002 *apud* MELLO, 2007).

Xavier *et al.* (2003) definem como biofilmes, comunidades de microrganismos imobilizados conjuntamente numa matriz de substâncias poliméricas extracelulares de origem microbiana. Os principais processos envolvidos na formação de um biofilme (ilustrados pela Figura 3), sobre uma superfície sólida em contato com um meio aquoso, são:

- 1 Transporte de células livres do meio líquido para uma superfície sólida e sua subsequente fixação;
- 2 Crescimento e divisão de células fixas devido ao consumo dos nutrientes provenientes do meio aquoso, conjuntamente com a produção e excreção de substâncias poliméricas extracelulares (EPS);
- 3 Fixação de células bacterianas flutuantes (e outras partículas), contribuindo para a acumulação do biofilme;
- 4 Lineração de material celular segundo dois mecanismos: (a) erosão (perda de células individuais) ou (b) perda de agregados maiores.

Figura 3 – Processos envolvidos na formação de biofilme.



Fonte: XAVIER *et al.*, 2003.

2.6. PARÂMETROS PARA MONITORAMENTO

Para Metcalf & Eddy (2003), a compreensão das características de águas residuárias é essencial para operações de coleta, tipo de tratamento necessário e para o design das instalações de tratamento e/ou reuso. A caracterização pode ser feita em relação a composição física, química e biológica, que podem ser traduzidos como parâmetros de qualidade (VON SPERLING, 1996a).

A caracterização de efluentes industriais é necessária porque os processos industriais diversos geram resíduos e energias diferentes que incumbem características diversas (GIORDANO, 2004).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 430/2011, os parâmetros de qualidade de um efluente são as substâncias ou outros indicadores que representam os contaminantes toxicológicos e ambientalmente relevantes deste efluente. Para realizar o lançamento de efluentes tratados em qualquer corpo receptor, os parâmetros deste efluente deve atender às exigências, padrões e condições disposta nesta resolução (CONAMA, 2011).

2.6.1. Sólidos

Segundo von Sperling (1996a), os sólidos representam uma gama muito grande dos poluentes da água. Usualmente, são classificados quanto às características físicas em: sólidos em

suspensão, sólidos coloidais e sólidos dissolvidos; e quanto às características químicas em: sólidos voláteis (orgânicos) e sólidos fixos (inorgânicos).

O *Standard Methods of Examination of Water and Wastewater* define (METCALF & EDDY, 2003):

- Sólidos totais (ST): resíduos sólidos que restam após a evaporação e secagem de uma amostra líquida em um intervalo de temperatura entre 103°C e 105°C;
- Sólidos voláteis totais (SVT): parcela dos sólidos totais que se volatilizam à temperatura de $500 \pm 50^\circ\text{C}$;
- Sólidos fixos totais (SFT): resíduos sólidos que restam quando os sólidos totais são queimados à temperatura de $500 \pm 50^\circ\text{C}$.

2.6.2. Demanda Bioquímica de Oxigênio

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de uma amostra (água residuária ou não) é a quantidade de oxigênio dissolvido usado por microrganismos para degradar a matéria orgânica em compostos estáveis inorgânicos (oxidação bioquímica), como água, gás carbônico, fosfatos, sulfatos, amônia e nitratos (CETESB, S/ D *apud* MARTINS; CORRÊA, 2014).

A DBO de uma amostra é determinada a partir da diferença de concentração de oxigênio dissolvido inicial e final durante um determinado período de incubação sob uma temperatura controlada. Usualmente, mede-se a $\text{DBO}_{5,20}$ de uma amostra, que se refere a um período de incubação de 5 dias à uma temperatura de 20°C (SINCERO; SINCERO, 2002).

Os resultados da análise de DBO podem ser utilizados para (METCALF & EDDY, 2003):

- Determinar aproximadamente a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar biologicamente a matéria orgânica presente em uma amostra;
- Determinar o tamanho das instalações de sistemas de tratamento de águas residuárias;
- Medir a eficiência de alguns processos de tratamento;
- Avaliar o cumprimento das diretrizes de lançamento de efluente em corpos hídricos.

2.6.3. Demanda Química de Oxigênio

A análise de Demanda Química de Oxigênio (DQO) é usada para medir o teor de oxigênio equivalente de uma determinada água residuária usando um produto químico para oxidar a matéria orgânica desta amostra. O dicromato de potássio se provou como um excelente oxidante em meio ácido. A análise deve ser conduzida em elevadas temperaturas. Em certas amostras, um catalisador (sulfato de prata) deve ser utilizado para auxiliar a oxidação (SINCERO; SINCERO, 2002).

Quanto maior o teor de oxigênio equivalente de uma determinada amostra, maior é a DQO e maior é o potencial de poluição da mesma. Normalmente, o aumento da concentração de DQO num corpo hídrico é causado por despejos de origem industrial (SINCERO; SINCERO, 2002; CETESB, S/ D *apud* MARTINS; CORRÊA, 2014).

A análise de DQO, normalmente, fornece valores diferentes de oxigênio equivalente do que a análise de DBO. Algumas das razões dessa diferença são (METCALF & EDDY, 2003):

- Muitas substâncias orgânicas que são dificilmente oxidadas biologicamente, como a lignina, podem ser oxidadas quimicamente;
- As substâncias inorgânicas que são oxidadas pelo dicromato aumentam o teor orgânico aparente da amostra;
- Algumas substâncias orgânicas podem ser tóxicas para os microrganismos usados na análise de DBO;
- Valores altos de DQO podem ocorrer devido a presença de substâncias inorgânicas com as quais o dicromato pode reagir.

