



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL REI
CAMPUS ALTO PARAÓPEBA
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE
BIOPROCESSOS

**AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE DQO EM CÉLULA DE ENERGIA
MICROBIANA COMPARADA A REATORES AERÓBIOS E
ANAERÓBIOS**

Stephanny Cristyne Eroles Shimada

Orientadora: Isabel Cristina Braga Rodrigues

Ouro Branco/MG
Novembro/2017

AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE DQO EM CÉLULA DE ENERGIA MICROBIANA COMPARADA A REATORES AERÓBIOS E ANAERÓBIOS

Stephanny Cristyne Eroles Shimada

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
em cumprimento às exigências do Curso de
Bacharelado em Engenharia de Bioprocessos
da Universidade Federal de São João del-Rei.

Orientadora: Isabel Cristina Braga Rodrigues

Ouro Branco / MG
Novembro/2017

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL-REI
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE BIOPROCESSOS

**AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE DQO EM CÉLULA DE ENERGIA
MICROBIANA COMPARADA A REATORES AERÓBIOS E
ANAERÓBIOS**

Stephanny Cristyne Eroles Shimada

A Banca Examinadora, composta pelos membros abaixo, avaliou este TCC:

Isabel Cristina Braga Rodrigues – Orientadora

Katialaine Corrêa de Araújo – Examinador 1

Ênio Nazaré de Oliveira Júnior – Examinador 2

Ouro Branco, 27 / 11 / 2017

RESUMO

O desenvolvimento industrial, alavancado após a Segunda Guerra Mundial, possibilitou o surgimento de inovações que trouxeram melhoria de vida para a população, bem como aumento nos rendimentos das indústrias, mas ao mesmo tempo, também trouxeram inúmeros problemas ambientais. Em vista destes problemas, surgem legislações que exigem maior responsabilidade ambiental. Dessa forma, a busca por tecnologias de melhor relação custo/benefício para a implementação de tratamento de efluentes está associada ao interesse das indústrias em economizarem energia e assim começam a surgir pesquisas a respeito da geração de energia por meio da degradação natural de matéria orgânica. Os estudos com células de energia microbiana nasceram desse contexto e atualmente esta tecnologia se apresenta como possível sistema para tratamento de efluentes. Por esse motivo, o presente trabalho buscou avaliar a eficiência no tratamento de efluente simulado de laticínios em células de energia microbiana em comparação a eficiência em reatores anaeróbio e aeróbio convencionais de escala laboratorial. Avaliou-se também a utilização de carvão ativado granular como leito em todos os reatores. As análises foram feitas de acordo com a remoção de DQO após nove dias de tratamento em todos os reatores, bem como as medidas de pH de cada amostra. Neste período, também foi avaliado o potencial gerado pelo sistema eletroquímico. A célula de energia microbiana alcançou remoção de DQO (67%) semelhante ao reator anaeróbio não eletroquímico (70%), em ambos os casos, os reatores cujo carvão ativado foi usado como leito apresentaram os melhores resultados. O reator aeróbio convencional apresentou a maior remoção de DQO (94%), enquanto o reator aeróbio com carvão apresentou o pior resultado (39%). Este estudo mostrou que as células de energia microbiana são alternativas promissoras para o tratamento de efluentes com alto teor de matéria orgânica, alcançando percentuais de remoção semelhantes a reatores anaeróbios convencionais, com a vantagem adicional da recuperação direta de energia.

Palavras-chave: Célula de energia microbiana (CEM); carvão ativado; DQO; soro de leite; tratamento de efluentes.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	6
2. OBJETIVOS	8
2.1 Objetivo Geral	8
2.2 Objetivos Específicos	8
3. REVISÃO DE LITERATURA	9
3.1 Tratamento Biológico de Efluentes	9
3.1.1 Tratamento Aeróbio	12
3.1.2. Tratamento Anaeróbio.....	16
3.1.3 Métodos de Determinação de Contaminantes	21
3.2 Células de Energia Microbiana	22
3.2.1 Princípio de funcionamento e microbiologia	23
3.2.7 Construção e configuração	23
3.2.8 CEM no tratamento de efluentes	25
4. MATERIAL E MÉTODOS	26
4.1 Construção dos reatores.....	26
4.2 Determinação da DQO	28
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
6. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS	35
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	36

1. INTRODUÇÃO

Após a revolução industrial foi constante o desenvolvimento tecnológico e as mudanças socioeconômicas no mundo devido ao aumento exacerbado no número de indústrias e ao apelo ao consumismo. Consequentemente, a poluição no planeta se agravou com a emissão de efluentes líquidos, sólidos e gasosos, culminando no surgimento de legislações mais severas em relação ao lançamento destes efluentes no meio ambiente. Diante desse cenário, a busca por tecnologias de produção mais limpas iniciou-se, assim como por processos de tratamento de efluentes mais eficazes que garantissem economia energética e não influenciassem nos custos do produto final (ARCHELA *et al.*, 2003).

Nesse sentido, as indústrias, como a de alimentos, utilizam de questões ambientais para garantir competitividade, de modo que, alterando seus processos, recuperando sub-produtos e reutilizando efluentes gerados é possível reduzir custos de investimento e de operação (RODRIGUES *et al.*, 2006). Associado a isto, a competitividade dessas indústrias leva ao apelo ambiental, para o qual é atraente a ideia de implementação de sistemas de tratamento de efluentes mais eficazes, evitando odores desagradáveis, imagem negativa da população diante da indústria e problemas com vigilância sanitária (SCARASSATI *et al.*, 2003).

Na indústria de laticínios, por exemplo, o soro de leite é um efluente com grandes possibilidades de reaproveitamento, mas sua produção excede a demanda. Além disso, este efluente é considerado altamente poluidor devido ao alto teor de compostos orgânicos, o que pode causar depleção dos níveis de oxigênio dissolvido nos corpos d'água se lançado sem tratamento. Tecnologias para o tratamento desse composto são geralmente baseadas em processos anaeróbios, seguido de pós-tratamento aeróbio, sendo estes processos limitados em termos de eficiência de remoção de matéria orgânica e consumo energético, respectivamente. Por esse motivo, há constante busca por métodos que otimizem o tratamento de efluentes nessas indústrias (OLIVEIRA, 2014).

Nesse contexto ambiental, econômico e tecnológico houve uma associação do processo natural de degradação de matéria orgânica com a geração de energia por meio de elétrons liberados no processo, cujo estudo que se iniciou no século XVIII pelo cientista Luigi Galvani e deu origem às células de energia microbianas em meados de 1960 (RACHINSKI *et al.*, 2010). Essa tecnologia visa fornecer uma rota alternativa aos sistemas convencionais de tratamento. Há a conversão da energia química, procedente da matéria orgânica, em energia elétrica, por meio da atividade metabólica, em um dispositivo composto de dois compartimentos (anódico e catódico) no qual bactérias catalisam as reações, liberando elétrons (LOMONACO, 2015).

A transferência de elétrons para um circuito externo gera eletricidade e pode ser ocorrer com auxílio de materiais adsorventes de alta condutibilidade. Essa associação possibilita a interação intermolecular entre o material precursor e as características físico-químicas de materiais orgânicos (OLIVEIRA, 2014). Um exemplo de adsorvente que pode ser utilizado para este tipo de aplicação é o carvão ativado, que possui grande área superficial e diversos grupos funcionais, características essas que dão a ele alta capacidade de adsorção, baixa reatividade térmica e resistência a grandes variações de pH (FANGMEIER *et al.*, 2012).

Dessa forma, o presente trabalho propôs avaliar a eficiência da remoção de matéria orgânica de efluente simulado de laticínios, por célula de energia microbiana, com carvão ativado como material de anodo e leito, em comparação aos métodos tradicionais aeróbio e anaeróbio de tratamento de efluentes, utilizando reatores de escala laboratorial.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Comparar a remoção de DQO em células de energia microbiana em relação à reatores aeróbios e anaeróbios convencionais de escala laboratorial.

2.2 Objetivos Específicos

- ✓ Determinar a tensão gerada pelo circuito da célula de energia microbiana concomitantemente à remoção de DQO;
- ✓ Analisar a remoção de DQO nos sistemas aeróbios e anaeróbios convencionais;
- ✓ Avaliar a eficiência de utilizar carvão ativado granular como leito em todos os sistemas testados.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Tratamento Biológico de Efluentes

A poluição das águas é um fator comum nas regiões metropolitanas devido ao crescimento industrial e alto consumismo iniciado no século XVIII. A crescente deterioração dos recursos hídricos, do ar atmosférico e do solo se apresentou como consequência da produção de grandes quantidades de efluentes gasosos; efluentes líquidos domésticos, industriais e agrícolas e depósitos de resíduos sólidos (ARCHELA *et al.*, 2003). A deterioração dos recursos hídricos prejudica a captação da água para abastecimento, pois ela acaba sendo contaminada pelos efluentes sem tratamento lançados nos corpos d'água. Dessa forma, é necessário implementar estações de tratamento para remoção de poluentes, garantindo a qualidade necessária para disposição dos efluentes, bem como para os diversos usos da água (FREIRE *et al.*, 2000; GANGHIS, 2017).

Os efluentes domésticos são provenientes de residências, hotéis, comércios e outros estabelecimentos e, geralmente, caracterizam-se por contaminação procedente de fezes (animais e humanas), alimentos e produtos de limpeza. Já os efluentes industriais têm origem nos processos industriais e são responsáveis por grande parcela da deterioração por despejo inadequado (sem prévio tratamento) de compostos orgânicos e inorgânicos, tóxicos ou não, que podem ser resistentes a algum tipo específico de tratamento (ARCHELA *et al.*, 2003). Atualmente, há um aumento nas exigências dos órgãos ambientais quanto ao lançamento desses resíduos em corpos receptores e também exigências econômicas no sentido de tornar esses processos de tratamento menos impactantes para os processos industriais (ARAÚJO *et al.*, 2016).

Para os diversos tipos de indústrias, especialmente as indústrias de alimentos, é competitivamente vantajoso para o setor adotar técnicas de tratamento que diminuam o mau odor gerado pelos componentes orgânicos provenientes de animais, e seus derivados, em decomposição. O uso de subprodutos para essas

áreas também é vantajoso visto que pode completar a produção com menor investimento e diminuição nos efluentes gerados (ARCHELA *et al.*, 2003).

