

Universidade Federal do Triângulo Mineiro

Isabella Esper Tamburus

Eficiência de remoção de demanda química de oxigênio de efluentes industriais por sistema de lodos ativados e suas variantes: uma revisão sistemática

Uberaba

2020

Isabella Esper Tamburus

Eficiência de remoção de demanda química de oxigênio de efluentes industriais por sistema de lodos ativados e suas variantes: uma revisão sistemática

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, área de concentração Qualidade Ambiental, da Universidade Federal do Triângulo Mineiro, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Ana Carolina Borella Marfil Anhê

Uberaba

2020

**Catálogo na fonte: Biblioteca da Universidade Federal do
Triângulo Mineiro**

T16e Tamburus, Isabella Esper
Eficiência de remoção de demanda química de oxigênio de efluentes industriais por sistema de lodos ativados e suas variantes: uma revisão sistemática. / Isabella Esper Tamburus. -- 2020.
64 f. : il., graf., tab.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) --
Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba, MG, 2020
Orientadora: Profa. Dra. Ana Carolina Borella Marfil Anhô

1. Águas residuais. 2. Águas residuais – Purificação – Tratamento biológico. 3. Indústrias. 4. Resíduos líquidos industriais. I. Anhô, Ana Carolina Borella Marfil. II. Universidade Federal do Triângulo Mineiro. III. Título.

CDU 628.3

ISABELLA ESPER TAMBURUS

**EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS EM EFLUENTES INDUSTRIAIS: UMA
REVISÃO SISTEMÁTICA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Triângulo Mineiro, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, para obtenção do título de mestre.

Uberaba, 30 de novembro de 2020.

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Ana Carolina Borella Marfil Anhô
Orientadora - UFTM

Profa. Dra. Patrícia Diniz Martins
Membro Titular - UFTM

Profa. Dra. Vera Lúcia Abdala
Membro Titular - IFTM



Documento assinado eletronicamente por **ANA CAROLINA BORELLA MARFIL ANHE, Professor do Magistério Superior**, em 30/11/2020, às 11:23, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#) e no art. 14 da [Resolução nº 34, de 28 de dezembro de 2017](#).



Documento assinado eletronicamente por **PATRICIA DINIZ MARTINS, Professor do Magistério Superior**, em 30/11/2020, às 11:26, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#) e no art. 14 da [Resolução nº 34, de 28 de dezembro de 2017](#).



Documento assinado eletronicamente por **Vera Lúcia Abdala, Usuário Externo**, em 01/12/2020, às 22:20, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#) e no art. 14 da [Resolução nº 34, de 28 de dezembro de 2017](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.ufm.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0439831** e o código CRC **12A010A1**.

Dedico a Deus e a minha família. Deus, És o meu centro. Mãe, seu carinho e dedicação me auxiliariam em todos os momentos de dificuldades. Pai, sua presença e amor significou segurança e certeza que nunca estive sozinha. Irmã, suas palavras e motivação me fizeram mais forte.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus que é meu centro e minha fonte de forças para seguir firme nos meus objetivos e na realização dos meus sonhos.

Agradeço a minha família que está ao meu lado em todos os momentos. Mãe, pai e irmã muito obrigada por todo amor e por todos sacrifícios que passaram para me ajudarem nesse período e durante toda minha vida, vocês são exemplos de ética, honestidade e amor ao próximo.

Agradeço também aos meus amigos e as pessoas que, mesmo indiretamente, me auxiliaram durante o período de minha pós-graduação, com palavras de carinho e de motivação.

Agradeço a minha orientadora Ana Carolina Borella Marfil Anhê, todos os professores do PPGCTA/UFTM por todo auxílio e ensinamentos compartilhados durante o projeto e a CAPES.

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

São Francisco de Assis

RESUMO

Os efluentes industriais devem ser tratados de forma adequada para remoção de poluentes, minimização de prejuízos ao ambiente e proteção à saúde pública. Sendo assim, o objetivo do atual projeto foi identificar a eficiência de remoção de demanda química de oxigênio em efluentes industriais por sistemas de lodos ativados e suas variantes, através de uma revisão sistemática. A pesquisa foi realizada nas bases de dados *Scopus* e *ScienceDirect* e de forma independente, dois pesquisadores selecionaram os estudos, do período de 2016 a 2020, e extraíram os dados para serem analisados. Obteve-se que de 1676 documentos analisados, 25 foram incluídos no estudo devido aos critérios de elegibilidade. Como resultados, em relação aos estudos incluídos, os países que mais realizaram estudos sobre a temática, no período de 2016 a 2020, foram Brasil, China e Turquia, com 3 estudos cada. O segmento de indústria de maior frequência nos estudos incluídos foi a alimentícia. Os efluentes industriais apresentaram uma elevada variação de $DQO_{inicial}$, o que não possibilitou a correlação da tipologia do efluente com a biotecnologia de tratamento. 41% dos estudos incluídos tiveram remoção de DQO entre 91-100%, sendo o MBR e suas variantes e/ou pós-tratamentos, a biotecnologia mais presente nesse intervalo, podendo assim, tornar-se uma biotecnologia de elevada relevância no tratamento de efluentes industriais. Sendo assim, através da revisão sistemática desenvolvida, foi possível apresentar a eficiência de remoção de demanda química de oxigênio em efluentes industriais por sistemas de lodos ativados e suas variantes.

Palavras-Chave: Águas residuais. Tratamento biológico. Indústria. Efluente líquido.

ABSTRACT

Industrial effluents must be treated appropriately to remove pollutants, minimize damage to the environment and protect public health. Thus, the objective of the current project was to identify the efficiency of removing chemical oxygen demand in industrial effluents by activated sludge systems and their variants, through a systematic review. The research was carried out in the Scopus and ScienceDirect databases and independently, two researchers selected the studies, from the period 2016 to 2020, and extracted the data to be analyzed. It was obtained that of 1676 documents analyzed, 25 were included in the study due to the eligibility criteria. As a result, in relation to the studies included, the countries that carried out the most studies on the theme, in the period from 2016 to 2020, were Brazil, China and Turkey, with 3 studies each. The industry segment with the highest frequency in the included studies was food. Industrial effluents showed a large variation in the initial COD, which did not allow the correlation of the effluent typology with treatment biotechnology. 41% of the included studies had COD removal between 91-100%, with MBR and its variants and / or post-treatments being the most present biotechnology in this range, thus becoming a highly relevant biotechnology in the treatment of effluents industrial. Therefore, through the developed systematic review, it was possible to present the efficiency of removing chemical oxygen demand in industrial effluents by activated sludge systems and their variants.

Keywords: Wastewater. Biological Treatment. Industry. Liquid effluent.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Esquema das unidades da etapa biológica do sistema de lodos ativados	25
Figura 2 - Fluxograma típico do sistema de lodos ativados convencional.....	29
Figura 3 - Fluxograma de um sistema de aeração prolongada	29
Figura 4 - Esquema de um sistema de lodos ativados com operação intermitente (dois reatores)	30
Figura 5 - Fluxograma de um sistema composto por reator UASB seguido por lodos ativados	30
Figura 6 - Fluxograma exemplificando a quantidade de estudos incluídos e excluídos nas etapas da pesquisa.....	39
Figura 7 - Número de documentos incluídos, em relação ao local/território, que o estudo foi desenvolvido.....	40
Figura 8 - Percentual de segmento de indústria encontrado dentre os estudos incluídos.....	41

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Classificação dos sistemas em função da idade do lodo	26
Quadro 2 - Vantagens e desvantagens das variantes operacionais mais comuns de lodos ativados	31
Quadro 3 - Exemplos de reatores variantes do sistema de lodos ativados com algumas de suas características.....	32
Quadro 4 - Comparação entre variantes dos sistemas de lodos ativados	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Número de documentos referentes ao tipo de segmento de indústria e tipologia industrial observados nos estudos incluídos.....	40
Tabela 2 - Correlação entre tipologia industrial, a média de DQO _{inicial} e a biotecnologia de tratamento utilizada	42
Tabela 3 - Percentual de análises de remoção de DQO realizadas nos estudos incluídos relacionado com os intervalos de percentual de remoção de DQO.....	44
Tabela 4 - Características dos estudos incluídos na revisão sistemática	58

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	14
2.1 TRATAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS.....	16
2.2 TIPOLOGIAS INDUSTRIAIS	17
2.2.1 Efluentes de indústria alimentícia.....	17
2.2.2 Efluentes de indústria têxtil.....	20
2.2.3 Efluentes de indústria de papel e celulose	21
2.2.4 Efluentes de indústria petrolífera	22
2.2.5 Efluentes de indústria farmacêutica	23
2.2.6 Efluentes de indústria de pesticida	23
2.2.7 Efluentes de indústria siderúrgica	23
2.3 SISTEMA DE TRATAMENTO POR LODOS ATIVADOS.....	24
2.3.1 Variantes do processo de lodos ativados	26
2.3.2 Outros parâmetros e suas relações com as características do lodo	34
3 METODOLOGIA.....	35
3.1 PERGUNTA DO ESTUDO E SUA ESTRUTURAÇÃO.....	36
3.2 FONTES DE INFORMAÇÃO E ESTRATÉGIA DE BUSCA	36
3.3 CRITÉRIOS DE ELEGIBILIDADE.....	37
3.4 SELEÇÃO DOS ESTUDOS	37
3.5 EXTRAÇÃO DOS DADOS.....	37
3.6 ANÁLISE DOS DADOS	38
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
4.1 SELEÇÃO DOS ESTUDOS	38
4.2 CARACTERÍSTICAS DOS ESTUDOS INCLUÍDOS	39
4.2.1 Análise sobre os locais/territórios	39
4.2.2 Análise sobre as tipologias industriais	40
4.2.3 Análise sobre a tipologia industrial, os valores de DQO_{inicial} e a biotecnologia de tratamento.....	42
4.2.4 Análise sobre a eficiência de remoção de DQO	43
5 CONCLUSÃO.....	45
REFERÊNCIAS	46
APÊNDICE A – Características dos estudos incluídos na revisão sistemática.....	58

ANEXO A – Comparação entre variantes dos sistemas de lodos ativados62

1 INTRODUÇÃO

A poluição ambiental acarreta o interesse científico e tecnológico, principalmente, no que é correlacionado à poluição de rios devido ao descarte irregular de efluentes de processos industriais (FREIRE *et al.*, 2000; ZOLA *et al.*, 2014).