Através da relação DQO/DBO é possível estimar a biodegradabilidade de um efluente e a eficiência de um tratamento biológico. Quanto maior for esta relação, menor será a eficiência do tratamento, o que pode indicar uma parcela maior de matéria não biodegradável e/ou um efeito tóxico da parcela não biodegradável sobre os microrganismos (CETESB, S/ D *apud* MARTINS; CORRÊA, 2014).

CAPÍTULO 3

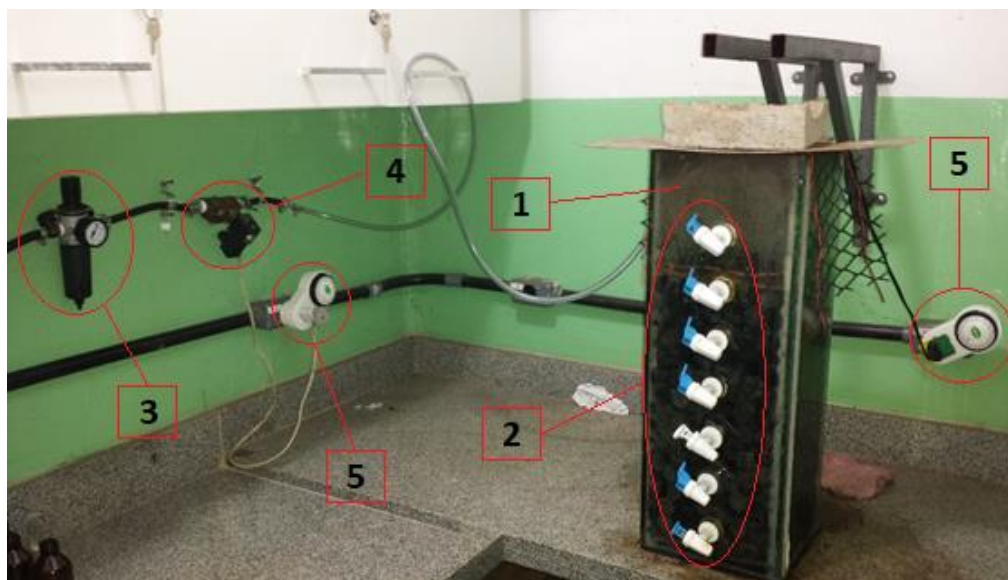
METODOLOGIA

3.1. CONFIGURAÇÃO DO REATOR DE LEITO FIXO

O sistema proposto (demonstrado na Figura 4) utilizou um reator de bancada, no qual foi introduzido o efluente industrial farmacêutico homogeneizado, e foi composto por:

- Um tanque (1) no formato de um prisma retangular de base quadrada de 20,0 cm e altura de 55,0 cm (totalizando um volume de 22,0 L), construído com paredes e base de vidro. Em uma das paredes existem sete orifícios em níveis distintos, onde foram instaladas torneiras (2) para se realizar o descarte de efluente tratado e retirada de amostra para análises laboratoriais;
- Um compressor de ar de 100,0 L e potência de 2 hp, para fornecer ar para a etapa de aeração;
- Um filtro de ar (3), para regular a vazão de ar introduzida;
- Uma válvula solenóide (4), para controlar a passagem de ar para o sistema;
- Dois *timers* analógicos (5), para controlar o intervalo de duração das etapas de aeração e agitação.

Figura 4 – Configuração do sistema do reator de leito fixo.



No interior do reator havia:

- uma mangueira porosa de 45,0 cm de comprimento (Figura 5), utilizada para introduzir e difundir ar dentro do reator;

Figura 5 – Mangueira porosa localizada no fundo do reator.



- uma bomba submersa com vazão de 180 L/h, para permitir que o efluente circulasse por todo o leito fixo e evitasse sedimentação após a etapa de aeração;

Figura 6 – Bomba submersa.



- uma camada suporte formada por anéis de PEAD com reentrâncias e ranhuras (Figura 7), para a fixação de biofilme.

Figura 7 – Material utilizado como meio suporte para fixação de biofilme.



Estes anéis possuem, aproximadamente, diâmetro de 2,5 cm e espessura de 1,0 cm. De acordo com o fabricante, área superficial deste produto é de, aproximadamente, $650 \text{ m}^2/\text{m}^3$ e índice de vazios de 90,9%. Este material foi escolhido pelo fato de que as ranhuras e reentrâncias do mesmo permitem uma maior superfície de contato para a fixação de biofilme.

Foi necessário instalar uma tela de plástico à altura de 40,0 cm, para impedir que os anéis escapassem do reator e permitir que toda a camada estivesse em contato com o efluente. Sobre a abertura superior do reator foi colocado uma estrutura a fim de conter a espuma gerada durante a etapa de aeração.

O sistema foi proposto para operar com um volume útil de 16 L, tratando 8,0 L de efluente e a camada suporte ocupando o restante do volume útil do reator. Para evitar transbordamentos, deixou-se uma borda de segurança de 15 cm.

3.2. INÓCULO

O reator foi inoculado com 8,0 L de lodo proveniente de um reator operado em batelada sequencial, em etapas aeróbia (aeração) e anóxica (agitação). Este reator era utilizado no tratamento de efluente industrial farmacêutico. Portanto, o lodo utilizado já possuía características relevantes ao desenvolvimento de bactérias aeróbias e facultativas. A Figura 8 mostra o lodo que foi usado para inoculação.

Figura 8 – Lodo para inoculação.



3.3. EFLUENTE INDUSTRIAL FARMACÊUTICO

O afluente do reator em estudo trata-se de um efluente gerado por uma indústria farmacêutica localizada em Goiânia – GO. Este efluente foi coletado no tanque de homogeneização da Estação de Tratamento de Efluente Industrial desta empresa, à jusante do gradeamento, desarenação e caixa de gordura, a fim de evitar a coleta de sólidos grosseiros junto a este efluente industrial. No tanque de homogeneização não havia mistura com o esgoto doméstico da indústria, ou seja, o efluente utilizado era resultado da linha de produção da indústria.