O Brasil é o sexto maior produtor mundial de leite bovino, chegando a gerar cerca de 4,4 milhões de litros de soro de leite por ano. Na figura 1 é possível verificar que dentro de um ano, entre os primeiros trimestres de 2016 e 2017, a quantidade de leite adquirido por laticínios aumentou, principalmente, nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Pará, sendo que os maiores detentores do mercado correspondem às grandes indústrias do setor (IBGE, 2017). O soro de leite é composto de cerca de 4 a 5% de lactose, outros nutrientes e proteínas. Se destinado diretamente ao esgoto, esse efluente torna-se um problema ambiental grave, com DQO de cerca de 50 a 80 g L⁻¹ (SERPA *et al.*, 2009). As indústrias de laticínios, muito comuns no estado de Minas Gerais, geralmente são de médio e pequeno porte, utilizam cerca de 34% do leite recebido para produção de queijo, o que gera uma quantidade diária relevante de soro, cuja parcela é aproveitada para produção de ricota e alimentação animal e outra parcela é lançada como efluente líquido, assim como a água usada na lavagem dos equipamentos e como as águas pluviais captadas na indústria (MACHADO *et al.*, 2001). Seu alto percentual de água e sua característica perecível inviabilizam sua desidratação e seu armazenamento prolongado, de forma que o soro é pouco aproveitado no setor alimentício, necessitando então de tecnologias eficazes para seu tratamento (SERPA *et al.*, 2009).

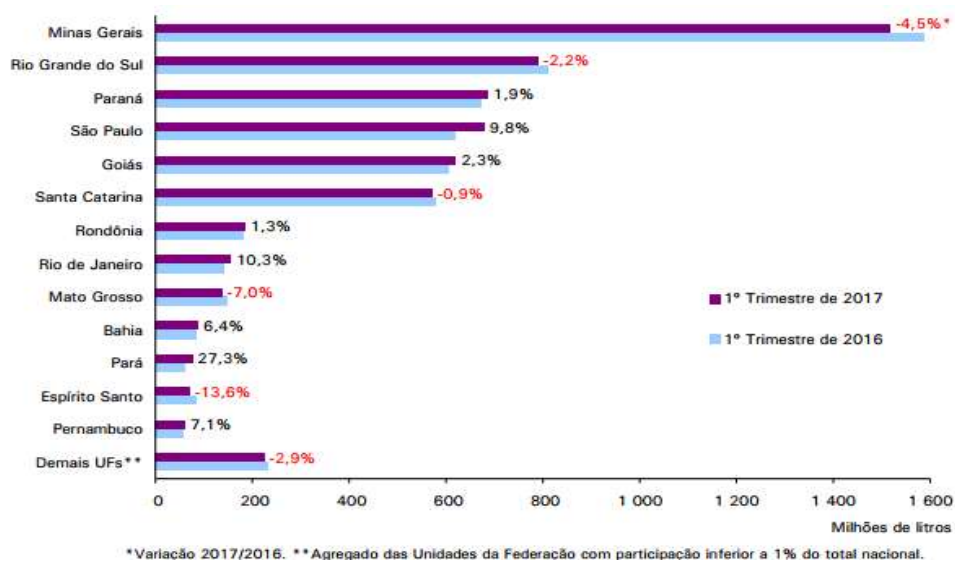


Figura 1. Variação anual da quantidade de leite adquirido por estado no 1º trimestre de 2016 e 2017.
Fonte: IBGE, 2017.

Existem diversos tipos de tratamento de efluentes domésticos e industriais e para a escolha do mesmo devem-se levar em consideração as características dos poluentes e o uso ou disposição da água tratada. A figura 2 mostra os tipos de tratamento de efluentes industriais mais comuns, desde tratamentos químicos a biológicos. Os tratamentos químicos são conhecidos pela adição de reagentes que contribuem para a separação das substâncias presentes nos efluentes, enquanto os tratamentos físicos dependem unicamente das características de seus componentes, como densidade, tamanho e porosidade.



Figura 2. Organograma dos tipos de tratamento mais comuns para efluentes industriais.
Fonte: FREIRE *et al.*, 2000.

O tratamento biológico é baseado na decomposição da matéria orgânica realizada por culturas microbianas mistas em processos aeróbios ou anaeróbios. É um processo com elevada capacidade de remoção de matéria orgânica dissolvida ou em suspensão que permite a transformação de compostos tóxicos em substâncias estáveis utilizando operações unitárias de custos relativamente baixos (MOTTA, 1995; ZAMORA, *et al.*, 1997). O processo aeróbio forma CO_2 e H_2O com uso de O_2 como acceptor de elétrons, e no processo anaeróbio há produção de CO_2 e CH_4 na ausência de O_2 , sendo formas de carbono, enxofre e nitrogênio exemplos de aceptores de elétrons (FREIRE *et al.*, 2000). Essa forma de tratamento é otimizada pela retirada de solventes inorgânicos e substâncias nocivas aos micro-organismos, como antibióticos, e pelo controle de parâmetros essenciais para sua sobrevivência, como pH, temperatura e nutrientes (FERREIRA, 2003; GANGHIS, 2017).

A eficiência de remoção de matéria orgânica dos processos aeróbios é maior que nos processos anaeróbios. No entanto, a produção de lodo é consideravelmente maior, sendo necessário seu tratamento e disposição, o que torna o processo mais complexo. Além disso, nos processos anaeróbios há produção de biogás que pode

ser aproveitado como fonte de energia (CAMMAROTA, 2013), como mostrado na figura 3.

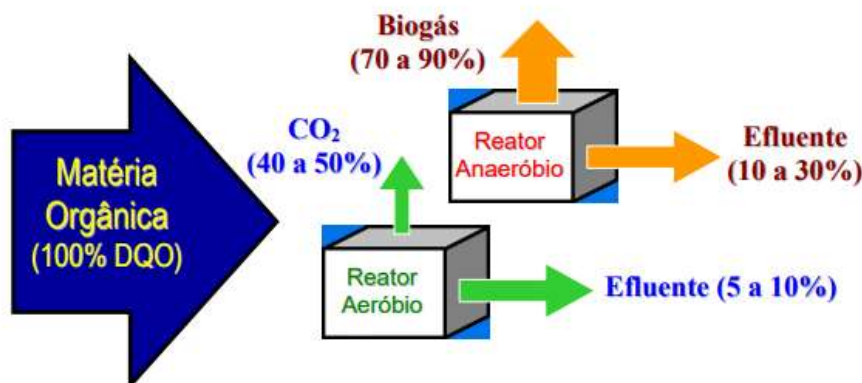


Figura 3. Eficiência de remoção de matéria orgânica em processos de tratamento de efluentes aeróbios e anaeróbios e geração de biogás.
Fonte: CAMMAROTA, 2013.

Dentre os tratamentos aeróbios mais comuns podem-se citar os sistemas de lodos ativados, as lagoas de estabilização aeradas, filtros biológicos e os discos biológicos e entre os tratamentos anaeróbios, podem-se citar o reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), lagoa anaeróbia, filtros anaeróbios, reator anaeróbio de leito fixo e reator anaeróbio de leito fluidizado (CAMMAROTA, 2013).

3.1.1 Tratamento Aeróbio

As reações bioquímicas mediadas por micro-organismos geram a degradação do composto orgânico por meio de oxidação, ou seja, há a perda de elétrons para um aceptor final de elétrons, que é reduzido (NELSON *et al.*, 2011; PEREIRA *et al.*, 2012). As tecnologias de tratamento aeróbio mais comumente utilizadas são a lagoa aerada, o sistema de lodos ativados e os filtros biológicos aerados (CORDI *et al.*, 2008).

Quando esse aceptor final de elétrons é uma molécula de oxigênio, tem-se um sistema de respiração aeróbia. Nesse processo, bactérias heterótrofas aeróbias utilizam a matéria orgânica como fonte de carbono e energia, sendo importante a manutenção de temperatura, pH, quantidade de oxigênio dissolvido e a relação de

nutrientes (C:N:P) específicos para se obter altos níveis de crescimento microbiano (CAMMAROTA, 2013).

O sistema de lodos ativados é o processo de tratamento de efluentes biodegradáveis mais eficiente e versátil, podendo ser definido como um processo de respiração aeróbia contínuo em que há o reciclo de biomassa, geralmente constituída de bactérias, fungos, protozoários e rotíferos, formando flocos cuja estrutura é mantida por polímeros microbianos extracelulares (CORDI *et al.*, 2008; CAMMAROTA, 2013). Este processo consiste em decantação primária, depuração biológica e decantação secundária (Figura 4). A etapa de depuração biológica, em que há a estabilização da matéria orgânica, ocorre em tanque de agitação juntamente com efluente a ser tratado e a microbiota é composta em cerca de 95% de bactérias, sendo as com morfologia de bastonetes Gram-negativos e filamentosas em maior quantidade, estas, por sua vez, têm importante papel na formação do floco microbiano, permitindo a separação do efluente tratado da biomassa. No sistema do tipo convencional, os flocos microbianos em suspensão são mantidos no reator por um período de retenção reduzido, de aproximadamente quinze a quarenta horas, por esse motivo não ocorre estabilização do lodo no tanque de aeração, tornando os processos de tratamento do lodo fundamentais neste tipo de planta, como mostrado na figura 4 (SERAFIM *et al.*, 2003; FERREIRA *et al.*, 2003; CORDI *et al.*, 2008).

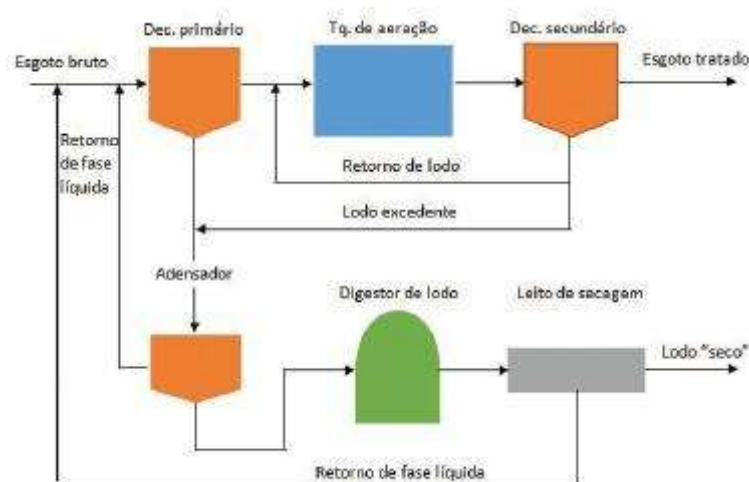


Figura 4. Sistema de lodos ativados convencional, seguido de processo de tratamento de lodo com digestor biológico e leito de secagem.