A contaminação da água é uma das mais críticas, acarretando alterações nas características físicas, químicas e biológicas, interferindo diretamente em sua qualidade e na sua utilização para consumo humano (AGUIAR; NOVAES, 2002).

Efluentes industriais são “despejos líquidos provenientes das áreas de processamento industrial, incluindo os originados nos processos de produção, as águas de lavagem de operação de limpeza e outras fontes, que comprovadamente apresentem poluição por produtos utilizados ou produzidos no estabelecimento industrial” (ABNT, 1987).

Assim, os efluentes industriais devem ser tratados de forma adequada em estações de tratamento de efluentes (ETEs), com o objetivo de remoção de poluentes, minimização de prejuízos ao ambiente e proteção à saúde pública (OLIVEIRA *et al.*, 2009).

Para ocorrer o tratamento de efluentes de forma adequada, é necessário um controle exigente do sistema utilizado, entendimento sobre a influência dos compostos tóxicos no processo de depuração e análise da eficiência de remoção de carga tóxica pelo sistema, a qual, frequentemente, é medida pela redução de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), toxicidade ou outro composto cuja remoção é indispensável para disposição final (ARAÚJO *et al.*, 2005; BEAL *et al.*, 2006; PATOINE *et al.*, 1997; SANTOS *et al.*, 2006; UBAY ÇOKGÖR *et al.*, 1998).

Tem sido observado inovações consideráveis no setor de tratamento biológico de efluentes. De forma essencial, os novos desenvolvimentos visam obter maior desempenho de tratamento para atender aos limites de descarga de efluentes rigorosos e mais fácil separação das partes sólidas e líquidas (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

Os tratamentos baseados em processos biológicos permitem tratar grandes volumes de efluente, apresentam menor custo de funcionamento e simplicidade operacional (FREIRE *et al.*, 2000; DA MOTTA *et al.*, 2003). Convencionalmente, o tratamento biológico de efluentes é realizado por meio de microrganismos que crescem como agregados floculantes na fase suspensa de tanques aerados. É o caso do processo tradicional de lodos ativados (AS), desenvolvido em 1914 por Ardern e Lockett (ANDERN; LOCKETT, 1914), sendo,

amplamente, utilizado para tratamento de efluentes complexos, por apresentar um nível de eficiência elevado (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003).

O sistema de lodos ativados consiste em uma complexa associação de microrganismos composta por bactérias, protozoários, fungos e micrometazoários que oxidam os compostos orgânicos e inorgânicos existentes nas águas residuais (BENTO *et al.*, 2005; DAVIES, 2005). A comunidade de organismos existentes nesse sistema é dinâmica e fundamental ao tratamento, sendo cada um deles essenciais para um efetivo funcionamento do sistema (AMMAN; GLOCKNER; NEEF, 1997).

No processo de lodos ativados ocorre as etapas de aeração (no tanque de aeração), decantação (no decantador secundário) e recirculação de lodo, com variantes. Os sistemas de lodos ativados podem ser classificados quanto à idade do lodo, quanto ao fluxo e quanto ao afluente à etapa biológica (VON SPERLING, 2012).

Algumas variantes do sistema de lodos ativados que tem sido utilizadas de forma mundial são: o biorreator de membrana (MBR), biorreator de membrana submersa (SMBR), biorreator de membrana Jet loop (JLMBR ou JLR), biorreator de membrana dinâmica de auto formação (SFD MBR), biorreator de membrana com carvão ativado (PAC-MBR), reator em batelada sequencial, reator de lote de sequenciamento ou reator biológico de batelada sequencial (SBR ou BSBR), reator de lote de sequenciamento aeróbio de dois estágios (TSSBR), reator de biofilme em leito móvel (MBBR), reator de biofilme em leito móvel de dois estágios (*Two-stage* MBBR), sistema de lodos ativados com carvão ativado (PAC-AS), biorreator de membrana de leito móvel integrado (IMBBR) e reator de biofilme de fibra flexível de lote de sequenciamento aeróbio (SB-FFBR).

Dada a preocupação referente ao tratamento de efluentes industriais e a relevância que o sistema de lodos ativados possui dentre os tipos de tratamentos biológicos, o objetivo do presente estudo foi identificar a eficiência de remoção de demanda química de oxigênio em efluentes industriais por sistemas de lodos ativados e suas variantes, através de uma revisão sistemática.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 TRATAMENTO DE EFLUENTES

As estações de tratamento de efluentes, usualmente, utilizam combinações de tratamento em termos de tratamentos primários, secundários e terciários envolvendo métodos mecânicos, biológicos e químicos (METCALF, 1979). Podendo ser, segundo Gálvez (2001):

- Processos Físicos: Adsorção com carvão ativado, Destilação, Evaporação, Filtração, Osmose reversa, Sedimentação, Troca iônica e Flocculação;
- Processos Químicos: Catálise, Tratamento com Cloro, Hidrólise, Oxidação/Redução, Eletrólise, Fotólise, Ozonólise e Precipitação;
- Processos Biológicos: Digestão anaeróbica, Lodos ativados, Tratamento enzimático, Lagoas aeradas, Lagoas de estabilização e Filtros de percolação.

Os tratamentos físico-químicos são utilizados para a remoção de sólidos em suspensão, cor e turbidez. Dentre eles os mais comuns são coagulação, flocculação, decantação, flotação, separação por membranas, a adsorção e a oxidação química (GUIMARÃES; NOUR, 2001).

Os Processos de separação por membranas (PSM) utilizam membranas sintéticas para a separação de substâncias das mais variadas espécies e tamanhos, estabelecendo de forma consolidada e comercialmente a exemplo nos setores industriais, químico, farmacêutico e alimentício (WANG *et al.*, 2005). Membrana é definida como uma barreira que separa duas fases e que restringe, ou permite, a passagem de espécies de forma seletiva (HABERT *et al.*, 2006, RAVANCHI *et al.*, 2009).

De acordo com Wang *et al.* (2005) e Habert *et al.* (2006) as membranas que tem como força motriz o gradiente de pressão, são capazes de remover substâncias nas seguintes faixas de separação e com as seguintes retenções:

- Microfiltração (MF): retêm material em suspensão/bactérias para esterilização bacteriana (0,1 a 10 μm);
- Ultrafiltração (UF): retém colóides/macromoléculas para recuperação de óleos/pigmentos (0,001 a 0,1 μm);
- Nanofiltração (NF): retêm sais bivalentes solúveis e em suspensão para purificações de resinas (moléculas de massa molar média);
- Osmose reversa (OR): retém todo material solúvel em suspensão para dessalinização de águas - membrana densa (moléculas solúveis).

Já o tratamento biológico, envolve a digestão de resíduos orgânicos em ambientes anaeróbicos, aeróbicos e anóxicos usando a atividade de microrganismos (BRUCE *et al.*, 1984). Os anaeróbios utilizam microrganismos que não necessitam de oxigênio molecular para a degradação dos efluentes, enquanto os aeróbios necessitam de oxigênio como receptor de elétrons para oxidar a matéria orgânica presente e os anóxicos ocorrem somente na presença de

oxigênio combinado, utilizando os íons como aceptores de elétrons, proporcionando a redução de compostos nitrogenados à compostos mais simples (desnitrificação) (na ausência de oxigênio mas na presença de nitratos) (GUIMARÃES; NOUR, 2001; VON SPERLING, 2012).

Além disso, o tratamento biológico de efluentes, requer que estes sejam biodegradáveis. A biodegradabilidade de uma água residual aumenta com o aumento de DBO/DQO (MANGKOEDIHARDJO, 2006).

De um ponto de vista do processo de tratamento biológico, existem: biomassa suspensa, biomassa fixa e eventualmente a combinação dos dois anteriores. No processo de biomassa suspensa, a biomassa que é responsável pela conversão da matéria orgânica em gases e tecido celular encontra-se em suspensão no líquido. No processo de biomassa fixa, a biomassa está fixa a um suporte inerte dentro do reator (METCALF; EDDY, 2003; NAJAFPOUR *et al.*, 2005).

Os processos de crescimento da biomassa fixa parecem ser mais estáveis que os da biomassa suspensa quando considera-se águas residuais com grandes variações de caudal e carga orgânica (NAJAFPOUR, *et al.* 2005). Os microrganismos que compõem a biomassa fixa, mostram ser mais resistentes a choques químicos e físicos quando comparados à biomassa suspensa (COETZEE *et al.*, 2004). As principais vantagens destes sistemas se caracterizam por não necessitar de recirculação (MALANDRA *et al.* 2003), facilidade de construção, não necessitar de mistura e grande resistência a choques de carga orgânica e de tóxicos (RAJESHWARI *et al.*, 2000).

Ademais, em efluentes mais complexos pode ser necessário o pós-tratamento, sendo o seu principal papel completar a remoção de matéria orgânica e proporcionar a remoção de constituintes pouco afetados no tratamento biológico, como nitrogênio, fósforo e organismos patogênicos. Um exemplo, é a utilização de processos de oxidação avançada (POA), que surgem como uma alternativa de tratamento destrutivo. Os POA têm sido utilizados para a degradação de compostos orgânicos tóxicos e não biodegradáveis. Neste processo, a degradação ocorre pelos radicais hidroxilas, os quais são fortes agentes oxidantes e que reagem não seletivamente (GARZA-CAMPOS *et al.*, 2014). A associação da irradiação UV com agentes oxidantes fortes como, peróxido de hidrogênio (H₂O₂), ozônio (O₃) e catálise com dióxido de titânio (TiO₂), origina diversos tipos de POA fotoquímicos (ARAÚJO *et al.*, 2016).

2.1 TRATAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS

Vários estudos têm sido realizados a fim de desenvolver tecnologias que minimizem o volume e a toxicidade dos efluentes industriais, de forma a permitir a remoção de substâncias contaminantes e sua completa mineralização. A toxicidade associada aos efluentes industriais pode estar intimamente relacionada com a ocorrência de compostos recalcitrantes (PERALTA-ZAMORA, 1997).

Compostos recalcitrantes ou refratários, normalmente, não são biodegradados pelos microrganismos existentes em sistemas biológicos de tratamento, nos usuais tempos de retenção hidráulica aplicados, sendo assim lançados nos corpos aquáticos receptores. Com o acúmulo, podem atingir concentrações superiores à dose letal de alguns organismos, como invertebrados e peixes, levando-os à morte. Além disso, alguns efeitos cancerígenos e mutagênicos podem ser observados em humanos devido a bioacumulação desses compostos ao longo da cadeia alimentar (ALVARES *et al.*, 2001).