3.4. LOCAL DE INSTALAÇÃO E OPERAÇÃO DO SISTEMA

O sistema foi instalado e operado no Laboratório de Tratamento de Efluentes da Escola de Engenharia Civil e Ambiental da UFG (EECA – UFG). As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Saneamento desta mesma unidade acadêmica, localizada no Campus Colemar Natal e Silva da UFG, em Goiânia – GO.

3.5. OPERAÇÃO DO SISTEMA

3.5.1. Partida do Reator

Para iniciar a operação do reator foi necessário realizar a inoculação do mesmo com o lodo. Fez-se necessário este procedimento para a aclimação e fixação das bactérias na camada suporte, evidenciada pela formação de biofilme nos anéis de PEAD. O meio suporte foi adicionado ao reator junto aos 8,0 L de lodo. Em seguida, o reator foi preenchido com 4,0 L do efluente da indústria farmacêutica, permitindo que o meio suporte ficasse totalmente submerso.

Para a aclimação e adesão da biomassa, foram realizados dois ciclos de 48 horas em batelada sequencial, conforme o Quadro 1.

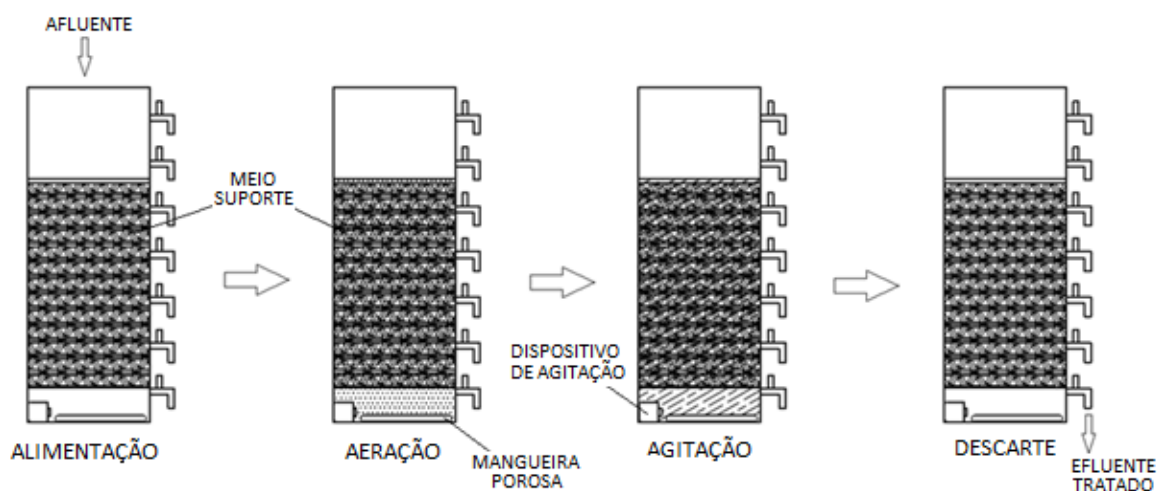
Quadro 1 – Ciclo operacional para a partida do reator.

ETAPA	INTERVALO DE TEMPO (h)
Alimentação	0,25
Aeração	24,00
Agitação	23,50
Descarte	0,25
TOTAL (h)	48

3.5.2. Operação em Bateladas Sequenciais

A operação em bateladas sequenciais compreendeu quatro etapas (ilustradas pela Figura 9): alimentação, aeração (introdução de ar), agitação e descarte. Dessa maneira, a biomassa aderida ao meio suporte realizou a biodegradação da matéria orgânica presente no efluente industrial farmacêutico.

Figura 9 – Etapas do ciclo operacional em bateladas sequenciais.



A etapa de alimentação aconteceu de maneira manual despejando o efluente industrial farmacêutico na abertura do topo do reator, lentamente e cuidadosamente para que não ocorresse desprendimento do biofilme do meio suporte. Após o preenchimento do reator, a válvula solenóide se abria e permitia a introdução de ar no sistema através da mangueira porosa.

Quando a aeração finalizava, a válvula solenóide se fechava, impedindo a entrada de ar no sistema, e a bomba submersa era acionada dando início a etapa de agitação, permitindo que o efluente entrasse em contato com toda a biomassa aderida ao meio suporte, além de evitar a sedimentação de biomassa e sólidos suspensos.

Ao se encerrar a etapa de agitação, a bomba desligava e era realizado o descarte de efluente tratado, pela torneira mais baixa do reator de maneira manual. Após o total descarte, iniciava-se novamente o ciclo.

A abertura e o fechamento da válvula solenóide, assim como o acionamento da bomba, eram programados e controlados pelos *timers*.

Após a partida do reator e a adesão da biomassa durante os dois ciclos de 48 horas, iniciou-se o ciclo de 24 horas, conforme o Quadro 2. O desempenho do reator foi analisado a partir deste ciclo de 24 horas. As análises laboratoriais foram realizadas após verificar o equilíbrio dinâmico aparente do sistema.

Quadro 2 – Ciclo operacional de 24 horas.