Fonte: LEGNER, 2013.

O sistema de lodos ativados é definido como um processo que recircula a massa biológica crescente de forma a mantê-la em contato com a matéria orgânica presente no efluente e na presença de oxigênio. Altos teores de carboidratos no efluente podem favorecer o desenvolvimento de micro-organismos filamentosos, que em excesso podem comprometer o tratamento por dificultar a sedimentação do lodo (CORDI *et al.*, 2007). Esse é um caso comum nas indústrias de laticínios, cujos rejeitos são caracterizados por alta quantidade de matéria orgânica, pH variável e significativa fração de DQO solúvel devido à presença de lactose, fatores que geram problemas de intumescimento do lodo e na sedimentação da biomassa (CORDI *et al.*, 2007).

As lagoas aeradas (Figura 5) são variantes dos sistemas de lodos ativados com a diferença que não há recirculação do lodo, de forma que a biomassa presente é muito diluída e requer muito tempo de aeração para conseguir elevada eficiência de remoção de matéria orgânica (FERREIRA *et al.*, 2003). O tempo de retenção hidráulica varia de quatro a dez dias e seu sistema garante uma mistura completa devido ao alto fornecimento de O₂ por meio da energia de agitação (NASRAUI, 2015). Nesse caso, além dos aeradores garantirem a oxigenação do meio, mantêm os sólidos em suspensão dispersos no líquido, e por isso a lagoa aerada não é adequada para lançamentos diretos, exigindo lagoas de decantação (SCARASSATI *et al.*, 2003; CAVALCANTI *et al.*, 2006).

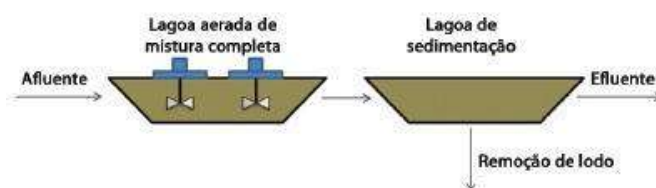


Figura 5. Modelo esquemático de um sistema de lagoa aerada seguido de lagoa de decantação.
Fonte: NETO, 2014.

Alguns reatores biológicos podem formar aglomerados de bactérias ou fungos que resistem a maiores concentrações de substâncias tóxicas. A imobilização de biomassa em material suporte tem como objetivo limitar a migração de células livres, por meio de porosidade ou fibras com auxílio de gel, membrana ou outros meios de suporte, em que os micro-organismos ficam retidos (RODRIGUES, 2006). Um modelo desse tipo de reator biológico de contato é o biodisco (Figura 6), que

consiste em um conjunto de discos plásticos montados em um eixo horizontal que gira dentro de uma cuba semi-cilíndrica e fica parcialmente submerso (CAMMAROTA, 2013).



Figura 6. Representação de um biodisco cujo efluente entra por um compartimento (seta marrom) e passa por vários discos em movimento até ser eliminado por outro compartimento (seta azul) do outro lado do sistema.

Fonte: <http://werabereaguasresiduales.blogspot.com.br/2010/06/eliminados-previamente-los-solidos.html>

Geralmente, os biodiscos são projetados com cloreto de vinila, poliestireno ou espuma de poliuretano. Seu mecanismo é de aderência do micro-organismo ao disco molhado, formando uma camada de limo, que entra em contato com os substratos devido ao movimento rotacional do sistema. Além de manter a biomassa em condição aeróbia, a rotação também afeta a transferência de massa no tratamento, consequentemente as forças cisalhantes as quais os sólido são submetidos, os mantém em suspensão, ao ponto em que com uso de um clarificador, podem ser eliminados do efluente, como demonstrado pela figura 7 (PHILIPS, 2008).

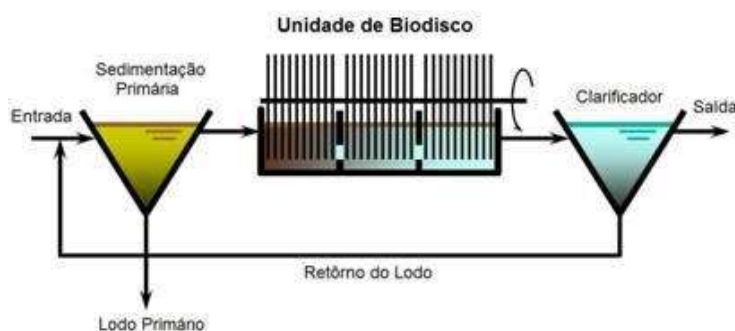


Figura 7. Sistema completo de tratamento biológico por biodiscos, iniciando-se com sedimentação primária e se encerrando por processo de clarificação (decantação secundária).

Fonte: SNATURAL, 2017.

Nos filtros biológicos, os micro-organismos se desenvolvem em uma matriz biológica aderida a uma superfície, demandando baixo gasto energético e menor

complexidade instrumental (ALMEIDA *et al.*, 2011). Os filtros biológicos geralmente são circulares e consistem em um leito, cujos materiais suporte mais comuns são brita, argila expandida, PVC, escória, madeira e materiais plásticos, onde o efluente é aplicado em gotas ou jatos (Figura 8), de forma que a película biológica formada seja responsável pela adsorção da matéria orgânica a ser oxidada, enquanto um dreno inferior transfere o líquido para um decantador para separar os sólidos do efluente final, como mostrado na figura 9 (FERREIRA *et al.*, 2003; SCARASSATI *et al.*, 2003).

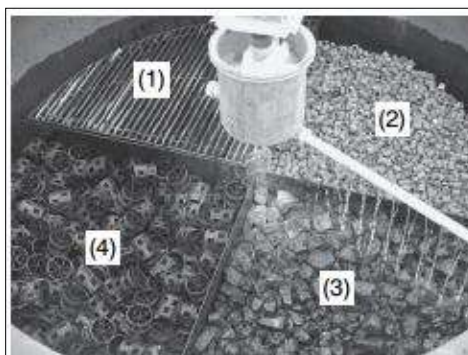


Figura 8. Diferentes tipos de material suporte para filtros biológicos: espuma (1), PVC (2), escória (3) e anéis plásticos (4).

Fonte: ALMEIDA *et al.*, 2011.

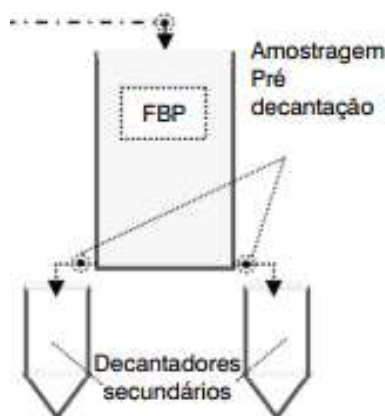


Figura 9. Sistema de filtro biológico seguido de decantadores secundários que separam os sólidos do efluente final.

Fonte: ALMEIDA *et al.*, 2011.

3.1.2. Tratamento Anaeróbio

A degradação de matéria orgânica em tratamentos anaeróbios, que agem na ausência de oxigênio livre, produz ácidos intermediários e demandam maior tempo de estabilização, devido aos micro-organismos anaeróbios se reproduzirem a uma taxa mais lenta. É uma forma de tratamento utilizada para resíduos com alta taxa de

matéria orgânica e sólidos em suspensão, no entanto exigem certos cuidados para serem aplicados já que podem liberar odores desagradáveis (FREIRE *et al.*, 2000; SCARASSATI *et al.*, 2003). Esse tratamento tem sido muito estudado, pois apesar de não ter a mesma eficiência dos tratamentos aeróbios, apresenta remoção de cerca de 50 a 60% de DBO e possui alta capacidade para tratar compostos tóxicos, enquanto os aeróbios ainda apresentam perdas de substâncias tóxicas por volatilização (FREIRE *et al.*, 2000).

Esse tipo de tratamento é considerado de baixo custo para efluentes com elevadas cargas orgânicas devido à sua simplicidade operacional. Além disso, apresenta como vantagens a produção de biogás e a baixa produção de lodo, cerca de cinco a dez vezes menor que os processos aeróbios (DUDA *et al.*, 2011).

Nestes processos, as interações microbianas são fundamentais para se obter a mineralização da matéria orgânica e devido à essas interações, pode-se fazer uma divisão didática do mesmo em três etapas. A primeira consiste na hidrólise enzimática, por bactérias hidrolíticas, na qual a matéria orgânica complexa é convertida em seus monômeros, a segunda é a acidificação causada por processos fermentativos com produção de ácidos orgânicos, e a terceira sendo a fase metanogênica que consiste na conversão de ácidos orgânicos em metano e CO₂ (FERREIRA *et al.*, 2003).

Dentre os processos anaeróbios de tratamento de efluentes industriais mais utilizados podem-se citar lagoas anaeróbias, reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) e também reatores anaeróbios de leito fixo e leito fluidizado (CAMMAROTA, 2013).

As lagoas anaeróbias podem ser combinadas com as lagoas facultativas para tratarem efluentes e têm sido muito utilizadas para despejos com alta concentração de matéria orgânica, como frigoríficos, laticínios e bebidas (GANGHIS, 2017). São tanques de grande profundidade (4,0 a 5,0 metros) onde a carga orgânica tem alta taxa de consumo de oxigênio em relação à taxa de produção, criando condições estritamente anaeróbias e sem necessidade de remoção do lodo, que fica alocado

no fundo das lagoas. Estes sistemas têm a desvantagem de liberar maus odores e podem ocasionar a proliferação de insetos, de forma que o local a ser implementado deve ser distante de áreas residenciais. Geralmente removem cerca de 50 a 60% da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) afluyente, necessitando de unidades posteriores de tratamento, mais comumente as lagoas facultativas (SERAFIM *et al.*, 2003).

As lagoas facultativas (Figura 10) possuem menor profundidade (1,5 a 3,0 metros), a camada mais superficial consiste da zona aeróbia, onde a matéria orgânica é oxidada por respiração aeróbia, possibilitada pela fotossíntese realizada pelas algas, de forma que há equilíbrio entre a produção e o consumo de oxigênio e gás carbônico, enquanto na camada intermediária há a zona facultativa, onde não há realização de fotossíntese e há presença de bactérias capazes de sobreviver na ausência ou presença de oxigênio e, por fim, na camada mais profunda há a zona anaeróbia, onde os sedimentos são decompostos por micro-organismos anaeróbios que os convertem em gás carbônico e metano (SERAFIM *et al.*, 2003).