Diversos tipos de processos biológicos e químicos têm sido usados para a remoção de DQO de águas residuais, como tratamento biológico, POA, processos de membranas de filtração e combinações, como, processos biológicos com filtração (QI; WANG; XU, 2011).

De acordo com Yahi *et al.* (2014), os tratamentos mais eficientes para águas residuais industriais são reatores de lote de sequenciamento (*SBR*) e tanques de processamento de lodos ativados, que têm sido empregados como um sistema biológico aeróbio. Estes sistemas simples de configuração têm alta eficiência em remoção de DQO e remoção de sólidos suspensos (EL-GOHARY; TAWFIK, 2009). A fácil operação, o baixo custo e a capacidade de lidar com flutuações hidráulicas tornam este sistema muito benéfico (ZINATIZADEH *et al.*, 2011). Porém, dependendo do tipo de efluente, é necessário o uso de etapas adicionais de tratamento, devido aos *SBRs* não removerem surfactantes e a fração de DQO recalcitrante (WANG *et al.*, 2009).

2.2 TIPOLOGIAS INDUSTRIAIS

Alguns exemplos de tipologias industriais são exemplificados a seguir.

2.2.1 Efluentes de indústria alimentícia

As indústrias alimentícias possuem grande potencial de poluição devido aos grandes volumes de águas residuais geradas e contaminantes que contém. Na maioria dos casos, as

descargas em diferentes etapas do processo de produção variam em qualidade. Os efluentes são gerados, principalmente, nas atividades de lavagem, limpeza e enxágue e são caracterizados por alta concentração de matéria orgânica, nutrientes e sólidos (SIMATE, 2015; VALTA *et al.*, 2015; JAIYEOLA; BWAPWA, 2016; LÓPEZ-AVILÉS *et al.*, 2018). Alguns desses materiais orgânicos resistem a tratamentos físico-químicos e não são facilmente biodegradável (recalcitrantes) (CHAN *et al.*, 2009).

A produção de azeite é uma das principais agroindústrias dos países mediterrâneos e a produção de azeite de oliva está aumentando devido aos benefícios nutricionais e interesse econômico desta substância. No entanto, a atividade gera quantidades significativas de águas residuais do moinho de azeite (OMW), o que representa um sério problema ambiental em muitos países produtores (RAHMANI, 2010).

Os países mediterrânicos são responsáveis por 97% da produção de azeite. No ranking dos países por produção estão Espanha (45,3%), Itália (14,3%), Grécia (9,8%), Síria (5,8%), Turquia (5,2%), Marrocos (4,2%) e Tunísia (3,9%) (IOC, 2015). A composição química de OMW é altamente variável, dependendo de fatores como: tipo de azeitona, sistema de cultivo, grau de maturidade da fruta e tipo de processo de extração do óleo. Normalmente, a composição em peso de OMW é 83-96% de água, 3,5-15% de orgânicos e 0,5-2% de sais minerais (GRECO *et al.*, 1999; TZIOTZIOS *et al.*, 2007; MICHAILIDES *et al.*, 2011).

Devido a OMW ter um alto conteúdo orgânico torna-se um potencial contaminante para o meio ambiente. Os valores de DBO₅ estão entre 12 e 63 g.L⁻¹ e os de DQO entre 80 e 200 g.L⁻¹, podendo atingir valores de DQO e DBO de, respectivamente, 220 g.L⁻¹ e 110 g.L⁻¹. Considerando esses valores elevados, OMW tem 200-400 vezes mais conteúdo orgânico do que águas residuais domésticas. Além disso, OMW contém compostos fenólicos que são reconhecidos com propriedade fitotóxicos e antimicrobianos (JAOUAD *et al.*, 2020).

O OMW é um efluente odorífero, ácido e de cor escura e tem uma alta relação C/N. Dependendo do método de produção tem-se de 0,5-1,5 m³ de água residual gerada para cada tonelada de azeitona processada (BENITEZ *et al.*, 1997; BORJA *et al.*, 1998; FADIL *et al.*, 2003; PARASKEVA e DIAMADOPOULOS, 2006; MORILLO *et al.*, 2009).

O OMW pode ser tratado por processos físicos, químicos, biológicos ou combinados. Os POAs também são importantes a ser considerado no tratamento de águas residuais de azeite e outros efluentes de alimentos e bebidas de alto conteúdo orgânico e de nutrientes, por conseguir obter eficiências de tratamento de até 99% quando usados em combinação com processos biológicos. Geralmente, quando os processos biológicos são utilizados isoladamente para OMW, os limites de descarga não são cumpridos, sendo necessário a combinação de

processos (CAÑIZARES *et al.*, 2007; OLLER *et al.*, 2011; BUSTILLO-LECOMPTE e MEHRVAR, 2015).

Na indústria de alimentos, o setor cervejeiro é um importante elo econômico em vários países (FILLAUDEAU *et al.*, 2007). A fabricação de cerveja gera grandes volumes de efluentes contendo vários poluentes e subprodutos (XIANGWEN *et al.*, 2008). Os processos que contribuem para a carga de águas residuais durante a produção incluem lavagem de garrafas, limpeza de tanques e máquinas, enxágue do sistema de resfriamento e operações higiênicas (BRAEKEN *et al.*, 2004; PARAWIRA *et al.*, 2005; RAO *et al.*, 2007). As estações de tratamento desse tipo de efluente utilizam técnicas físicas, químicas ou biológicas ou uma combinação desses métodos (SIMATE *et al.*, 2011).

As águas residuais geradas nas cervejarias estão entre os principais efluentes industriais que contribuem para a poluição de corpos hídricos, devido à sua alta resistência em termos de presença de material orgânico e nutrientes biológicos (SIMATE *et al.*, 2011). A composição das águas residuais geradas pela cervejaria flutua significativamente como resultado dos vários processos que ocorrem dentro da cervejaria, apresentando variação considerável nas características das águas residuais em termos de DQO, DBO, nutrientes biológicos e concentrações de sólidos (LING, 1998; DRIESSEN E VEREIJKEN, 2003; JONES *et al.*, 2011; ENITAN *et al.*, 2015). As águas residuais da cervejaria geralmente contêm altos níveis de componentes orgânicos que, geralmente, são facilmente biodegradáveis (SINBUATHONG *et al.*, 2007; XU *et al.*, 2013).

A DQO de efluentes de cervejaria varia de 2000 a 6000 mg.L⁻¹ e a demanda biológica de oxigênio varia de 1200 a 3600 mg.L⁻¹, indicando a magnitude dos materiais solúveis biodegradáveis presentes nas águas residuais de cervejaria (BAKARE; SHABANGU; CHETTY, 2017).

Em relação a indústria de vinho, tem-se que mais de 50% da produção é concentrada nos países da Europa mediterrânea, onde supõe uma atividade de alto impacto em suas economias. Cerca de 1,2 L de águas residuais são gerados por litro de vinho processado (VLYSSIDES *et al.*, 2005). Porém, esse valor depende fortemente do tamanho e práticas de descarte de cada adega (IOANNOU *et al.*, 2015).

A água residual produzida em vinícolas é, principalmente, resultado do processamento do vinho (recepção da uva, etapas de fermentação, filtrações, transferências de tanque e engarrafamento), atividades de limpeza (tanques, pisos e equipamentos), vinho e produtos que são descartados como perdas reais (IOANNOU *et al.*, 2015; KYZAS *et al.*, 2016). Resultando em um efluente rico em álcoois (metanol, etanol e glicerol), açúcares, ácidos orgânicos (acético,

tartárico, propiônico), aldeídos, compostos fenólicos, produtos de fermentação, sabões e detergentes resultantes das operações de limpeza (KYZAS *et al.*, 2016; MOSSE *et al.*, 2011).

Assim, os efluentes de vinícolas apresentam altos valores de DQO, atingindo valores acima de 25 g.L⁻¹ em condições ácidas. Embora a maioria do conteúdo possa ser biodegradável, a biorecalcitrância ou a contribuição tóxica de alguns compostos (polifenóis), junto com uma proporção inadequada de C:N:P, o alcance de um grau de purificação aceitável apenas por aplicação de tratamentos biológicos torna-se difícil (KYZAS *et al.*, 2016).

2.2.2 Efluentes de indústria têxtil

O setor têxtil, é um importante pilar econômico da indústria chinesa. Uma grande quantidade de água residual de tingimento é descartada durante o processo de produção. A água residual de tingimento é tipicamente caracterizada com valor de pH entre 11-13, cor forte, alta DQO, baixa biodegradabilidade e componentes biorecalcitrantes, como corantes e surfactantes (WU *et al.*, 2007).

O tratamento de lodo ativado é um processo de oxidação aerado e é amplamente utilizado para o tratamento de águas residuais de tingimento (BAE *et al.*, 2015), mas é limitado na remoção de DQO de águas residuais de tingimento contendo compostos recalcitrantes, visto que este último mostra inibição das atividades microbianas no processo de lodo ativado (LI; ZHAO, 1999).

Comumente, a biodegradação desses efluentes é associada a química, por exemplo, oxidação eletroquímica avançada (GAN-ZENKO *et al.*, 2014), oxidação de ozônio (IACONI, 2012) ou processos físico-químicos (por exemplo nanofiltração) (KANG *et al.*, 2012; ZURIAGA-AGUSTI *et al.*, 2010). Entre os muitos processos que podem ser aplicados, o biológico é reconhecido como ambientalmente amigável e ecológico (IMRAN *et al.*, 2015). No entanto, também tem limites específicos. Ele pode ser usado para mineralização somente de compostos biodegradáveis. Além disso, microrganismos são sensíveis a compostos tóxicos (GAN-ZENKO *et al.*, 2014)

O efluente gerado na tinturaria consiste de vários banhos para: lavagem de tecidos, branqueamento (no caso de cores claras), acidificação, tingimento, acidificação, lavagem após o tingimento, vários enxágues e neutralização. Alguns desses geram água residual que pode ser descrita como biodegradável (por exemplo, banhos para lavagem, acidificação, maioria dos enxágues), pois possuem pH de baixo a neutro, relação DBO/DQO entre 0,3 e 0,9 e não é tóxico para os lodos ativados. No entanto, outros contêm tantos sais inorgânicos e compostos

orgânicos refratários (por exemplo, banho de tingimento) que sua biodegradação é dificultada. Além de possuírem pH acima de 10, razão DBO/DQO abaixo de 0,1 e serem tóxicos para os microrganismos existentes nos sistemas de lodos ativados (WREBIAK *et al.*, 2014).