ETAPA	INTERVALO DE TEMPO (h)
Alimentação	0,25
Aeração	12,00
Agitação	11,50
Descarte	0,25
TOTAL (h)	24

3.6. MONITORAMENTO

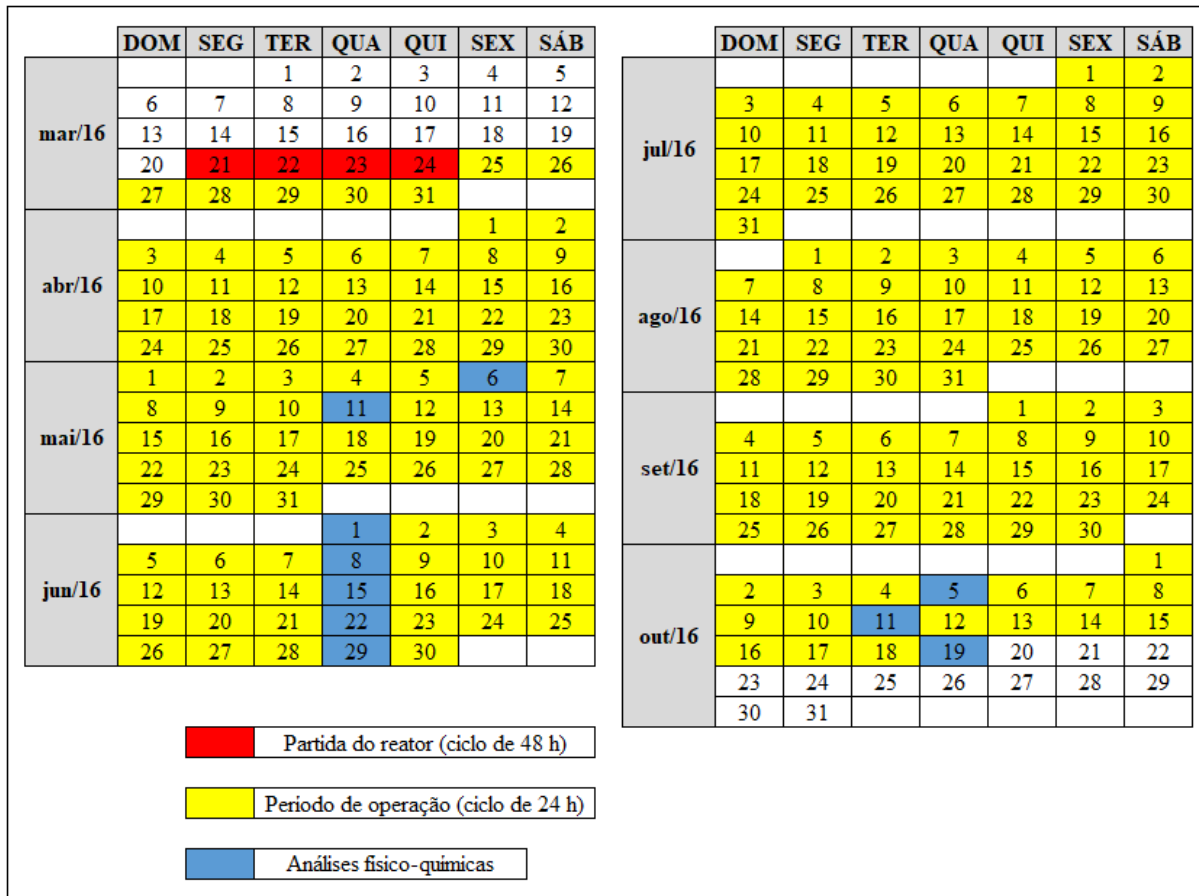
O monitoramento do sistema foi realizado a partir da caracterização do efluente industrial farmacêutico e do tratado, coletado através da torneira mais baixa do reator. Para verificar a eficiência do reator foram monitorados os seguintes parâmetros: DBO_{5,20}, DQO, ST, SFT e SVT.

Após a verificação do equilíbrio dinâmico aparente, iniciaram-se as análises mencionadas. Estas análises físico-químicas foram realizadas uma vez por semana dentro de 1 mês, e após 3 meses foram repetidas para verificar se as condições de tratamento se mantiveram.

A metodologia para a realização dessas análises foi baseada nos procedimentos do *Standard Methods of Examination of Water and Wastewater* (APHA/AWWA/WEF, 1998).

O cronograma das atividades do projeto aconteceu conforme a Figura 10 demonstra.

Figura 10 – Cronograma de atividades do projeto.



CAPÍTULO 4

RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. ASPECTOS GERAIS

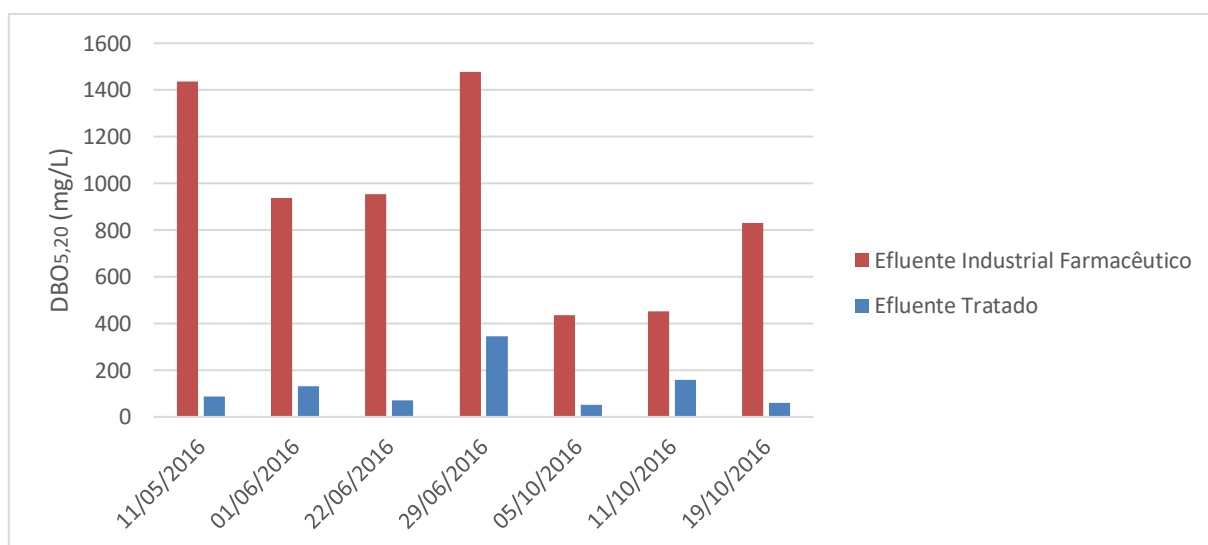
Os resultados foram apresentados em forma de gráficos e quadros a fim de facilitar as análises físico-químicas e comparações do efluente industrial farmacêutico e do tratado, sendo apresentadas as concentrações de $\text{DBO}_{5,20}$, DQO, ST, SFT e SVT.