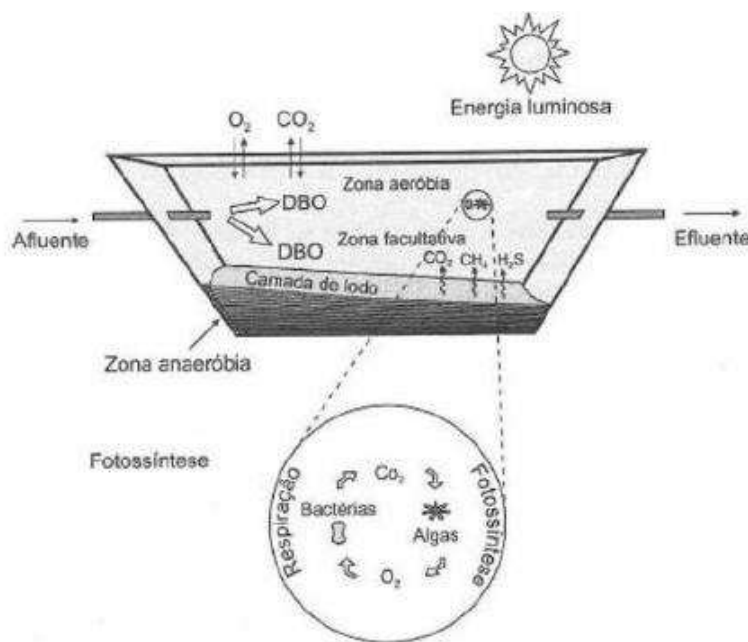


Figura 10. Representação de uma lagoa facultativa, com suas zonas aeróbia, facultativa e anaeróbia.
Fonte: VON SPERLING, 1995.

O reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) tem sido amplamente utilizado no tratamento de esgoto sanitário e de águas residuais

agropecuárias e industriais por apresentar um lodo biológico formado naturalmente, que possui elevada sedimentação e atividade metanogênica, chegando a atingir eficiência de remoção de DQO de cerca de 80%, diminuindo a necessidade de tratamentos preliminares e apresentando-se como alternativa para tratar efluentes com altas cargas orgânicas (DUDA *et al.*, 2011). Ocupa área reduzida, sem equipamentos mecânicos e com custo mais reduzido que os tratamentos aeróbios convencionais (SOUZA *et al.*, 1986). O tratamento anaeróbio em reatores UASB economiza 80% de energia elétrica e gera 80% menos lodo em relação ao sistema de lodos ativados (LEGNER, 2017). Um aspecto negativo do tratamento anaeróbio é a baixa eficiência na remoção de surfactantes, fosfatos e nitrogênio, devido à diminuição na eutrofização. O nitrogênio pode ser fixado na atmosfera e oxidado a nitrato e nitrito, devendo ser removido junto ao fósforo, que se acumulam dentro das células, causando a diminuição na efetivação dos tratamentos anaeróbios (HENRIQUE *et al.*, 2010).

Este reator consiste em um tanque associado a um sistema de separação trifásico, no qual os sólidos são retidos no reator e os gases são eliminados do reator com o auxílio de defletores (Figura 11). O efluente a ser tratado é inserido no fundo do reator, passando em fluxo ascendente por uma camada de lodo biológico de elevada atividade, que transforma a matéria orgânica em biogás. Esse biogás é direcionado ao defletor por meio de um compartimento isolado presente no reator, fazendo com que apenas o líquido, junto do lodo em suspensão, passe para o compartimento de decantação (SOUZA *et al.*, 1986).

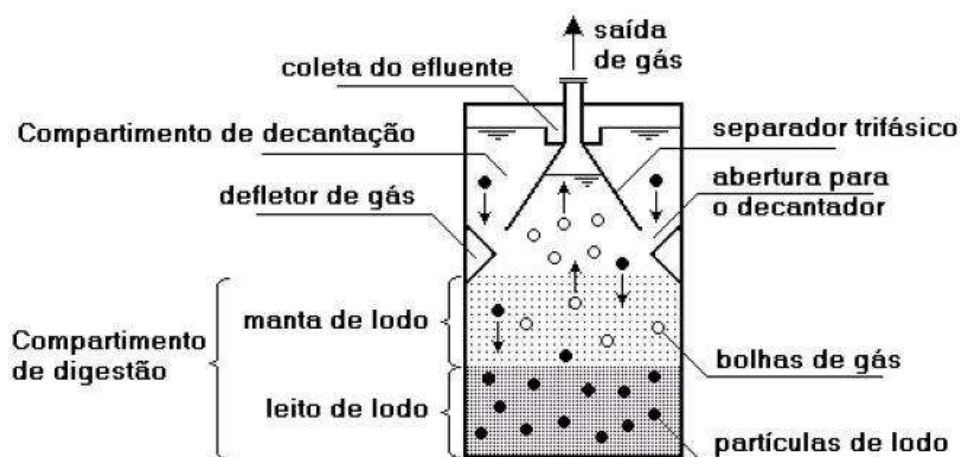


Figura 11. Esquema de um reator UASB.
Fonte: VON SPERLING, 1995

O reator anaeróbio de leito fixo é caracterizado pela presença de um material de empacotamento estacionário no qual os micro-organismos ficam retidos, estes degradam o substrato contido no efluente num tempo de residência de aproximadamente 20 dias (LUIZ, 2007; GANGHIS, 2017). O material suporte favorece o crescimento da população metanogênica e aumenta a capacidade do reator em resistir aos choques de carga, presença de compostos inibitórios e mudanças nas características dos substratos (LUIZ, 2007). Quando o fluxo é ascendente o efluente é introduzido na base e descartado na parte superior, já no fluxo descendente o efluente é introduzido na parte superior e é descartado na base, podendo provocar entupimento por acúmulo de biomassa. Para favorecer a distribuição do fluxo e o desempenho do sistema os reatores podem ter diversas formas e dimensões, variando de 6 a 26 metros de diâmetro em largura e entre 3 e 13 metros de altura, sendo que o meio suporte ocupa de 50 a 70% da altura do reator (LUIZ, 2007).

O reator anaeróbio de leito fluidizado difere do reator de leito fixo pelo fato de evitar colmatação do leito, diminuindo o tempo de retenção, e promovendo rápida difusão do substrato pela biomassa, que é definida por complexa estrutura de células e produtos celulares que formam grânulos grandes e densos e se fixam ao suporte (CABELLO, 2009). A expansão do leito é mantida em nível que mantenha a posição relativa do suporte e das partículas, sendo em torno de 10 a 20%, a velocidade do efluente deve ser elevada para que a força gravitacional seja igualada ao arraste ascensional e é exigido uma taxa de recirculação alta, de forma que as partículas não mantenham posições fixas (GANGHIS, 2017).

A taxa de remoção de DQO em sistemas anaeróbios é inferior à taxa em sistemas aeróbios devido ao tempo de crescimento dos micro-organismos, no entanto, estes sistemas apresentam vantagens em relação ao custo energético e à quantidade de lodo formado. Dessa forma, é interessante associar os dois tipos de tratamento para favorecer o aumento de eficiência e garantir economia nos custos de operação e manutenção. Associando-se os dois processos, então há a diminuição no tempo de residência e o tamanho das estações de tratamento, além de garantir o equilíbrio entre as vantagens e desvantagens dos dois sistemas de forma que a remoção de

matéria orgânica aumente, assim como a remoção biológica do nitrogênio e fósforo por meio da incorporação de polifosfato, liberados em condições anaeróbias, na biomassa aeróbia, permitindo seu descarte (DUDA *et al.*, 2011; HENRIQUE *et al.*, 2010).

3.1.3 Métodos de Determinação de Contaminantes

Os resíduos produzidos pela indústria são muito complexos em relação à sua composição, apresentando inúmeros compostos orgânicos e inorgânicos que dão características específicas para o efluente de cada tipo de indústria (ARAÚJO *et al.*, 2016), de modo que para determinar a concentração de contaminantes de cada efluente a ser tratado, muito tempo seria perdido e os processos de tratamento a serem aplicados continuariam sendo os mesmos. Visando facilitar a avaliação de concentração de contaminantes e tornar o processo mais econômico, é comum o uso de métodos que não requerem a composição química completa do efluente em questão, mas indicam a eficácia do tratamento biológico que está sendo aplicado. Esses métodos são conhecidos como indicadores globais de poluição e funcionam para qualquer mistura complexa de compostos orgânicos e inorgânicos (ARCHELA *et al.*, 2003).

Podem-se citar como métodos globais a análise de sólidos que podem ser quantificados e classificados como dissolvidos, em suspensão, voláteis ou fixos. O método de toxicidade, que avalia bioensaios fornecendo indicação do efeito tóxico do conjunto de poluentes presentes em um efluente, e indicadores específicos que identificam os efeitos danosos que os poluentes podem ter ao meio ambiente. E os métodos de avaliação de concentração de matéria orgânica, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e o carbono orgânico total (COT).

A DQO é referente à quantidade de oxigênio requerida para oxidar uma fração orgânica da amostra por meio de um oxidante químico forte em meio ácido, a DBO se diferencia por ser referente ao oxigênio necessário para oxidar a matéria orgânica

biodegradável por meio de ação bioquímica aeróbia, e o COT é um indicador direto da quantidade de matéria orgânica no efluente (CAMMAROTA, 2013).

3.2 Células de Energia Microbiana

Com o aumento da busca por novas tecnologias para atender a demanda energética global e por reutilizar rejeitos, intensificaram-se as pesquisas a respeito de células de energia microbianas (CEM). Os estudos a seu respeito começaram em 1790 por Luigi Galvani, com o uso da palavra *bioeletricidade* para explicar as contrações observadas nas pernas de rãs ao submetê-las a uma descarga elétrica (RACHINSKI *et al.*, 2010). Em 1911 o professor de botânica Michael Cresse Potter, da Universidade de Durham, demonstrou a liberação de energia pelas bactérias *Escherichia coli* ao atuar sobre um substrato orgânico (LOGAN, 2008) e em 1931 o pesquisador Cohen, de Cambridge, descreveu um grupo de células capazes de produzir tensão e corrente elétrica (RACHINSKI *et al.*, 2010). Apenas em 1960 as CEM começaram a ser populares devido ao interesse espacial dos Estados Unidos (NASA) em gerar eletricidade concomitantemente à degradação de resíduos orgânicos durante as viagens espaciais, então em 1962 foi projetada a primeira célula de combustível para catalisar a geração de hidrogênio na fermentação da glicose (RACHINSKI *et al.*, 2010).