2.2.3 Efluentes de indústria de papel e celulose

Em relação ao segmento de indústria de papel e celulose tem-se que este setor é responsável por, aproximadamente, 50% de todas as águas residuais descartadas em águas receptoras (ZHANG *et al.*, 2009; KAMALI; KHODAPARAST, 2015). Este tipo de água residual deve ser tratado adequadamente antes do descarte devido ao fato de conter altos níveis de matéria orgânica, sólidos em suspensão, matéria orgânica clorada, clorato, nutrientes e cor (JOHANSSON, 2012; KAMALI; KHODAPARAST, 2015).

Por outro lado, a indústria de celulose e papel pode causar crescimento de limo e formação de espuma e pode ter impactos térmicos (LIN *et al.*, 2012). Águas residuais de celulose e papel também podem incluir vários produtos químicos tóxicos, como ácidos resínicos, ácidos graxos insaturados, álcoois diterpênicos, juvabionas e ácidos resínicos clorados, dependendo do tipo de processo de polpação. Foi preciso que indústrias de celulose e papel reduzirem substancialmente o descarte de efluentes devido à implementação de regulamentações rigorosas (LIN *et al.*, 2012).

Foi relatado que as empresas de celulose e papel usam o tratamento por MBR em combinação com OR para alcançar a reciclagem quase total da água do processo (reduzindo o uso de água em 75%) (JOHANSSON, 2012). Portanto, os processos MBR podem ser adotados no tratamento de águas residuais de celulose e papel para obter efluentes de alta qualidade, a fim de atender a um limite de descarga ou, até mesmo, para recuperação e reutilização sustentável (LIN *et al.*, 2012; QU *et al.*, 2012).

Nas fábricas de celulose Kraft (processo utilizado na obtenção da celulose e conversão da mesma em papel é o denominado Kraft) tem as cinzas dos precipitadores eletrostáticos das caldeiras de recuperação (EPAL) que são ricas em íons de sódio, sulfato, potássio, cloreto e carbonato (GAUTO; ROSA, 2011; SATURNINO, 2009; SRETENOVIC *et al.*, 2014). O processo de lixiviação de cinzas visa remover do ciclo sais de potássio e cloreto do licor negro, a fim de evitar o acúmulo e corrosão do equipamento e tubos. Este processo gera um efluente líquido (lixiviado) que possui sais com alta condutividade elétrica. A EPAL, geralmente, é drenada para a ETE aumentando a condutividade elétrica do efluente total do moinho (AL WABEL *et al.*, 2011).

Efluentes salinos, normalmente, causam efeitos adversos na comunidade microbiana do tratamento biológico, reduzindo a eficiência. Alta concentrações de sais (até 1%) podem causar plasmólise celular ou inibir atividade microbiana (BENCHERIF *et al.*, 2015; HONG *et al.*, 2013; LEFEBVRE e MOLETTA, 2006) e concentrações superiores a 4% podem inibir atividade microbiana em reatores de lodos ativados, no entanto, após adaptação, a microbiota pode lidar com concentrações de sal de até 4% (ALLOUI *et al.*, 2009). Porém, a redução da concentração de sal pode causar problemas graves à microbiota que já está adaptada à salinidade (KINCANNOS, 1968). E devido a força iônica aumentada, por conta da presença de eletrólitos na solução, a estrutura dos flocos biológicos pode ser afetada positivamente (MOGHADAM *et al.*, 2005).

2.2.4 Efluentes de indústria petrolífera

Sobre o segmento petrolífero, tem-se que no refinamento do petróleo ocorre a formação de diferentes efluentes oriundos das várias unidades da refinação típica, como processos de craqueamento, reforma, cobertura e fabricação de lubrificantes. Tais processos exigem alto consumo de água e, portanto, são responsáveis pela alta produção de efluentes (ALKMIM *et al.*, 2017).

Normalmente, 246-340 L de água são gastos para refinar um barril de petróleo bruto, que produz um volume de água residual que varia de 0,4 a 1,6 vezes maior do que o volume de petróleo processado (ALVA-ARGÁEZ *et al.*, 2007).

Além disso, tais efluentes contêm uma grande variedade de poluentes orgânicos e inorgânicos, incluindo sulfitos, amônia, cianetos, hidrocarbonetos alifáticos e hidrocarbonetos poliaromáticos, como etilbenzeno, tolueno, benzeno e 1-metiletilbenzeno e compostos fenólicos (WAKE, 2005).

Uma planta de tratamento de efluentes de refinação típica compreende em um tratamento primário, pelo qual uma combinação entre processos físicos e físico-químicos são realizados para remover óleo livre, sólidos suspensos e substâncias coloidais, seguido por um tratamento secundário para remover contaminantes a níveis aceitáveis para sua descarga em cursos d'água (ALKMIM *et al.*, 2017).

Os processos mais amplamente aplicados no tratamento secundário de efluente de refinaria de petróleo são os processos biológicos, especialmente o processo convencional de lodos ativados que permite a produção de um efluente que, geralmente, atende aos padrões da legislação. No entanto, muitos fatores levaram as refinarias de petróleo a implementar o reuso

de efluentes, como o aumento da captação e tratamento de água, custos de descarte de efluentes e, em alguns casos, até a escassez de abastecimento de água. Além disso, leis ambientais de proteção mais rígidas e a pressão do setor por práticas sustentáveis também contribuíram para a reutilização de efluentes (ALKMIM *et al.*, 2017).

2.2.5 Efluentes de indústria farmacêutica

Já os produtos farmacêuticos, são considerados poluentes prejudiciais entre os vários contaminantes emergentes porque têm propriedades de desregulação endócrina. O tratamento biológico apresenta menor custo operacional quando comparado a outras alternativas, pois são processos naturais e convertem substâncias complexas em substâncias mais simples. Com base no tipo de efluente, compostos envolvidos e suas concentrações, a integração de POA e processos biológicos pode ser considerada em vários alinhamentos. Sendo que o efluente farmacêutico possui concentrações de 2000 a 4000 mg.L⁻¹ de poluentes orgânicos (TIAN *et al.*, 2015; ANL e AS, 2007; CAI *et al.*, 2017).

2.2.6 Efluentes de indústria de pesticida

Tratando-se de pesticidas, uma razão da persistência destes ao meio ambiente é que os microrganismos são incapazes de degradá-los ou os degradam muito lentamente. Verifica-se que existe grande possibilidade de um microrganismo ter preferência por outros substratos orgânicos ao invés dos pesticidas no meio (ALEXANDER, 1981; KATAYAMA e MATSUMURA, 1993). Outro problema da biodegradação dos agrotóxicos está relacionado aos níveis nutricionais, onde a falta de um poluente pode ser um fator limitante, quando o recalcitrante permanece ligado a alguns componentes do meio, evitando a atividade de degradação pelos microrganismos (LANGLOIS *et al.*, 1970).

2.2.7 Efluentes de indústria siderúrgica

Em relação a siderurgia, tem-se que coque é o processo de aquecimento de uma mistura de carvão em uma atmosfera livre de oxigênio, a fim de descartar os componentes voláteis e produzir coque, que é matéria-prima fundamental em diversos processos industriais. Aproximadamente 90% do coque é metalúrgico, um insumo indispensável para a produção de

ferro-gusa (o material básico da siderurgia) (BABICH e SENK, 2019). O coque é produzido em mais de 560 fábricas em todo o mundo, das quais cerca de 400 estão localizadas na China, e 59 operam na Europa (KWIECINSKA *et al.*, 2017).

As fábricas europeias são responsáveis por 12% da produção mundial de coque (STATISTA, 2017). O processo de coque requer o resfriamento e limpeza do gás de coque, resultando em águas residuais de forno de coque altamente tóxicas (ZHAO *et al.*, 2018).

A produção de coque gera uma grande quantidade de águas residuais e contêm vários poluentes em altas concentrações (LIU e YUAN, 2016). A DQO pode variar acentuadamente, entre 200 e 6000 mg.L⁻¹ (REMUS *et al.*, 2012), dependendo da tecnologia de limpeza de gás e da qualidade do carvão. De acordo com Marañón *et al.* (2008), a DQO das águas residuais brutas chinesas é muito menor do que o da Europa (630-860 mg.L⁻¹ na China vs. 4000-6500 mg.L⁻¹ na Alemanha).

O problema com o uso de DQO para caracterizar estações de tratamento de efluentes de fornos de coque é que os compostos fenólicos, e mesmo o tiocianato, que são substâncias inibidoras do tratamento biológico, são incluídos no resultado de DQO (KIM *et al.*, 2008).

Os métodos padrão de medição de DQO também detalham os componentes inorgânicos disruptivos que causam um erro positivo durante a medição, sendo eles: brometo, iodeto, compostos de enxofre específicos, nitrito, certos compostos de metal e agentes redutores, como íon ferroso (MSZ ISO 6060, APHA, 2017) e vários desses materiais podem ser encontrados nas águas residuais do forno de coque (KIM *et al.*, 2008).

2.3 SISTEMA DE TRATAMENTO POR LODOS ATIVADOS

O tratamento biológico por lodos ativados é amplamente utilizado, em nível mundial, para tratamento de efluentes sanitários e industriais por ser um sistema que apresenta grande eficiência, a partir da remoção de DBO e DQO, associada a uma pequena área de implantação requerida. Porém, implica em uma operação mais sofisticada e com maiores consumos de energia elétrica, por incluir um índice de mecanização superior ao de outros sistemas de tratamento (BENTO *et al.*, 2005; VON SPERLING, 2012).

O princípio do sistema baseia-se na oxidação bioquímica dos compostos orgânicos e inorgânicos existentes no efluente, por meio de uma população microbiana diversificada e mantida em suspensão em um meio aeróbio. Porém, a eficiência do processo depende muito da capacidade de flocular da biomassa ativa e da composição dos flocos formados. Esses flocos são formados principalmente por bactérias, fungos, protozoários e micrometazoários, sendo que

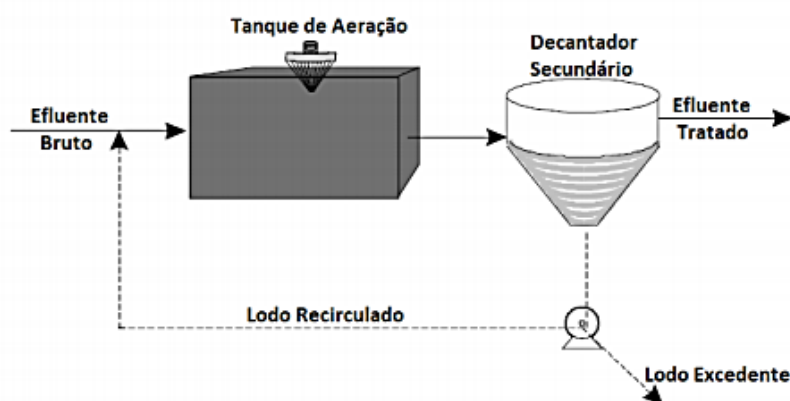
as bactérias são as principais responsáveis pela depuração da matéria carbonácea e pela estruturação dos flocos (BENTO *et al.*, 2005).