No dia 06/05/2016 foi realizada uma análise relativa a concentração de sólidos e no dia 11/05/2016, uma análise de $\text{DBO}_{5,20}$. Estas duas análises ocorreram para verificar a condição do tratamento. Em Junho e Outubro de 2016, foi analisado o desempenho do sistema.

4.2. DESEMPENHO DO SISTEMA

A Figura 11 apresenta os resultados da concentração de $\text{DBO}_{5,20}$, tanto do efluente bruto quanto do efluente tratado, durante o projeto.

Figura 11 – Gráfico da variação da concentração de $\text{DBO}_{5,20}$.



A média de remoção de $\text{DBO}_{5,20}$ geral, de todas as análises, foi 85%, sendo que no dia 11/05/2016 a remoção foi de 94%, o que já evidenciava o equilíbrio dinâmico aparente do sistema. As análises críticas foram realizadas nos meses de Junho e Outubro de 2016, e os resultados dessas são apresentados nos Quadros 3 e 4, respectivamente.

Quadro 3 – Eficiência de remoção de $\text{DBO}_{5,20}$ no mês de Junho de 2016.

DATA	$\text{DBO}_{5,20}$ (mg/L)		REMOÇÃO DE $\text{DBO}_{5,20}$ (%)
	Efluente Bruto	Efluente Tratado	
01/06/2016	936	130	86
22/06/2016	954	72	92
29/06/2016	1476	346	77
MÉDIA			85

Quadro 4 – Eficiência na remoção de $\text{DBO}_{5,20}$ no mês de Outubro de 2016.

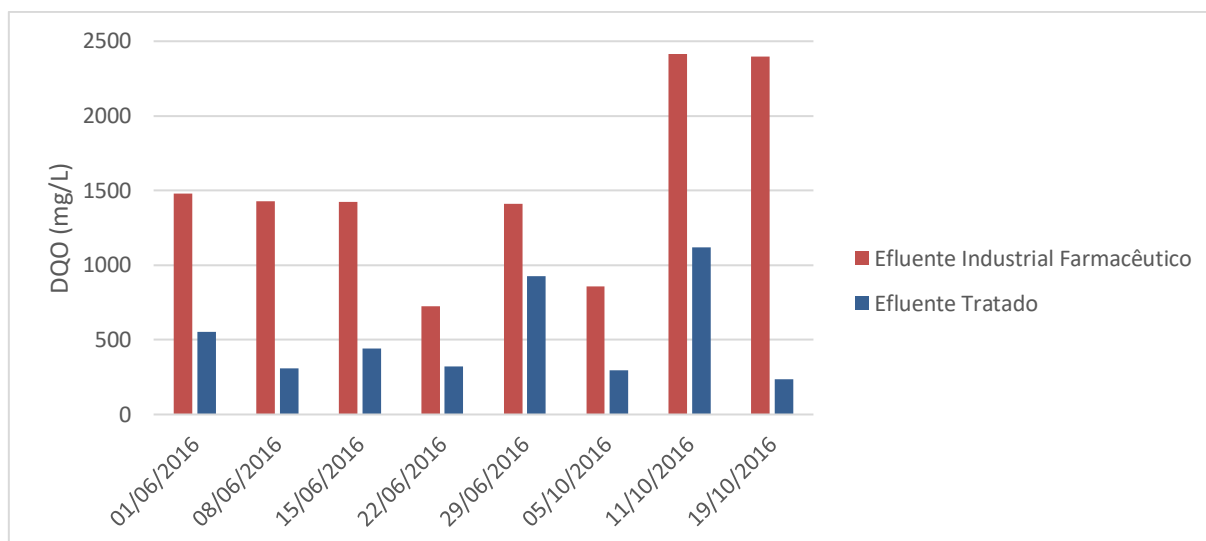
DATA	$\text{DBO}_{5,20}$ (mg/L)		REMOÇÃO DE $\text{DBO}_{5,20}$ (%)
	Efluente Bruto	Efluente Tratado	
05/10/2016	436	52	88
11/10/2016	452	158	65
19/10/2016	830	60	93
MÉDIA			82

A média de remoção de $\text{DBO}_{5,20}$ nestes meses não variaram significativamente, alcançando eficiência acima de 80% nos dois meses. Estes resultados evidenciam uma boa adaptação do sistema e prova a eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de $\text{DBO}_{5,20}$. As variações na eficiência de remoção apresentadas podem ter ocorrido devido a própria composição do efluente da indústria farmacêutica, onde seus componentes podem ter interferido a atuação das bactérias na digestão ou até mesmo podem ter sido tóxicos à essas.

A Resolução CONAMA 430/2011 estabelece como condição de lançamento de efluente, de qualquer fonte poluidora, em um corpo receptor a remoção mínima de 60% de $\text{DBO}_{5,20}$ (CONAMA, 2011). Portanto, o sistema proposto atende a legislação vigente, até mesmo no dia 11/10/2016 que apresentou a menor eficiência na remoção (65%).

A variação da concentração de DQO do efluente bruto da indústria farmacêutica e do efluente tratado pelo sistema proposto no presente trabalho é apresentada na Figura 12.

Figura 12 – Gráfico da variação da concentração de DQO.