A célula de energia microbiana é uma nova tecnologia para geração de bioeletricidade com origem na possibilidade de aproveitamento do fluxo de elétrons oriundos da oxidação da matéria orgânica por bactérias. Desde seus primeiros estudos feitos por Potter (1911) já conseguiu grandes avanços, aumentando a quantidade de pesquisas a seu respeito (LOGAN, 2008). No entanto, ainda não é uma tecnologia completamente desenvolvida para gerar energia com relação de custo/benefício acessível como era previsto há 40 anos, e por isso, as aplicações mais próximas para essas células são sustentações de dispositivos de monitoramento remoto (RACHINSKI *et al.*, 2010). Enquanto isso os estudos vão avançando e a busca por CEM economicamente viáveis e com alta produção de energia continua sendo uma meta como alternativa viável para o tratamento de resíduos, apresentando-se como uma tecnologia de desenvolvimento sustentável e

de grande competitividade para as áreas de tratamento de efluentes (LOGAN, 2008).

3.2.1 Princípio de funcionamento e microbiologia

Células de energia microbiana (CEM) são dispositivos nos quais a oxidação da matéria orgânica por bactérias gera eletricidade por meio da transferência de elétrons para um circuito externo, ou seja, são dispositivos que utilizam reações químicas, desencadeadas por micro-organismos, para conversão direta em energia elétrica (RACHINSKI *et al.*, 2010). Essa transferência de elétrons pode ocorrer por mediadores de elétrons ou diretamente do micro-organismo para um eletrodo, via circuito externo, em um compartimento do sistema, conhecido como câmara anódica, para outro compartimento, conhecido como câmara catódica (LOMONACO, 2015). A maioria das células microbianas não permite que haja transferência direta de elétrons para o ânodo devido à composição da membrana celular, assim a transferência é realizada por mediadores (Figura 12) no estado oxidado que conseguem penetrar a membrana e interagir com agentes redutores, capturando os elétrons, sendo reduzidos e fazendo o transporte para a superfície do ânodo por difusão. No ânodo os mediadores retornam ao estado oxidado completando o ciclo de transferência que aumenta o potencial elétrico do processo (LOMONACO, 2015).

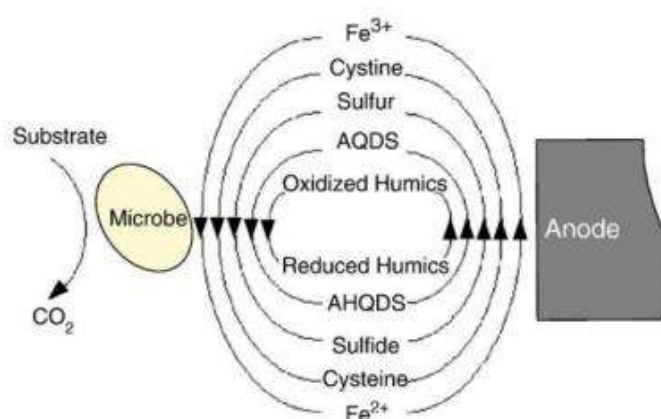


Figura 12. Representação do processo de transferência de elétrons de um micro-organismo para o ânodo com alguns exemplos de mediadores.

Fonte: DU *et al.*, 2007.

3.2.2 Construção e configuração

Células de energia microbiana típicas são construídas com dois compartimentos, como apresentado na figura 13, sendo o compartimento anódico anaeróbico, e o compartimento catódico podendo ser anaeróbico ou aeróbico. Estes compartimentos são separados por uma membrana, e no caso de compartimentos catódicos aeróbicos, esta membrana não deve permitir a difusão de O_2 para a câmara anódica, mas sim a passagem de prótons para a câmara catódica (LOGAN, 2008; RACHINSKI *et al.*, 2010).

No compartimento anaeróbico há oxidação da matéria orgânica gerando CO_2 , prótons e elétrons. Os prótons permeiam a membrana que separa ambas as câmaras, enquanto os elétrons são transferidos para o lado catódico através do circuito externo, onde há a redução do oxigênio à água ou de outro acceptor de elétrons (RACHINSKI *et al.*, 2010) e a geração de corrente elétrica que pode ser mensurada por meio de dispositivo de medição elétrica, como o multímetro.

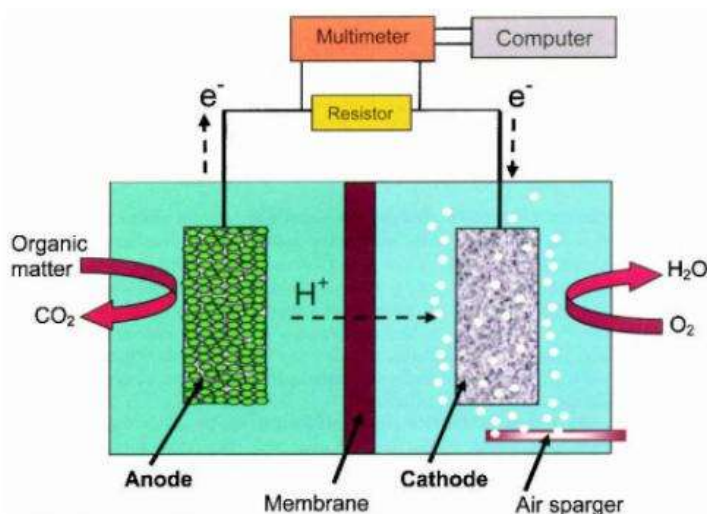


Figura 13. Esquema de uma célula de energia microbiana, com compartimento catódico aerado.
Fonte: LOGAN, 2008.

A reação global do processo é a conversão do material orgânico a CO_2 e água com geração de eletricidade (RACHINSKI *et al.*, 2010). Os reatores podem ser cilíndricos, cúbicos ou de outros formatos, com volumes que variam de mililitros a litros e podem ser construídos com materiais de vidro, policarbonato, acrílico ou outros (LOMONACO, 2015).

A membrana responsável pela divisão dos compartimentos é uma película permeavelmente seletiva para trocar ânions, cátions ou outras funções específicas, tornando-se assim um dos elementos mais caros das CEM. O material dos eletrodos deve ser condutível, biocompatível e quimicamente estável, sendo os mais comuns na forma de grafite, material fibroso, como papel, tecido e espuma, e carbono reticulado, os quais quanto maiores áreas superficiais apresentarem, maior será o potencial elétrico produzido (LOMONACO, 2015).

3.2.3 CEM no tratamento de efluentes

A tecnologia de tratamento de efluentes utilizando CEM é promissora e difere dos tratamentos de efluentes tradicionais pelo fato de poder obter energia elétrica diretamente pelo sistema. Ela tem sido otimizada estruturalmente e microbiologicamente desde a década de 90 (LOGAN, 2008). Atualmente estudos já apontam que seu uso no tratamento de efluentes oferece diversas vantagens em relação aos processos convencionais, como a redução na quantidade de lodo gerado, mesmo em relação aos tratamentos anaeróbios convencionais, e a redução na quantidade de energia que é gasta (DU *et al.*, 2007).

Apesar da potência gerada nos sistemas de CEM ainda ser relativamente baixa, com os avanços tecnológicos logo será possível operar pequenas plantas baseadas nesse tipo de processo, o que chama atenção de países em desenvolvimento e desenvolvidos para reduzir custos com energia elétrica no tratamento de efluentes (LOMONACO, 2015). Substratos como o esgoto doméstico, efluentes de indústrias de processamento de alimentos, indústria cervejeira e resíduos agropecuários possuem alta quantidade de matéria orgânica biodegradável, sendo promissor o uso de CEM para tratar este tipo de efluente (DU *et al.*, 2007). Alguns micro-organismos ainda possuem maior atividade bioeletroquímica do que o normal durante o tratamento de efluente, garantindo boa estabilidade operacional (DU *et al.*, 2007).

A eficiência dessa tecnologia para tratamento de efluentes já vem sendo testada em diferentes resíduos e já chegaram a apresentar remoção de até 80% de DQO

(LOGAN, 2008, LOMONACO, 2015), em tratamento de esgoto sanitário, por exemplo, com uso de oito eletrodos de grafite como anodo e CEM em formato cilíndrico (LOGAN, 2008). Lu *et al.*, (2009) e Patil *et al.*, (2009) apresentaram aplicações para a CEM em tratamento de efluente da indústria de processamento de amido de milho e para efluente da indústria de chocolate, respectivamente. Ambos utilizaram membrana Nafion® entre os compartimentos e obtiveram remoções de DQO superiores a 75%. Para o meio sintético de laticínios produzido por Kispergher (2013), a CEM atingiu uma remoção de 56%, enquanto Kelly (2013), que realizou experimentos com diferentes substratos da indústria de laticínios, chegou até 80% de remoção de DQO com geração de 27 mV. Ou seja, é possível prever que a CEM é uma tecnologia que garante tratamento eficiente juntamente com a produção de energia, chegando a remoções de DQO similares ao atingido por tratamentos anaeróbios convencionais, como o reator UASB.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Construção dos reatores

Duas células de energia microbiana (CEM) foram construídas com tubos e conexões PVC de 40 mm de diâmetro, unidos utilizando cola para PVC. As duas câmaras foram separadas por membrana de nitrocelulose com poros de 0,45 µm e na câmara anódica (câmara de oxidação, na qual os micro-organismos foram inoculados) foi colocado um dispositivo para saída de gases. Foi utilizado carvão ativado granular como material de preenchimento da câmara anódica. As extremidades das câmaras continham septos que foram vedados com borrachas butílicas, nas quais foram colocados bastões de grafite de 2,5 mm de espessura e 100 mm de comprimento como eletrodos. O circuito foi fechado com resistência de 10 kΩ (Figura 14).