Um dos elementos dos lodos ativados é o tanque de aeração, onde ocorre a degradação dos poluentes por meio de uma grande concentração de flocos microbianos. Em série com o tanque de aeração tem-se um decantador, que permite a separação dos flocos microbianos e provoca o adensamento do material sedimentado onde parte será recirculado para o tanque aeróbio e o lodo excedente será descartado (SANT'ANNA JR., 2010).

Segundo Von Sperling (2012) o lodo acumulado no fundo do decantador secundário, ao longo de um período de tempo, possui grande quantidade de bactérias ainda ativas em relação a sua capacidade de assimilar matéria orgânica. Assim, ao retornar o lodo sedimentado deste decantador para o tanque de aeração, ocorre um aumento de biomassa provocando um maior consumo de substrato, ou seja, o sistema assimila maior carga de DBO.

A Figura 1 ilustra as unidades da etapa biológica do sistema de lodos ativados, sendo necessário a retirada do lodo excedente para manter o sistema em equilíbrio e não haver sobrecarga no decantador secundário, uma vez que, ocorre a entrada contínua de alimento no tanque de aeração fazendo com que os microrganismos cresçam e se reproduzam continuamente (VON SPERLING, 2012).

Figura 1 - Esquema das unidades da etapa biológica do sistema de lodos ativados



Fonte: Von Sperling, 2014

Sant'Anna Jr. (2010) diz que a sedimentabilidade do lodo é o ponto crítico do processo de lodos ativados, uma vez que, se ela não for de forma adequada não se atinge a concentração microbiana necessária no tanque de aeração. Além disso, pode acontecer a perda de sólidos na corrente de sobrenadante, o que prejudica a qualidade do efluente tratado.

Além disso, a eficácia do sistema de lodos ativados está diretamente relacionada com a separação da biomassa, que quando é efetiva obtêm-se um efluente clarificado e um lodo adensado, apto para retornar ao biorreator assegurando as condições adequadas para a continuação do processo (SANT'ANNA JR., 2010).

2.3.1 Variantes do processo de lodos ativados

De acordo com Von Sperling (2012) existem diversas variantes do processo de lodos ativados, sendo as principais e mais utilizadas, divididas:

- Quanto à idade do lodo em: Lodos ativados convencional (CAS), Aeração Prolongada e Aeração modificada;
- Quanto ao fluxo em: Fluxo contínuo (quando o efluente entra e sai continuamente do reator de lodos ativados, sendo mais usado para aeração prolongada) e Fluxo intermitente ou em batelada (a entrada de efluente é descontínua em cada reator de lodos ativados);
- Quanto ao afluente à etapa biológica em: Esgoto Bruto (usualmente utilizado na modalidade de aeração prolongada), Efluente do reator anaeróbio, Efluente do decantador primário (concepção clássica de lodos ativados convencional) e Efluente oriundo de outro processo de tratamento de efluentes (como tratamento físico-químico ou filtros biológicos grosseiros, para polimento adicional do efluente).

O Quadro 1 exemplifica a classificação dos sistemas de lodos ativados segundo a idade do lodo, cuja classificação é aplicável tanto para sistemas de fluxo contínuo quanto para fluxo intermitente.

Quadro 1 - Classificação dos sistemas em função da idade do lodo

IDADE DO LODO	CARGA DE DBO APLICADA/VOLUME	FAIXA DE IDADE DO LODO	DENOMINAÇÃO USUAL
Reduzidíssima	Altíssima	Inferior a 3 dias	Aeração modificada
Reduzida	Alta	4 a 10 dias	Convencional
Intermediária	Intermediária	11 a 17 dias	-
Elevada	Baixa	18 a 30 dias	Aeração prolongada

Fonte: Adaptado de Von Sperling, 2012

A aeração prolongada é mais utilizada nos sistemas de fluxo intermitente, no sistema de lodos ativados como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios é mais utilizado a da idade do lodo reduzida ou convencional e os sistemas de aeração modificada são menos utilizados (VON SPERLING, 2012).

Em regiões de clima quente, os sistemas com idade de lodo intermediária não apresentam muitas vantagens, por não possibilitarem uma grande remoção de DBO (comparado à idade do lodo convencional) e por não alcançarem a estabilização aeróbia do lodo (característica da aeração prolongada). Em regiões de clima temperado, pode ser necessário a utilização de idades do lodo superiores a 10 dias para alcançar uma nitrificação completa ao longo de todo ano (VON SPERLING, 2012).

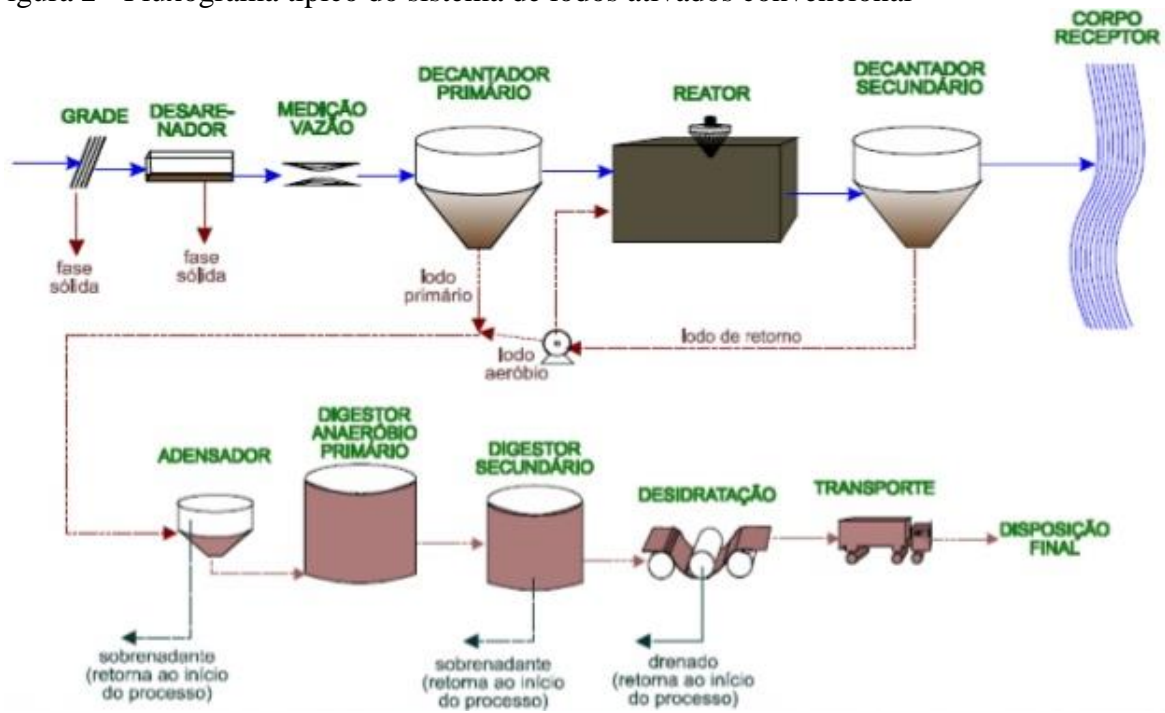
Von Sperling (2012) relata ainda que os sistemas mais usuais de lodos ativados são:

- Lodos ativados convencional de fluxo contínuo (Figura 2): para a economia de energia na aeração e diminuição do volume do reator aeróbio, parte da matéria orgânica (em suspensão e sedimentável) dos efluentes são retiradas antes do reator através de um decantador primário. A idade do lodo é na ordem de 4 a 10 dias e o tempo de detenção hidráulica no reator, da ordem de 6 a 8 horas, sendo necessário da estabilização do lodo excelente por ainda conter um elevado teor de matéria orgânica armazenada em suas células.
- Aeração prolongada de fluxo contínuo (Figura 3): A biomassa permanece no sistema (em recirculação), por um período maior do que comparado ao sistema convencional e recebe a mesma carga de DBO do efluente bruto, havendo assim uma menor disponibilidade de alimento para as bactérias existentes. A quantidade de biomassa, assim como na aeração prolongada, é maior do que no convencional. O volume do reator aeróbio também é maior e o tempo de detenção do efluente é cerca de 16 a 24 horas. Devido a menor disponibilidade de alimento, as bactérias usam intensivamente, nos seus processos metabólicos, a própria matéria orgânica biodegradável componente das suas células, convertendo essa matéria orgânica celular em gás carbônico e água por meio da respiração (respiração endógena), caracterizando também um meio aeróbio. Isso significa que ocorre a estabilização da biomassa no próprio tanque de aeração, diferente do que acontece no método convencional, cujo processo é efetuado separadamente na etapa de tratamento do lodo e em meio anaeróbio. Além disso, para que não haja produção de outros lodos e assim não ser necessário a execução de um tratamento e estabilização separados para estes lodos, no sistema de aeração prolongada não há a instalação de decantadores primários, mas essa simplificação gera a necessidade de

gastos com energia para aeração do biorreator, uma vez que o lodo é estabilizado de forma aeróbia neste tanque. A menor disponibilidade de alimento e a quase total assimilação fazem com que o sistema de aeração prolongada de fluxo contínuo seja a variante dos lodos ativados de maior eficiência para remoção de DBO. Mas observa-se que a eficiência das variantes de lodos ativados está relacionada com o desempenho do decantador secundário, já que se houver perdas de sólidos no efluente final ocorrerá a diminuição da qualidade do efluente, não dependendo assim se o tanque foi ou não eficiente na remoção de DBO.