A média de remoção de DQO geral, de todas as análises, foi de 64%. A partir do gráfico apresentado pela Figura 12, nota-se uma variação significativa na concentração de DQO do efluente industrial farmacêutico, provavelmente esta variação foi devido ao que estava sendo produzido pela empresa em cada dia. Assim como mencionado anteriormente, esta variação na composição deste efluente pode ter interferido na atuação das bactérias responsáveis pelo tratamento.

Os Quadros 5 e 6 apresentam a eficiência na remoção de DQO nos meses de Junho e Outubro de 2016, respectivamente.

Quadro 5 – Eficiência na remoção de DQO no mês de Junho de 2016.

DATA	DQO (mg/L)		REMOÇÃO DE DQO (%)
	Efluente Bruto	Efluente Tratado	
01/06/2016	1479,49	553,38	63
08/06/2016	1426,45	307,42	78
15/06/2016	1425,00	443,76	69
22/06/2016	724,09	322,13	56
29/06/2016	1411,23	927,09	34
MÉDIA			60

Durante o mês de Junho de 2016, no dia 08 teve-se a maior eficiência do sistema proposto, chegando à 78% de remoção de DQO, e no dia 29, a menor eficiência, chegando à apenas 34% de remoção.

Quadro 6 – Eficiência na remoção de DQO no mês de Outubro de 2016.

DATA	DQO (mg/L)		REMOÇÃO DE DQO (%)
	Efluente Bruto	Efluente Tratado	
05/10/2016	856,09	294,19	66
11/10/2016	2415,67	1121,00	54
19/10/2016	2396,37	234,45	90
MÉDIA			70

Assim como no mês de Junho, no mês de Outubro observou-se uma grande variação nos resultados de remoção de DQO, de 54% a 90%. Estas grandes variações provavelmente são reflexos da diferente composição do efluente industrial farmacêutico, que pode ter favorecido a digestão biológica em um dia e desfavorecido num outro.

As Figuras 13, 14 e 15 contém os resultados da variação da concentração de ST, SFT e SVT, respectivamente.

Figura 13 – Gráfico da variação da concentração de sólidos totais.

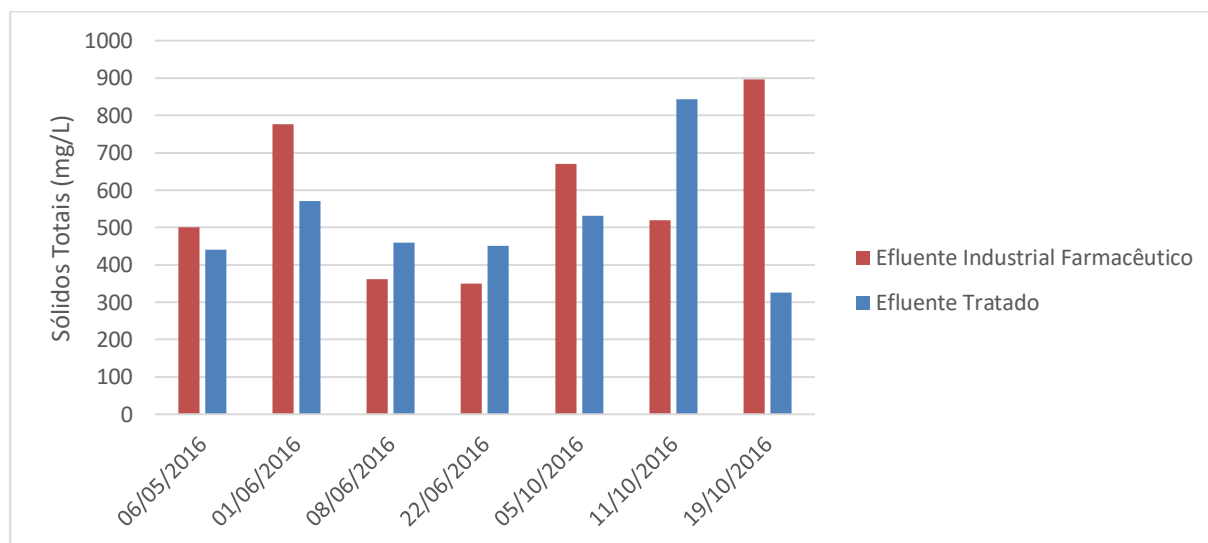


Figura 14 – Gráfico da variação da concentração de sólidos fixos totais.