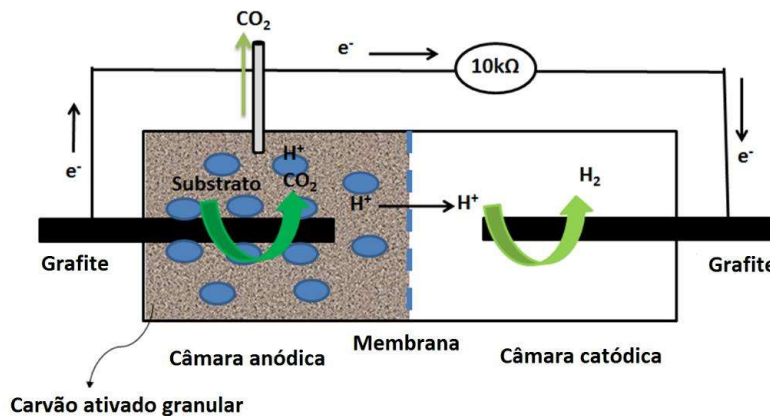


Figura 14. Esquema de montagem das células de energia microbiana.
Fonte: O autor.

Quatro reatores foram construídos com frascos de vidro, em dois destes frascos foi utilizado carvão ativado como leito. Um par (com e sem carvão ativado) foi estabelecido como aeróbico e foram mantidos sob agitação a 200 rpm em agitador orbital termostatzado e o outro par foi estabelecido como anaeróbico, sendo vedados e acoplados dispositivo de saída de gás (Figura 15).

O carvão ativado utilizado nos sistemas foi carvão de osso bovino gentilmente cedido pelo grupo PET BioSus da Universidade Federal de São João Del Rei, este foi lavado com água destilada, de forma que resíduos solúveis foram removidos.

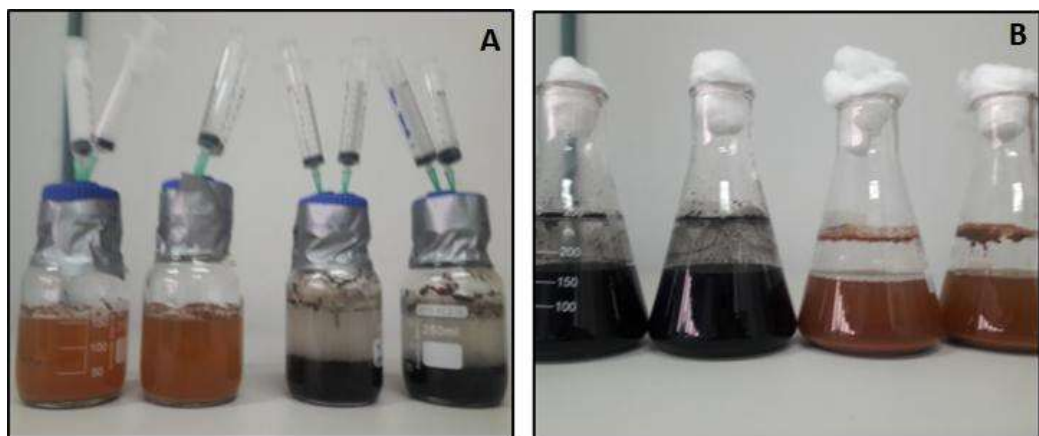


Figura 15. Reatores anaeróbicos com e sem carvão ativado como leito (A) e reatores aeróbicos com e sem carvão ativado como leito (B).
Fonte: O autor.

Os sistemas foram alimentados com 150 mL de efluente sintético contendo 15 g L^{-1} de soro de leite ultrafiltrado (Tangará Alimentos) e 1 g L^{-1} de extrato de levedura (Merck®), com DQO inicial de $10.265 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$. Em todos os sistemas foram

adicionados 10 mL de inóculo obtido do Lago de Soledade, situado na cidade de Ouro Branco, Minas Gerais e os mesmos foram incubados a 32°C (Figura 16). Nos reatores anaeróbios, incluindo as células de energia microbiana, foi borbulhado nitrogênio para retirada de oxigênio possivelmente dissolvido no meio.

O potencial gerado pelas CEM foi monitorado por nove dias com auxílio de um multímetro (Klein Tools). As leituras foram feitas uma vez por dia, com tempo aproximado de dez minutos cada para estabilização do potencial de circuito aberto. O pH das amostras foi medido ao final de nove dias de experimento.



Figura 16: Células de Energia Microbiana e reatores aeróbios e anaeróbios incubados a 32°C.
Fonte: O autor.

4.2 Determinação da DQO

Após término do períodos de incubação (9 dias), todas as amostras foram centrifugadas a 5.000 rpm por cinco minutos para então serem filtradas com auxílio de microfiltros (0,45 μm) para determinação da DQO filtrada por método colorimétrico conforme *Standard Methods for Water and Wastewater* (APHA, 1998). Todas as amostras foram diluídas 10 vezes.

A determinação da DQO por este método consiste na oxidação da amostra por dicromato de potássio em meio ácido. Assim, foram adicionados ao tubo de análise e nesta ordem, 2,5 mL da amostra diluída; 1,5 mL da solução digestora (dicromato de potássio, ácido sulfúrico e sulfato de mercúrio) e 3,5 mL da solução de ácido sulfúrico e sulfato de prata. Os frascos foram fechados e homogeneizados cuidadosamente. Em seguida, os mesmos foram aquecidos em termorreator de DQO por 2 horas a 150°C. Após este período, as amostras foram resfriadas em temperatura ambiente e analisadas em espectrofotômetro no comprimento de onda de 620 nm.

Usou-se solução estoque de biftalato de potássio cuja DQO teórica foi de 1.500 mgO₂ L⁻¹, para preparação dos padrões e obtenção da curva analítica (Figura 17).

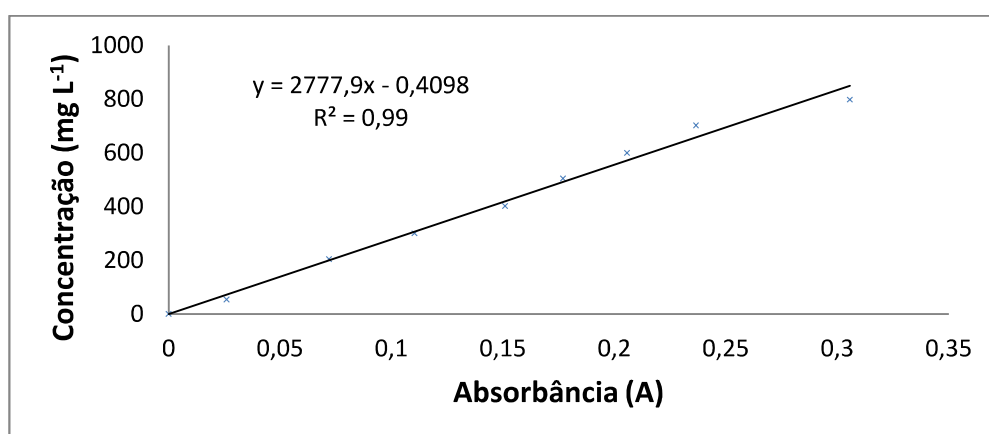


Figura 17: Curva analítica para determinação de DQO, padrão de biftalato de potássio com DQO teórica de 1.500 mgO₂ L⁻¹.
Fonte: O autor.

Os resultados obtidos foram multiplicados pelo fator de diluição e calculou-se a remoção porcentual de DQO, conforme equação 1.

$$\% \text{Remoção de DQO} = \left(\frac{DQO_{\text{inicial}} - DQO_{\text{final}}}{DQO_{\text{inicial}}} \right) \times 100 \quad \text{Equação 1}$$

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O potencial gerado nas CEM foi medido diariamente com e sem a retirada do gás produzido. Essas medidas foram feitas com auxílio de um multímetro com tempo de estabilização do potencial de circuito aberto de 10 minutos, para cada medida. Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Potencial (mV) gerado em CEM com e sem presença de carvão antes e após a retirada do gás produzido

Dia	CEM sem	CEM sem	CEM com	CEM com carvão
	carvão com gás (mV)	carvão sem gás (mV)	carvão com gás (mV)	sem gás (mV)
1º	0	0	23,7	23,7
2º	20,5	27,6	70,4	85,1
3º	18,8	44,2	27,9	36,6
4º	31,5	42,7	17,7	33,8
5º	44,9	51,9	28	39,1
6º	29,7	39,5	22,8	38,9
7º	31,3	36,1	19,5	31,2
8º	22,3	34,8	20,7	32,5
9º	20,1	28,8	35,7	50,8

É possível perceber que ao retirar o gás do dispositivo de saída de gases das CEM houve um aumento no potencial gerado. Isso pode ter ocorrido devido à mudança no equilíbrio químico das reações que ocorrem no sistema, de forma que, ao retirar o gás, cuja composição não é definida, o equilíbrio é deslocado de forma a favorecer a transição de elétrons no circuito. Essa suposição parte do pressuposto que as reações sejam influenciadas pelo gás, respeitando a lei de Lê Chatelier (ATKINS *et al.*, 2012), ou seja, o gás liberado pelo sistema provavelmente desloca o equilíbrio das reações que ocorrem dentro da CEM no sentido contrário. Isto é, com o aumento da pressão e da produção de gás, há uma inibição até que o mesmo seja retirado e a reação volte a estabelecer novamente um equilíbrio para formação de mais gás. Como as CEM são tidas como modelo de célula eletroquímica, é cabível a explicação de que a reação global é resultante dos processos de redução e oxidação que ocorrem nos dois compartimentos, implicando no fato de uma perturbação em relação à pressão direcionar o equilíbrio de maneira a não formar mais gases, resistindo assim o aumento no potencial gerado.

Embora a geração de potencial seja semelhante para CEM com e sem carvão, percebe-se que a CEM com carvão atingiu potencial máximo mais rapidamente do que a CEM sem carvão, como apresentado na figura 18. Além disso, o potencial máximo na CEM com carvão também foi maior que para a CEM sem carvão como material de anodo.