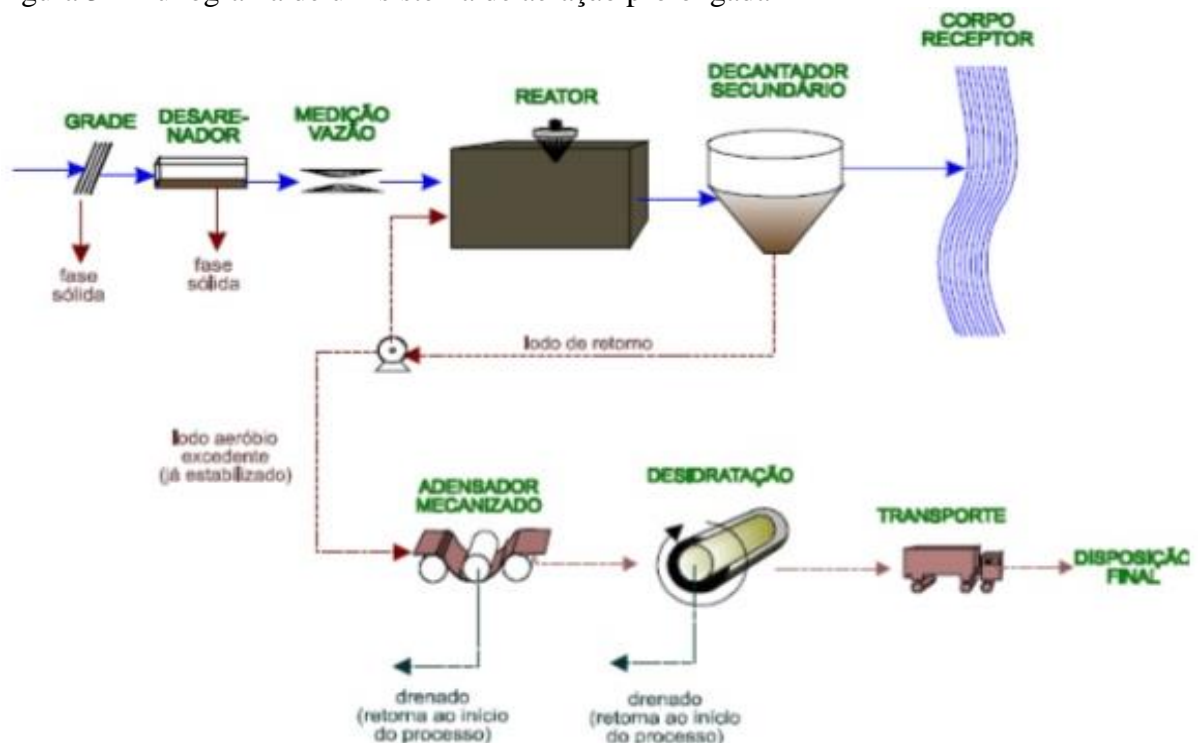
- Fluxo intermitente com reatores sequenciais por batelada (Figura 4): Consiste em um ou mais reatores de mistura completa onde ocorrem todas as etapas do tratamento, ou seja, a decantação primária, oxidação biológica e decantação secundária. Pode ser utilizado na modalidade convencional e na aeração prolongada, porém esta é mais comum, devido à sua maior simplicidade operacional. Na modalidade de aeração prolongada, o tanque único incorpora também a unidade de digestão (aeróbia) do lodo. Ocorre através de ciclos de operação com durações definidas, cuja massa biológica permanece no reator durante todos os ciclos, eliminando dessa forma a necessidade de decantadores separados. Os ciclos são: enchimento (entrada de esgoto bruto ou decantado no reator), reação (aeração/mistura da massa líquida contida no reator), sedimentação (sedimentação e separação dos sólidos em suspensão do esgoto tratado), descarte do efluente tratado (retirada do esgoto tratado do reator) e repouso (ajuste de ciclos e remoção do lodo excedente). A duração usual de cada ciclo é alterada dependendo das variações da vazão afluente, das necessidades do tratamento e das características do efluente e da biomassa do sistema.
- Lodos ativados para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios (Figura 5): o sistema de lodos ativados (com idade do lodo convencional) como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, por exemplo, o tipo UASB, é uma alternativa promissora em regiões de clima quente. O lodo aeróbio excedente gerado no sistema de lodos ativados e, que ainda não está estabilizado, é enviado ao reator UASB, ocorrendo o seu adensamento e digestão em conjunto com o lodo anaeróbio.

Figura 2 - Fluxograma típico do sistema de lodos ativados convencional



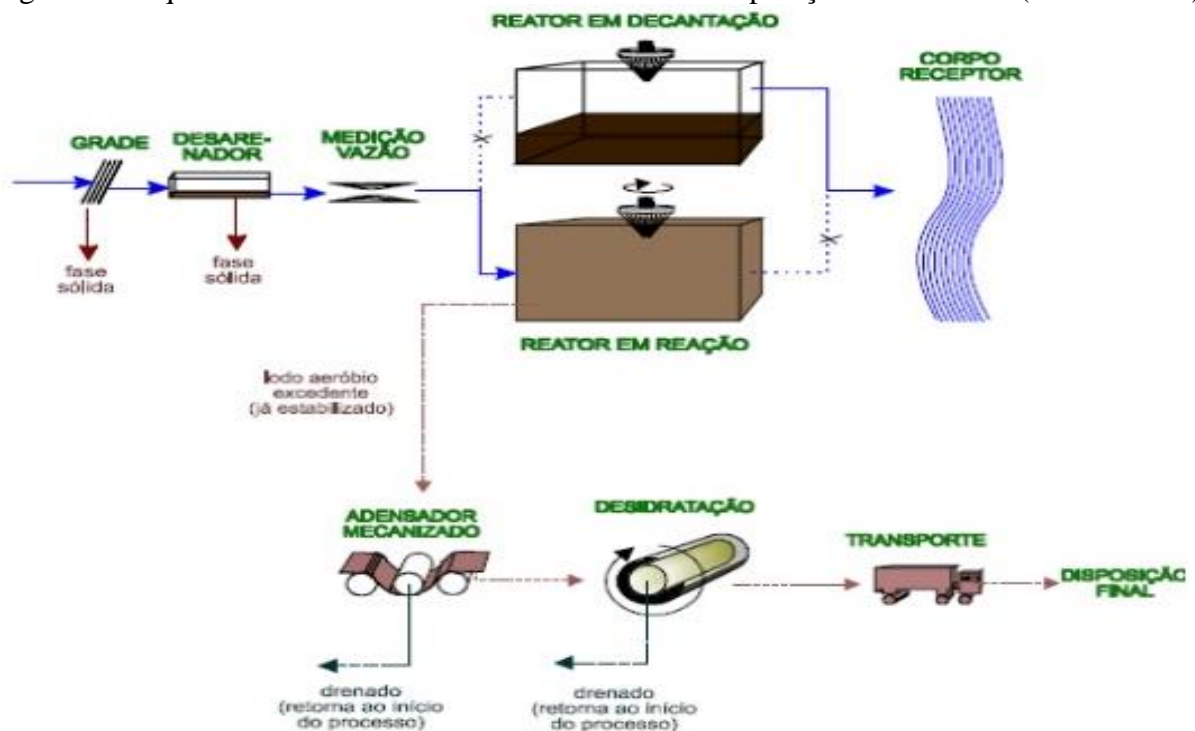
Fonte: Von Sperling, 2012

Figura 3 - Fluxograma de um sistema de aeração prolongada



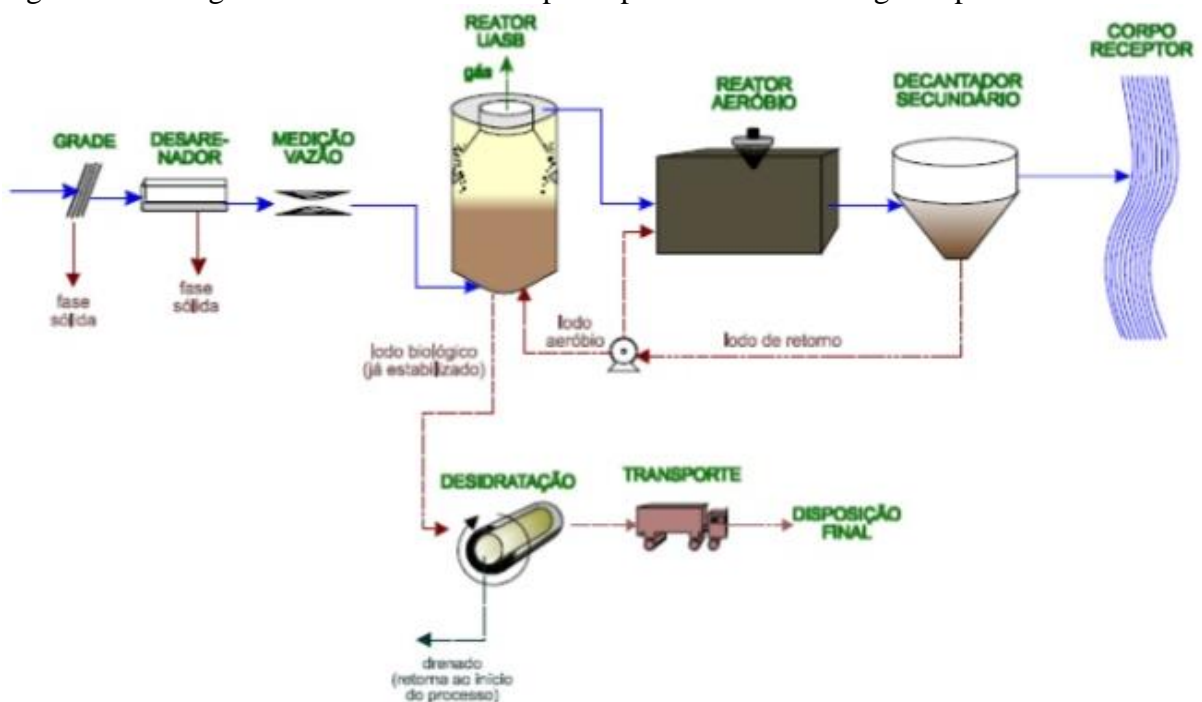
Fonte: Von Sperling, 2012

Figura 4 - Esquema de um sistema de lodos ativados com operação intermitente (dois reatores)



Fonte: Von Sperling, 2012

Figura 5 - Fluxograma de um sistema composto por reator UASB seguido por lodos ativados



Fonte: Von Sperling, 2012

Algumas vantagens e desvantagens das variantes operacionais mais comuns dos processos de lodos ativados são mostradas no Quadro 2 e a comparação entre variantes dos sistemas de lodos ativados é mostrada no Quadro 4 (Anexo A).