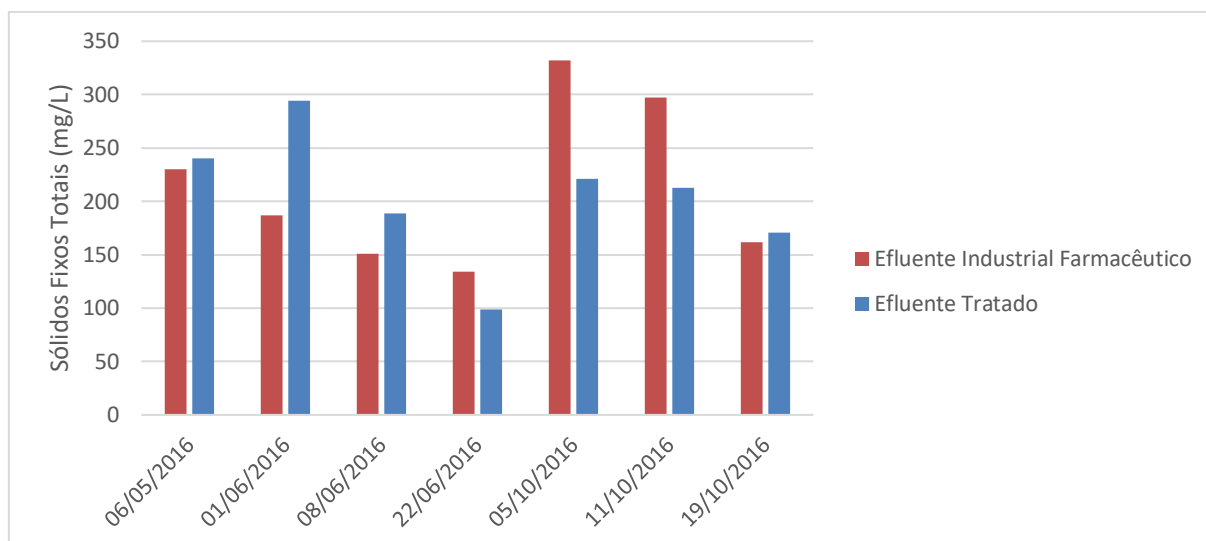
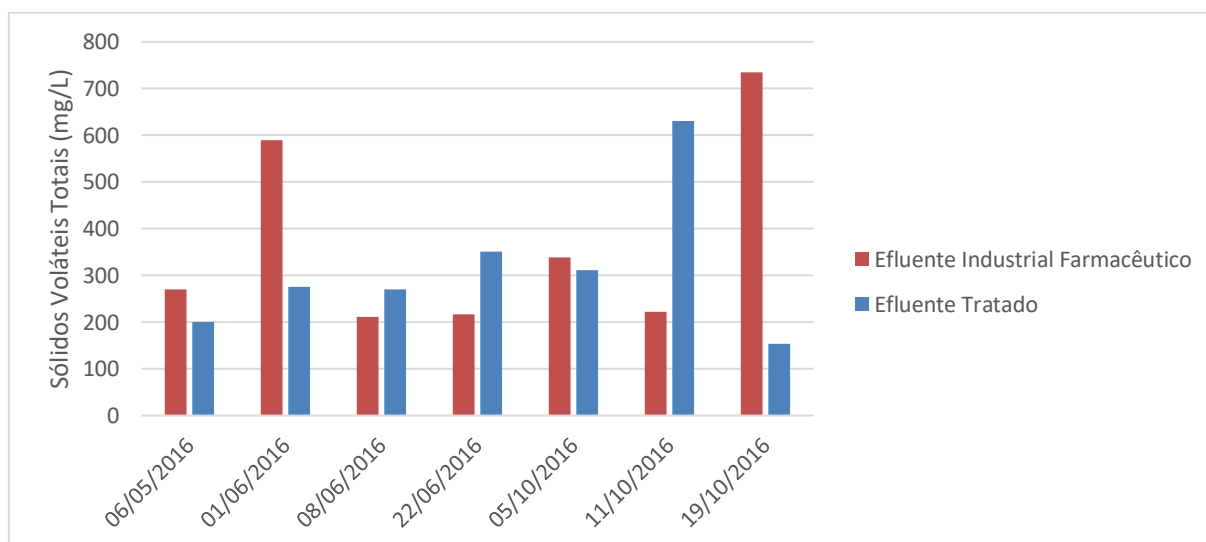


Figura 15 – Gráfico da variação da concentração de sólidos voláteis totais.



Através da análise dos gráficos apresentados pelas Figuras 13, 14 e 15, percebeu-se que não houve uma constância nos resultados. Em todos os casos, aconteceu remoção e acréscimo de sólidos ao final do tratamento. A própria caracterização do efluente da indústria farmacêutica, quanto aos sólidos, se mostrou inconstante. Portanto, o sistema proposto foi ineficiente na remoção de sólidos e pode-se afirmar que o reator conseguiu reter biomassa para que fosse possível o tratamento do efluente.

CAPÍTULO 5

CONCLUSÕES

A partir dos resultados apresentados ficou evidente que o sistema proposto é eficiente na remoção de matéria orgânica em termos de $\text{DBO}_{5,20}$, alcançando uma remoção média deste parâmetro de até 85% e, assim, atende às diretrizes da Resolução 430/2011. A remoção de matéria orgânica em termos de DQO mostrou-se menos eficiente, chegando à média de 70% de remoção no mês de Outubro de 2016.

Como mencionado anteriormente, as variações de remoção de matéria orgânica deram-se devido a composição do efluente industrial farmacêutico utilizado como afluente do sistema. Portanto, faz-se necessário análises físico-químicas mais aprofundadas do efluente bruto industrial a fim de adequar as condições do tratamento biológico para manter uma constância nos resultados. Além disso, conhecer a rotina de produção da indústria é importante para prever como o sistema se comporta e adequá-lo de acordo com o que é produzido.

A caracterização do lodo utilizado para inocular o reator também é importante, desde as características físico-químicas até as microbiológicas, pois assim é possível conhecer as bactérias que irão realizar o tratamento. Conhecendo as características do efluente bruto e do lodo é possível criar um ambiente mais propício para esta biomassa, sendo necessário monitorar parâmetros como o pH, alcalinidade e temperatura do efluente e do sistema a fim de que estas bactérias sejam mais efetivas no tratamento.

Como mencionado na seção 2.3, durante a digestão biológica, as bactérias presentes no ambiente consomem inicialmente o oxigênio dissolvido na solução. Quando esse se extingue do meio, bactérias facultativas passam a utilizar outras fontes de agentes oxidantes, como por exemplo nitratos, caracterizando o meio como anóxico. Durante a etapa de agitação proposta pelo presente estudo, esta condição anóxica pode existir, uma vez que não há mais introdução de ar no sistema. Portanto, o sistema proposto pode ser eficiente na remoção de compostos nitrogenados, por exemplo. Para a confirmação disso seria necessário realizar as análises cabíveis ao assunto, podendo isso ser objeto de estudos futuros.