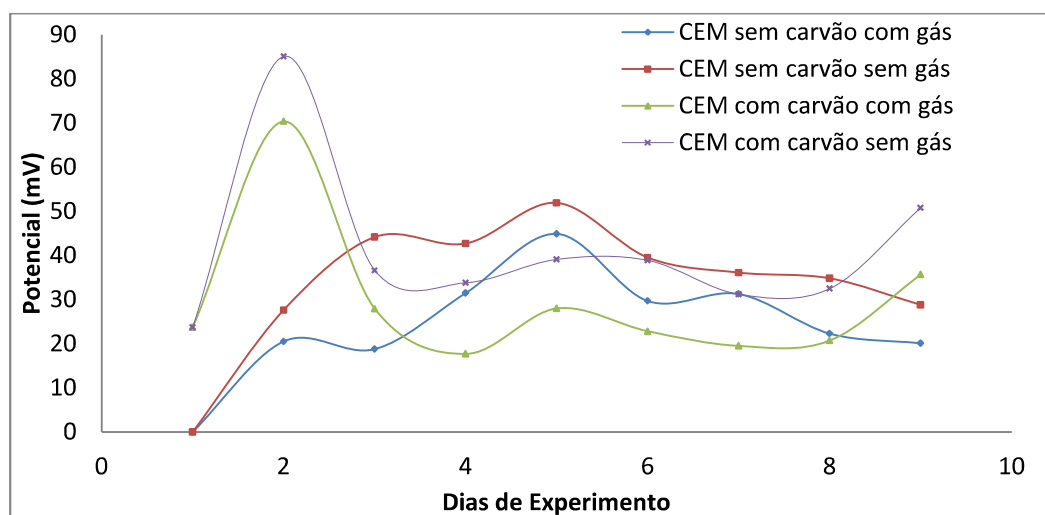


Figura 18: Curva de potencial gerado por dia de tratamento de soro de leite ultrafiltrado em células de energia microbiana com e sem uso de carvão ativado, antes e após a retirada de gás gerado.

Com o aumento de sua porosidade, o carvão torna-se um trocador iônico natural mais potente, capaz de atrair íons livres em solução através de sua superfície cercada de cargas negativas e positivas (FANGMEIER *et al.*, 2012), o que justifica o resultado obtido e explica o pico de potencial na CEM com presença do carvão. Como o inóculo utilizado foi o mesmo para todos os reatores, a CEM com carvão conseguiu apresentar o potencial gerado pelo sistema de forma mais rápida que a CEM sem carvão, cujo maior pico ocorreu apenas cinco dias após o início do tratamento, o que pode dar suporte à afirmação que há necessidade de acúmulo de elétrons para que um potencial maior fosse alcançado.

Outro parâmetro que pode ser analisado devido à presença de carvão é o valor de pH do efluente após os nove dias de tratamento, como mostrado na Tabela 2.

Tabela 2: Valores de pH de meio de soro de leite ultrafiltrado após nove dias de tratamento com reatores aeróbios, anaeróbios e célula de energia microbiana

Amostra com carvão	pH	Amostra sem carvão	pH
CEM	5,60	CEM sem carvão	4,47
Reator aeróbio	8,67	Reator aeróbio	7,67
Reator anaeróbio	6,81	Reator Anaeróbio	4,03

O meio de soro de leite ultrafiltrado utilizado nos reatores apresentou pH inicial igual a 5,61, o qual manteve-se praticamente constante apenas na CEM com carvão. O pH do meio variou devido aos metabólitos produzidos pelos micro-organismos, influenciando no crescimento e sobrevivência dos mesmos, que geralmente possuem faixa de pH ótimo entre 6,0 e 7,5 (PEREIRA *et al.*, 2009). Percebe-se que os reatores com carvão apresentaram pH maior do que os reatores sem carvão. Isso se deve à possibilidade de o carvão aumentar os valores de pH da mistura, uma vez que o carvão de osso é rico em carbonato de cálcio, assim como constatado por Kuroda *et al.* (2005) em testes preliminares de preparação de carvão ativado. Dessa maneira, o pH dos reatores sem carvão pode ter prejudicado o crescimento dos micro-organismos, principalmente nos reatores anaeróbios e na CEM, que apresentaram pH inferior a 5, assim como o alto pH do reator aeróbio com carvão também pode ter influenciado no tratamento, como será visto adiante.

A eficiência do tratamento é mostrada pela Figura 19, que apresenta a remoção de DQO em cada sistema. Os resultados apresentados comprovam o fato de os reatores com pH mais distantes da faixa entre 6,0 e 7,5 (aeróbio com carvão, anaeróbio sem carvão e CEM sem carvão) terem uma eficiência menor na remoção de DQO, com porcentagens de remoção inferiores a 60%.

O uso de carvão ativado em tratamentos tem se mostrado vantajoso, chegando a gerar redução de até 90% em nitrogênio, aumento de remoção de fósforo, remoção de compostos tóxicos, aumento na quantidade de micro-organismos devido à sua porosidade e aumento na remoção de DQO (FANGMEIER *et al.*, 2012), confirmando os resultados apresentados pelos tratamentos com CEM e reator anaeróbio.

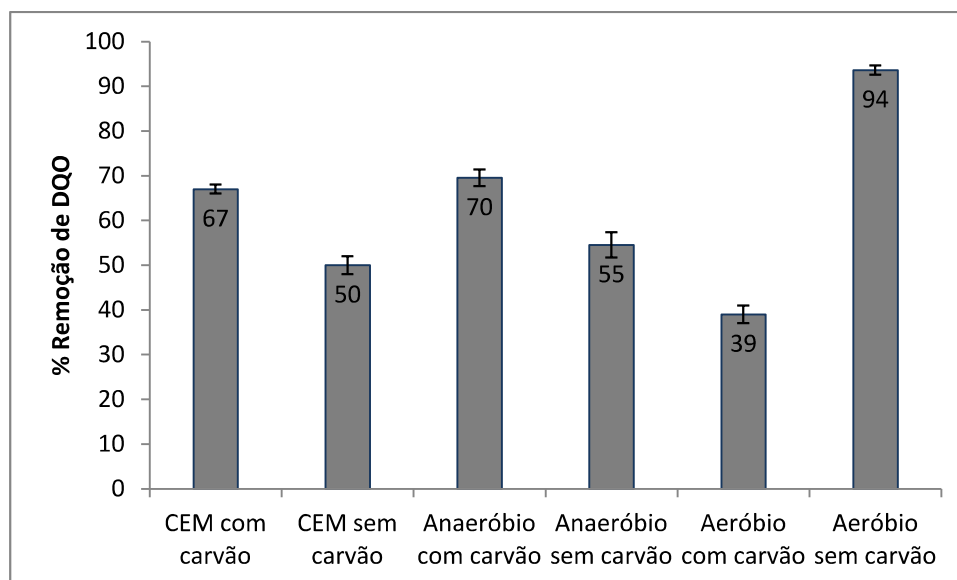


Figura 19: Remoção de DQO do meio de soro de leite ultrafiltrado em tratamentos aeróbio, anaeróbio e célula de energia microbiana, utilizando ou não carvão ativado como leito.

A remoção de DQO em CEM foi bem próxima aos reatores anaeróbios, resultado que indica que o uso de CEM no tratamento de efluentes com alta carga de matéria orgânica é promissor, com a vantagem adicional que neste tipo de tratamento há a possibilidade de recuperação direta de energia elétrica.

A baixa remoção de DQO no reator aeróbio com carvão, além de poder ser associada ao alto pH, pode também estar vinculada ao fato de a superfície do carvão ter fácil quimiossorção do oxigênio disponível no meio, devido aos sítios formados entre carbonos insaturados e altas concentrações de pares de elétrons, podendo até ser fixado ao esqueleto de carbono (PEREIRA *et al.*, 2009), limitando, dessa forma, sua disponibilidade para desenvolvimento dos micro-organismos e, conseqüentemente reduzindo a eficiência de remoção de matéria orgânica em relação aos reatores anaeróbios. Titulações feitas com NaOH e NaHCO₃ conseguiram comprovar que a acidez do carvão ativado não está somente associada aos grupos de superfícies, mas também em suas posições no esqueleto de carbono, de forma que os grupos de oxigênio adsorvidos influenciam no pH (REINOSO *et al.*, 1998). Com isso, fica evidente o porquê do tratamento aeróbio, altamente eficiente para tratamento de efluentes, sem uso de carvão apresentar o maior valor de remoção de DQO (94%), enquanto o reator aerado no qual carvão foi

utilizado como leite ter apresentado o pior resultado em termos de remoção de matéria orgânica (39%).

Como o meio foi elaborado com soro de leite ultrafiltrado acredita-se que a lactose esteja presente como maior parte de sua composição. Segundo Oliveira (2014), a lactose é mais bem adsorvida pelo carvão ativado em pH na faixa de 5 e 5,5, apresentando piores resultados ao elevar-se. Dessa forma, acredita-se que no reator aeróbio a lactose não tenha sido bem adsorvida, ficando em excesso no meio, que já não estava favorecendo o crescimento microbiano devido ao seu pH elevado e à possibilidade de adsorção de O_2 diminuindo sua disponibilidade.

Por outro lado, a CEM com carvão e o reator anaeróbio com carvão conseguiram degradar a matéria orgânica presente no meio concomitantemente à adsorção da lactose ao carvão ativado devido à sua faixa de pH mais baixa, atingindo percentuais de remoção de 67% e 70% respectivamente. Esta afirmação é corroborada pelo fato de a CEM sem carvão e reator anaeróbio sem carvão apresentarem percentual de remoção inferior, 50% e 55% respectivamente.

Dessa forma, as células de energia microbiana mostraram ser excelentes alternativas para o tratamento anaeróbio convencional de efluentes líquidos com altos teores de matéria orgânica.

6. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS

A célula de energia microbiana apresentou-se como uma alternativa de alta eficiência para tratamento de efluentes com alta carga orgânica, uma vez que apresentou resultados de remoção de DQO semelhantes a um reator anaeróbio convencional, com a vantagem adicional de possibilitar a recuperação direta de energia elétrica.

A CEM e reator anaeróbio sem carvão apresentaram baixa remoção de DQO devido ao pH desfavorecer o desenvolvimento de micro-organismos. O tratamento aeróbio ainda se apresenta como o mais eficiente, mas seu rendimento tornou-se excessivamente baixo quando se utilizou carvão ativado como leito, possivelmente devido ao alto pH atingido, não favorecendo o desenvolvimento dos micro-organismos. Além disso, o carvão provavelmente adsorveu oxigênio, tornando-o menos disponível para o desenvolvimento microbiano. O reator aeróbio sem carvão apresentou resultado como esperado, com alta remoção de DQO e esse fato pode ter sido favorecido pelo pH na faixa ótima de desenvolvimento de micro-organismos, assim como à alta disponibilidade de oxigênio dissolvido. Ainda assim, o gasto energético com aeração torna o processo mais oneroso.