Quadro 2 - Vantagens e desvantagens das variantes operacionais mais comuns de lodos ativados

SISTEMA	VANTAGENS	DESVANTAGENS
Lodos Ativados convencional	<ul style="list-style-type: none"> • Elevada eficiência na remoção de DBO; • Nitrificação usualmente obtida; • Possibilidade de remoção biológica de N e P; • Baixos requisitos de área; • Reduzidas possibilidades de maus odores, insetos e vermes; • Flexibilidade operacional. 	<ul style="list-style-type: none"> • Baixa eficiência na remoção de coliformes; • Elevados custos de implantação e operação; • Elevado consumo de energia; • Elevado índice de mecanização; • Relativamente sensível a descargas tóxicas; • Necessidade do tratamento completo do lodo; • Possíveis problemas ambientais com ruídos e aerossóis.
Aeração prolongada	<ul style="list-style-type: none"> • Idem ao sistema convencional; • Sistema de maior eficiência na remoção da DBO; • Nitrificação consistente; • Operação mais simples que o sistema convencional; • Menor geração de lodo que o sistema convencional; • Estabilização do lodo no próprio reator; • Elevada resistência a variações de carga e a cargas tóxicas; • Satisfatória independência das condições climáticas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Baixa eficiência na remoção de coliformes; • Elevados custos de implantação e operação; • Sistema com maior consumo de energia; • Elevado índice de mecanização (embora inferior a lodos ativados convencional) • Necessidade de remoção da umidade do lodo e da sua disposição final (embora, mais simples que lodo ativado convencional).
Sistemas de fluxo intermitente	<ul style="list-style-type: none"> • Elevada eficiência na remoção de DBO; • Satisfatória remoção de N e possivelmente P; • Baixos requisitos de área; • Mais simples em relação ao conceito que os demais sistemas; • Flexibilidade operacional (através da variação dos ciclos); • Decantador secundário e elevatória de recirculação não são necessários. 	<ul style="list-style-type: none"> • Baixa eficiência na remoção de coliformes; • Elevados custos de implantação e operação; • Maior potência instalada que os demais sistemas de lodos ativados; • Necessidade do tratamento e da disposição do lodo (variável com a modalidade convencional ou prolongada); • Usualmente mais competitivo economicamente para populações pequenas a médias.
Lodos ativados com remoção biológica de nutrientes	<ul style="list-style-type: none"> • Idem ao convencional; • Elevada eficiência na remoção de nutrientes. 	<ul style="list-style-type: none"> • Idem ao convencional; • Necessidade de recirculações internas e aumento da complexidade operacional.

Fonte: Adaptado de Von Sperling, 2012

No sistema de aeração prolongada por batelada, as unidades do processo são: grades, desarenador, reatores, adensamento do lodo (opcional) e desidratação do lodo. Existe algumas variantes nos sistemas de fluxo intermitente, relacionadas, tanto à forma de operação (alimentação contínua e esvaziamento contínuo), quanto à sequência e duração dos ciclos associados a cada fase do processo, permitindo simplificações adicionais no processo ou a remoção biológica de nutriente (nitrogênio e fósforo). Ou seja, o sistema de lodos ativados pode ser adaptado para incluir remoções biológicas de nitrogênio e fósforo o que é praticado em diversos países (VON SPERLING, 2012).

Com base nesses conceitos, o Quadro 3 apresenta exemplos de reatores variantes do sistema de lodos ativados, que têm sido amplamente utilizados em escala mundial, com algumas de suas características.

Quadro 3 - Exemplos de reatores variantes do sistema de lodos ativados com algumas de suas características

Bioteecnologias de Tratamento	Algumas características
<p style="text-align: center;">MBR (<i>membrane bioreactor</i>)</p>	<p>Biorreator de membrana: Possui um tanque aeróbio com lodo ativado aerado por difusores, uma membrana que pode ser externa ou submersa (SMBR), tendo recirculação do lodo ativado do tanque de aeração para a membrana realizada por bomba de recirculação. Ou seja, integram o tratamento biológico aeróbio ou anaeróbico com a filtração por membrana (para a separação do lodo do efluente tratado) (JAOUAD <i>et al.</i>, 2020; INSEL <i>et al.</i>, 2018; ERKAN; ENGIN, 2017; NIWA <i>et al.</i>, 2016; GHASEMIAN; ABDOLLAHZADEH SHARGHI; DAVARPANA, 2017; ALKMIM <i>et al.</i>, 2017; MOORE; ZYTNER; CHANG, 2016).</p>
<p style="text-align: center;">JLMBR (<i>Jet loop membrane bioreactor system</i>) ou JLRs (<i>Jet loop reactors</i>)</p>	<p>Sistema de biorreator de membrana Jet loop: o Jet loop é um tipo de sistema de aeração. Portanto, são reatores MBR que possuem o sistema de aeração capaz de transferir alta quantidade de oxigênio (DEĞERMENCI <i>et al.</i>, 2016).</p>
<p style="text-align: center;">SFD MBR (<i>Self-Forming dynamic membrane bioreactor</i>)</p>	<p>Biorreator de membrana dinâmica de auto formação: ocorre a substituição de membranas de ultrafiltração (corte 0,02-0,1 µm) por redes de microfiltração (corte 20-100 µm). Nestes sistemas, o filtro sintético, fornece o suporte físico para o crescimento de uma camada de 'bolo' biológico que atua como o meio de filtragem (VERGINE <i>et al.</i>, 2020).</p>
<p style="text-align: center;">PAC-MBR</p>	<p>Biorreatores de membrana (MBRs) com carvão ativado: variação de MBR que incorpora a suplementação do conteúdo</p>

<i>(membrane bioreactors (MBRs) with activated carbon)</i>	do reator biológico com carvão ativado em pó (PAC) ou granular (GAC) para adsorver poluentes (BASU <i>et al.</i> , 2016).
SBR <i>(sequential batch reactor)</i> ou BSBR <i>(biological sequential batch reactors)</i>	Reator em batelada sequencial, reator de lote de sequenciamento ou reator biológico/aeróbio de batelada sequencial: o tratamento ocorre em ciclos, no qual todas as etapas são realizadas em um único tanque (etapas de lote de enchimento, reação, sedimentação, decantação e inatividade em uma operação cíclica com aeração completa durante o período de reação para oxidar a matéria orgânica) (PAŹDZIOR <i>et al.</i> , 2016; DA MATA <i>et al.</i> , 2019; RAMASWAMI <i>et al.</i> , 2016; CHEN; ZHANG; LI, 2016; BAKARE; SHABANGU; CHETTY, 2017).
TSSBR <i>(two-stage aerobic sequencing batch reactor)</i>	Reator de lote de sequenciamento aeróbio de dois estágios: o processo de dois estágios é uma combinação de duas plantas SBR independentes que trabalham em série (AHMADI <i>et al.</i> , 2016).
SB-FFBR <i>(aerobic sequencing batch flexible fibre biofilm reactor)</i>	Reator de biofilme de fibra flexível de lote de sequenciamento aeróbio: é um tipo modificado de um SBR composto de oito feixes de fibra flexível como meio de suporte para o crescimento dos microrganismos (ABDULGADER <i>et al.</i> , 2020).
MBBR <i>(moving bed biofilm reactor)</i>	Reator de biofilme em leito móvel: é um reator de biofilme em operação contínua usando materiais suportes, aos quais os microrganismos se fixam. Em processos aeróbicos, os materiais suportes de biofilme são movidos por sopradores. A agitação gera colisão entre os materiais suportes, favorecendo o desprendimento da biomassa e resultando em melhor difusão dos componentes nas camadas do biofilme (REVILLA; GALÁN; VIGURI, 2016; CHAMORRO <i>et al.</i> , 2016).
IMBBR <i>(integrated moving bed membrane bioreactor)</i>	Biorreator de membrana de leito móvel integrado: é uma série de integração de processos de tratamento com POA, tratamento biológico, adsorção e microfiltração, como por exemplo: eletrooxidação (EO), MBBR, Ozonização, Adsorção (carvão ativado) e Microfiltração (PALANI <i>et al.</i> , 2019).
Two-stage MBBR <i>(two-stage MBBR system)</i>	MBBR de dois estágios: o primeiro reator funciona em sistema anóxico para que ocorra a desnitrificação e o segundo reator na forma aeróbia para que ocorra a nitrificação (SAWADOGO <i>et al.</i> , 2018; CAO; DEZOTTI; BASSIN, 2016).
PAC-AS	Lodos ativados com carvão ativado: aplicação de carvão ativado em pó (PAC) (adsorção) no processo de lodo ativado (AS) para melhorar o desempenho do tratamento biológico (WANG <i>et al.</i> , 2016).

Fonte: Elaborado pela autora, 2020

2.3.2 Outros parâmetros e suas relações com as características do lodo

O tratamento biológico aeróbio pode funcionar em uma ampla faixa de temperatura (10 a 40°C). Em temperatura entre 10 e 35°C a velocidade do processo aumenta (máxima atividade microbiana), porém abaixo de 5°C ou acima de 40°C há sensíveis quedas nas velocidades de crescimento e de assimilação de substratos. Além disso, a temperatura interfere na solubilidade do oxigênio dentro do sistema (SANT'ANNA JR, 2010).

Segundo Von Sperling (2012), a influência da temperatura decresce com o aumento da idade do lodo, então a temperatura não causa significantes mudanças em sistemas de idade de lodo mais elevado, como é o caso do sistema de lodos ativados de aeração prolongada. Isso ocorre devido a uma grande parcela de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) em suspensão ser removida, fisicamente, por adsorção nos flocos, o que é independente da temperatura.

O oxigênio dissolvido (OD) é resultado de vários fatores, como a taxa de respiração microbiana, a temperatura, a taxa de transferência de oxigênio promovida pela aeração, a composição do meio, a quantidade de sais presentes, a quantidade de oxigênio no gás (ar enriquecido, ar e O₂ puro) e da pressão atmosférica. A solubilidade dos gases aumenta com a diminuição da temperatura e aumento da salinidade. Portanto, águas mais frias retém maior quantidade de oxigênio e águas salinas contem menos oxigênio. A pressão relativa do ar e o grau de saturação do oxigênio, alteram com a altitude, sendo que o oxigênio contido na água diminui com o aumento da altitude devido ao decréscimo da pressão relativa (SANT'ANNA JR, 2010).