Foi verificado que o sistema foi ineficiente para remoção de sólidos, ou seja, o reator não é capaz de reter sólidos, portanto, não funciona como um filtro. Esta ineficiência se deve ao fato de que não há uma etapa de sedimentação, permitindo que muita matéria permaneça em suspensão no reator, matéria essa que escapa durante o descarte de efluente tratado. Outro motivo, é o arraste de biofilme também durante o descarte. Logo, faz-se necessário uma etapa de sedimentação ou filtração após o tratamento proposto.

Ficou comprovado que a operação e manutenção do reator é simples, porém podem ser otimizadas. Podem ser otimizados em relação a automação do sistema, a fim de evitar a alimentação e descarte de efluente manualmente, e em relação ao tempo de detenção hidráulica. Esta última questão pode ser otimizada realizando análises de perfis temporais de degradação, o que reflete na duração de cada etapa da batelada sequencial, podendo, assim, alterar o tempo de duração do ciclo operacional a fim de encontrar o ideal. Portanto, esta otimização também pode servir como objeto de estudo para trabalhos futuros.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, E. *et al.* Tratamento de efluentes industriais por processos oxidativos na presença de ozônio. **Química Nova**, São Paulo, v. 27, n. 5, p. 818-824, Set./Out. 2004.

ANA. **Panorama do enquadramento dos corpos d'água do Brasil**. Agência Nacional de Águas, Superintendência de Planejamento e Recursos Hídricos. Brasília: ANA, SPR, 2007, 124 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 9800**, de 30 de Abril de 1987. 3 p. Disponível em: < <http://dc720.4shared.com/doc/P2kMfvjG/preview.html> >. Acesso em 13/07/2016.

BETTO, T. L.; HEMKEMEIER, M.; KOETZ, P. R. Remoção de demanda química de oxigênio e nitrogênio total Kjeldahl de efluente de indústria de vegetais congelados por Reator em Batelada Sequencial. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 3, p. 235-242, 2013.

BRANDÃO, H. L. **Transferência de massa no processo de biodegradação de efluentes líquidos em reatores com biofilme**. Tese (Doutorado em Engenharia Química), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

BRASIL. **Lei nº 6.938**, de 31 de agosto de 1981. Brasília, DF. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm>. Acesso em: 13/07/2016.

CALLADO, N. H. **Reatores sequenciais em batelada em sistema anaeróbio/aeróbio tratando esgoto sanitário sintético e com remoção de nutrientes**. 2001. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

CAMPOS, A. L. **Comportamento de dois reatores em batelada sequenciais aeróbios com diferentes idades do lodo em excesso após desintegração com ultra-som**. 2002. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

CHERNICHARO, C. A. L., **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v. 5. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1997.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 357**, de 17 de Março de 2005. 27 p. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 13/07/2016.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 430**, de Maio de 2011. 8 p. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 13/07/2016.

CORDI, L. et al. Montagem, partida e operação de um sistema de lodos ativados para o tratamento de efluentes: parâmetros físico-químicos e biológicos. **Revista Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 5, n. 1, p. 97-115, jan./abr. 2008.

- COSTA, T. B. **Desempenho de Reator em Batelada Sequencial (RBS) com enchimento escalonado no tratamento de esgoto sanitário**. 2005. 105 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.
- GARBOSSA, L. H. P. **Avaliação de sistemas anaeróbio-aeróbio com biomassa imobilizada para remoção de matéria carbonácea e nitrogênio de esgoto sanitário e uso do biogás na desnitrificação**. 2006. 125 p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.
- GIORDANO, G. **Tratamento e controle de efluentes industriais**. Departamento de Engenharia Sanitária e de Meio Ambiente, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2004.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014, 1050 p.
- MARTINS, B. F.; CORRÊA, K. T. **Desempenho de um Reator Anaeróbio operado em Regime de Batelada Sequencial para o Tratamento de Efluentes de Indústria Farmacêutica**. 2014. 67 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental e Sanitária) – Escola de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2014.
- MELLO, J. M. M. **Biodegradação dos compostos BTEX em um reator com biofilme**. 2007. 151 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro Tecnológico, Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.
- MENDONÇA, L. C. **Microbiologia e cinética de sistema de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido**. 2002. 219 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil – Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.
- METCALF & EDDY, INC. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4 ed. Nova Delhi: Tata McGraw-Hill, 2003, 1819 p.
- PEREIRA, J. A. R. **Geração de resíduos ambientais e controle ambiental**. Universidade Federal do Pará, 2000. Disponível em: <<http://www.desenvolvimento.gov.br/arquivo/secex/sti/indbrasopodesafios/saber/josealmirfin al.pdf>>. Acesso em 15/07/2016.
- PROSAB. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009, 428 p.
- SILVA, J. O. **Caracterização do potencial energético e estudo físico-químico do lodo da estação de tratamento de esgoto do DMAE-Uberlândia-MG**. 2011. 81 f. Dissertação (Pós-Graduação em Química) – Instituto de Química, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2011.
- SINCERO, A. P.; SINCERO, G. A. **Physical-Chemical Treatment of Water and Wastewater**. London, UK, IWA Publishing, 2002, 784 p.
- TUNDISI, J. G. Recursos Hídricos. **MultiCiência**, São Carlos, v. 1, 2003. Disponível em: <http://www.multiciencia.unicamp.br/artigos_01/A3_Tundisi_port.PDF>. Acesso em: 13/07/2016.
- VASCONCELOS, O. M. S. R. **Degradação do antibiótico amoxilina em efluente de indústria farmacêutica**. 2011. 120 p. Tese (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, 2011.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**. v. 1. Londres, Reino Unido: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, IWA Publishing, 2005, 836 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. V. 1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996a, 243 p.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. v. 2. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996b, 211 p.

XAVIER, J. B.; PICIOREANU, C.; ALMEIDA, J. S.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Monitorização e modelação da estrutura de biofilmes. **Boletim de Biotecnologia**. n. 76, p. 2-13, 2003.