Ao utilizar a CEM como tratamento primário em um sistema de tratamento pode-se atingir resultados satisfatórios para padrões de água de qualidade, no entanto ainda há necessidade de otimização da mesma para se obter maior geração de potencial.

Há diversas possibilidades para explicar o favorecimento da remoção de DQO com uso de carvão ativado em CEM e reator anaeróbio e não em reator aeróbio, havendo necessidade de dar continuidade aos estudos a respeito dos processos de adsorção de lactose e oxigênio e também em relação à influência do pH nestes processos.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, P. G. S.; OLIVEIRA, S. C.; CHERNICHARO, C. A. L. Operação de filtro biológicos percoladores pós-reatores UASB sem a etapa de decantação secundária. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 16, n.3, p.271-280, 2011.
- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington, D.C. (USA): American Public Health Association, 1998. 1325 p.
- ARAÚJO, K. S.; ANTONELLI R.; GAYDECZKA, B.; GRANATO, A. C.; MALPASS, G. R. P. Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n. 2, 2016.
- ARCHELA, E.; CARRARO A.; FERNANDES F.; BARROS, O. N. F.; ARCHELA, R. S. Considerações sobre a geração de efluentes líquidos em centros urbanos. **Geografia**, v. 12, n. 1. p. 517 – 525, 2003.
- ATKINS, P. W.; PAULA, J. **Físico-Química**. Rio de Janeiro: LTC, 2012.
- CABELLO, P. E.; SCOGNAMIGLIO, F. P.; TERÁN, F. J. C. Tratamento de vinhaça em reator anaeróbio de leito fluidizado. **Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal**, v. 6, n. 1, p. 321 – 338, 2009.
- CAMMAROTA, M. C. **Apostila de Biotecnologia Ambiental**. Universidade Federal do Rio de Janeiro – Escola de Química. Rio de Janeiro, 2013.
- CAVALCANTI, P. F. F.; HAANDEL, A. C. V. Lagoas aeradas como opção de pós tratamento de efluentes de reatores UASB. In: Simpósio luso-brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 12., 2006. **Anais...** Figueira da Foz: UFSM, 2006, p.1-15.
- CORDI, L.; ALMEIDA, E. S.; ASSALIN, M. R.; DURAN, N. Intumescimento filamentosos no processo de lodos ativados aplicado ao tratamento de soro de queijo: caracterização e uso de floclulantes para melhorar a sedimentabilidade. **Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal**, v. 4, n.2, p.26-37, 2007.
- CORDI, L.; ASSALIN, M. R.; DIEZ, M. C.; DURAN, N. Montagem, partida e operação de um sistema de lodos ativados para o tratamento de efluentes: parâmetros físico-químicos e biológicos. **Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal**, v.5, n.1, p.97-115, 2008.
- DU, Z.; LI, H.; GU, T. A state of the art review on microbial fuel cells: A promising technology for wastewater treatment and bioenergy. **Biotechnology advances**, v. 25, n. 5, p. 464–82, jan. 2007.
- DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 1, p.91-100, 2011.

Estatística da produção pecuária. **Indicadores IBGE**, 2017. Disponível em: ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Pecuaria/Fasciculo_Indicadores_IBGE/abate-leite-couro-ovos_201701caderno.pdf>. Acesso em 23 de nov. de 2017.

FANGMEIER M.; HOEHNE, L. Avaliação de carvão ativado e de sílica como adsorventes para amostras com corantes e com sódio. **Revista Destaques Acadêmicos**, v. 4, n. 4, p. 41-49, 2012.

FERREIRA, J. A. M. Tratamento de Efluentes. Novas perspectivas para os laboratórios da Embrapa: Sistema de Qualidade e Certificação pela ISSO 9001-2000. **VIII Encontro Nacional sobre Métodos dos Laboratórios da Embrapa**. Jaguariúna, 2003.

FREIRE, R. S.; PELEGRINI, R.; KUBOTA, L. T.; DURÁN, N.; PERALTA-ZAMORA, P. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Química Nova**, v.23, n.4. São Paulo, 2000.

GANGHIS, M. P. D. **Apostila de Tratamento de Efluentes**. Centro Federal de Educação Tecnológica (CEFET), Bahia, 2017.

HENRIQUE, I. N.; SOUSA, J. T.; CEBALLOS, C. S. O.; BRASIL, D. P. Remoção biológica do fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. **Engenharia Sanitária & Ambiental**, v. 15, n.2, p. 197-204, 2010.

KELLY, P., T., **Investigation of application niche for sustainable wastewater treatment using microbial fuel cells**. 2013. University of Wisconsin Milwaukee. UWM Digital Commons. Theses and Dissertations. Paper 594.

KISPERGHER, E. M. **Digestão anaeróbia de efluentes da indústria de alimentos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – Universidade do Paraná, Curitiba, 2013.

KURODA, E. K.; ALBUQUERQUE-Jr, E. C.; DI BERNARDO, L.. TROFINO, J. C. **Caracterização e escolha do tipo de carvão ativado a ser empregado no tratamento de águas contendo microcistinas**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande. [Anais eletrônicos – I-072], Campo Grande.

LEGNER, C. Digestão Biológica do Lodo. **Revista TAE – especializada em tratamento de água & efluente**. 2013. Disponível em: <www.revistatae.com.br/6386-noticias>. Acesso em 05 de out. de 2017.

LOGAN, B. E. **Microbial fuel cells**. New York: Wiley-Blackwell, 1ªed., 2008.

LOMONACO, O. A. V. **Células combustíveis microbianas, uma possibilidade de geração de energia elétrica a partir de águas residuárias e matéria orgânica**. Lorena: USP, 2015. 60p. (Dissertação de bacharel).

LU, N.; ZHOU, S. G.; ZHUANG, L.; ZHANG, J. T.; NI, J. R. Electricity generation from starch processing wastewater using microbial fuel cell technology. **Biochemical Engineering Journal**, v. 43, n. 3, p. 246-251, 2009.

LUIZ, F. A. R. **Desempenho de reatores anaeróbios de leito fixo no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro**. Viçosa: UFV, 2007. 134p. (Dissertação de mestrado).

MACHADO, R. M. G.; SILVA, P. C.; FREIRE, V. H. Controle ambiental em indústrias de laticínios. **Brasil Alimentos**, v.7, p. 34 – 36, 2001.

MOTTA, S. L. **Tratamento de esgoto doméstico em bio-reator aeróbio de leito fixo submerso**. Rio de Janeiro: UFRJ, 1995. 102 p. (Dissertação de mestrado).

NASRAUI, P. **Dimensionamento de lagoas aeradas seguidas de lagoas de sedimentação**. SABESP, 2015.

NELSON, D. L.; COX, M. M. **Princípios de Bioquímica de Lehninger**. 5. ed. Porto Alegre: Artmed, 2011.

NETO, H. M. Tratamento de efluentes da indústria de papel e celulose. **Revista TAE**, 2014. Disponível em: <www.revistatae.com.br/7197-noticias>. Acesso em 26 de set. de 2017.

OLIVEIRA, M. S. C. **Utilização de carvão ativado na adsorção de lactose e proteínas do soro do leite**. Itapetinga, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, 54 p. 2014 (Tese de Mestrado).

PATIL, S. A.; SURAKASI, V. P.; KOUL, S.; IJMULWAR, S.; VIVEK, A.; SHOUCHE, Y. S.; KAPADNIS, B. P. Electricity generation using chocolate industry wastewater and its treatment in activated sludge based microbial fuel cell and analysis of developed microbial community in the anode chamber. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 21, p. 5132-5139, 2009.

PEREIRA, A. R. B.; FREITAS, D. A. S. Uso de micro-organismos para a biorremediação de ambientes impactados. **Revista eletrônica em gestão, educação e tecnologia ambiental**, v. 6, n.6, p.975 – 1006, 2012.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Efeitos de pH, acidez, e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 4, n. 3, p. 157-168, 2009.

PHILIPS, A. M. L. **Utilização de reator de biodiscos para tratamento de efluentes com altas concentrações de nitrogênio**. Florianópolis, Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Santa Catarina, 194 p. 2008 (Tese de Doutorado).

RACHINSKI, S., Carubelli A.; Mangoni, A. P.; MANGRICH, A. S.. Pilhas de combustíveis microbianas utilizadas na produção de eletricidade a partir de rejeitos orgânicos: uma perspectiva do futuro. **Química Nova**, v. 33, n. 08, São Paulo, 2010.

REINOSO, F. R.; SÁBIO, M. M.; Textural and Chemical Characterization of Microporous Carbons. **Advances in Colloid and Interface Science** 76, p. 271– 294, 1998.

RODRIGUES, K. A. **Uso de reatores biológicos com fungos para remoção de fenol de água residuária sintética**. São Carlos: USP, 145 p. 2006 (Tese de Doutorado).

SCARASSATI, D.; CARVALHO, R. F.; DELGADO, V. L.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.; TONSO, S.; SOBRINHO, G. D.; PELEGRINI, R. Tratamento de efluentes de matadouros e frigoríficos. **III Fórum de estudos contábeis – Faculdades Integradas Claretianas**. Rio Claro, 2003.

SERAFIM, A. C.; GUSSAKOV, K. C.; SILVA, F.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamento. **III Fórum de Estudos Contábeis**. Rio Claro: Centro Superior de Educação Tecnológica, 2003.

SERPA, L.; PRIAMO, W. L.; REGINATTO, V. Destino ambientalmente correto a rejeitos de queijaria e análise de viabilidade econômica. **2º Internacional workshop advances in cleaner production**. São Paulo, 2009.

SNATURAL. Reator Biodisco – Tratamento de Esgotos e Efluentes. Disponível em: <http://www.snatural.com.br/ete-biodisco-tratamento-agua/>. Acesso em: 20 de novembro de 2017.

SOUZA, M. E.; VIEIRA, S. M. M. Uso do reator UASB para tratamento de esgoto sanitário. **Revista DAE**, v. 46, n. 145, p. 165-168, 1986.

VON S., M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Vol. 1 – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, 2ª edição, Belo Horizonte: Segrac, DESA, UFMG, 1995, 243 p.

ZAMORA, P. P.; ESPOSITO, E.; REYES, J.; DURÁN, N. Remediação de efluentes derivados da indústria de papel e celulose: Tratamento biológico e fotocatalítico. **Química Nova**, v. 20, n. 2, p.186-190, 1997.