A faixa de OD adotada por projetistas é cerca de 2 mg/L, apesar de sistemas aeróbios conseguirem operar com teores de até 0,5 mg/L. Isso ocorre para que seja mantida a segurança em relação a outras variações inerentes no processo, como a temperatura e carga orgânica. E valores mais altos de OD não é prejudicial ao processo, porém exige maior gasto de energia (SANT'ANNA JR, 2010).

Além disso, tem-se que a DQO é um indicador de matéria orgânica baseado na concentração de oxigênio consumido para oxidar a matéria orgânica, biodegradável ou não, em meio ácido e condições energéticas através de um agente químico oxidante forte. Por meio dessa técnica estima-se apenas a concentração de matéria orgânica em termos de oxigênio consumido, uma vez que nos corpos d'águas as condições não são tão energéticas, além do fato de que algumas espécies inorgânicas, tais como nitritos, compostos reduzidos de enxofre e substâncias orgânicas (hidrocarbonetos aromáticos, compostos alifáticos de cadeia aberta e piridinas) não são oxidadas (VALENTE *et al*, 1997).

Ou seja, a DQO é um parâmetro global usado como indicador do conteúdo orgânico de águas residuais e superficiais e, grandemente, utilizado no monitoramento de estações de tratamento de efluentes líquidos. DQO mede, indiretamente, os equivalentes redutores (elementos com baixo número de oxidação, ou seja, reduzidos) existentes na amostra em questão. Dessa forma, causará DQO a amostra que contiver substâncias orgânicas e/ou inorgânicas passíveis de oxidação pelo dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) em meio ácido (AQUINO *et al*, 2006).

Em efluentes tipicamente domésticos, a fração orgânica, em geral, supera a fração inorgânica reduzida, e a DQO pode ser utilizada, sem maiores problemas, para quantificar diretamente a matéria orgânica oxidável presente. Porém, alguns efluentes industriais podem conter significativas concentrações de substâncias inorgânicas reduzidas, que podem ser oxidadas pelo dicromato e causar DQO. Assim, caso a análise da eficiência de um sistema de tratamento na remoção de matéria orgânica for feita apenas com base na DQO, deve-se observar que compostos inorgânicos reduzidos, tanto na forma dissolvida quanto particulada, podem contribuir significativamente para a DQO (AQUINO *et al*, 2006).

3 METODOLOGIA

O protocolo do estudo foi registrado na plataforma *Open Science Framework* (OSF) sob o número de registro DOI 10.17605/OSF.IO/ZAHJG e estruturado com base nas recomendações do Protocolo *Preferred Reporting Items for Systematic reviews and Meta-Analyses* (PRISMA) (LIBERATI *et al*, 2009).

As etapas foram:

- 1) Definição da temática do estudo e pesquisa prévia sobre o assunto
- 2) Definição da pergunta do estudo
- 3) Estruturação da pergunta
- 4) Escolha dos descritores
- 5) Escolha das bases de dados
- 6) Definição da estratégia de busca
- 7) Definição dos critérios de elegibilidade
- 8) Registro do protocolo
- 9) Seleção dos estudos (1ª e 2ª filtragem)
- 10) Extração dos dados
- 11) Análise dos resultados

3.1 PERGUNTA DO ESTUDO E SUA ESTRUTURAÇÃO

Para a determinação da temática e da pergunta do estudo, foram realizadas várias pesquisas prévias verificando, também, a literatura cinzenta.

A leitura cinzenta são publicações não convencionais, ou seja, que não são controladas por editores científicos ou comerciais, podendo ser: relatórios, teses, atas de conferências, especificações técnicas e normas, documentação técnica e comercial, bem como documentos oficiais não publicados comercialmente (ALBERANI *et al.*, 1990; GL'99 CONFERENCE PROGRAM, 1999).

Com isso, a principal pergunta testada nesse estudo é: “ Para quais tipos de efluentes industriais o sistema de lodos ativados tem sido mais eficiente? ”

A estruturação foi feita como forma de apresentar uma afirmação explícita sobre as questões abordadas com referência a população, intervenções, comparações, resultados e desenho do estudo (LIBERATI *et al.*, 2009).

Sendo assim, a estruturação que mais se adequou à pergunta é definida pela sigla POT:

- P (população): efluentes industriais sob intervenção do sistema de lodos ativados
- O (desfechos): porcentagem de remoção de DQO
- T (tipos de estudos): todos tipos de estudos

3.2 FONTES DE INFORMAÇÃO E ESTRATÉGIA DE BUSCA

Os descritores são termos padronizados, definidos por especialistas, que servem para definir assuntos e recuperar a informação. Sendo assim, diferentes de palavras-chave, das quais são termos simples ou expressão composta, do próprio autor, para definir assuntos (SAHEKI; TAKAHASHI, 2013).

Os descritores foram determinados nas plataformas Descritores da Ciência da Saúde (DeCS) e *Medical Subject Headings (MeSH)*, sendo eles: “*Activated sludge*”, “*Industrial Effluent*”, “*Industrial Waste*”, “*Biological Oxygen Demand Analysis*”, “*Biological Oxygen Demand*” e “*Chemical Oxygen Demand*”.

Para a estratégia de busca utilizou-se os descritores selecionados e realizou a pesquisa, no dia 26 de agosto de 2020, na base de dados eletrônica *Scopus* e *ScienceDirect*, determinando o período do estudo, escolhendo ordenar por relevância e usando a seguinte estrutura:

(“*Activated sludge*”) AND (“*Industrial Effluent*” OR “*Industrial Waste*”) AND (“*Biological Oxygen Demand Analysis*” OR “*Biological Oxygen Demand*” OR “*Chemical Oxygen Demand*”)

Foi escolhida a plataforma eletrônica *Scopus* por ser a maior base de dados de resumos e citações de literatura revisada por pares, com ferramentas bibliométricas para acompanhar, analisar e visualizar a pesquisa (PERIÓDICOS CAPES, 2015). E a *ScienceDirect* por ser a plataforma mais importante da *Elsevier* de literatura acadêmica com revisão por pares. A *ScienceDirect* combina publicações confiáveis de textos completos nas áreas científica, técnica e de saúde (ELSEVIER, 2020).

3.3 CRITÉRIOS DE ELEGIBILIDADE

Foram selecionados estudos, do período de 2016 a 2020, revisados aos pares e sem restrições com relação ao idioma. Foram excluídos aqueles que não relatavam o tratamento do efluentes industrial por sistema de lodos ativados, que não relatavam sobre efluente de indústria, que não apresentavam o sistema de lodos ativados como, pelo menos, uma das etapas de tratamento, que não apresentassem resultados de remoção de DQO pelo processo de lodos ativados e que tinham como objetivo a remoção de substâncias específicas presentes no efluente industrial.

3.4 SELEÇÃO DOS ESTUDOS

A seleção dos estudos foi feita de modo independente por dois pesquisadores (I.E.T. e A.C.B.M.A.) e as discordâncias foram resolvidas por consenso.

Primeiramente, os registros foram selecionados em relação aos seus títulos e resumos (1º filtragem). Em seguida, foi realizado a 2º filtragem, caracterizada pela leitura dos textos completos daqueles estudos incluídos na 1º filtragem. Os que obedeceram aos critérios de elegibilidade foram selecionados para este estudo e encaminhados para o programa Zotero, afim de facilitar a organização dos arquivos e auxiliar na estruturação das citações e referências.

3.5 EXTRAÇÃO DOS DADOS

Os dados dos estudos selecionados foram extraídos para uma planilha padronizada do Microsoft Excel 2013, de forma independente, por dois pesquisadores (I. E.T. e A.C.B.M.A.), e os casos de discordâncias foram solucionados por consenso.

Os dados extraídos foram: autores, título, ano, local do estudo, tipo de efluente, tipo de indústria, DQO_{inicial}, tipo de tratamento utilizado e porcentagem de remoção de DQO.

3.6 ANÁLISE DOS DADOS

A análise dos dados foi expressa de forma descritiva e a partir de fluxogramas, gráficos e tabelas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 SELEÇÃO DOS ESTUDOS

A busca na base de dados eletrônica *Scopus* resultou em 881 registros sobre a temática, no período de 2016 a 2020. Após leitura do título e resumo, desses 881 documentos, obteve-se 74 estudos elegíveis para a leitura na íntegra e foram excluídos 807 por não atenderem aos critérios de inclusão.

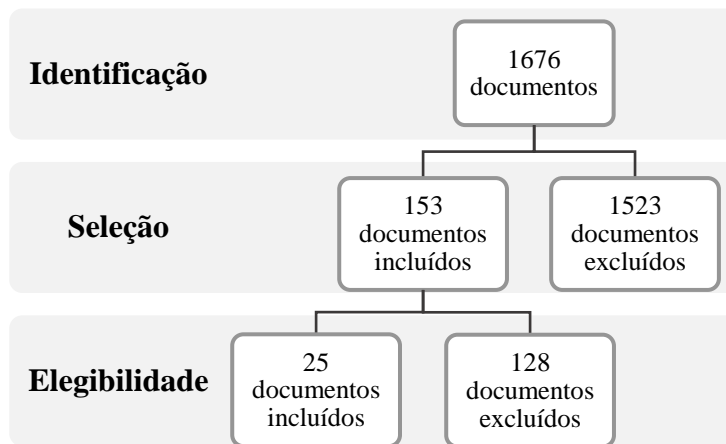
Dos 74 registros, 54 foram excluídos, dos quais: 15 não tratavam sobre o sistema de lodos ativados em efluentes industriais, em 4 o estudo não eram sobre efluentes industriais, 15 não relatavam sobre o tratamento de lodos ativados, 14 não apresentavam percentual de remoção de DQO e 6 tinham como objetivo a remoção de substâncias específicas presentes no efluente industrial. Ao final, 20 estudos foram incluídos na revisão sistemática.

Em relação a busca na base de dados eletrônica *Science Direct*, tem-se o resultado de 795 registros sobre a temática, no período de 2016 a 2020. Após leitura do título e resumo, desses 795 documentos, obteve-se 79 estudos elegíveis para a leitura na íntegra e foram excluídos 716 por não atenderem aos critérios de inclusão.

Dos 79 registros, 74 foram excluídos, dos quais: 12 não tratavam sobre o sistema de lodos ativados em efluentes industriais, em 9 o estudo não eram sobre efluentes industriais, 18 não relatavam sobre o tratamento de lodos ativados, 24 não apresentavam percentual de remoção de DQO e 11 tinham como objetivo a remoção de substâncias específicas presentes no efluente industrial. Ao final, 5 estudos foram incluídos na revisão sistemática.

A somatória dos documentos resultantes de ambas bases de dados, sendo que na segunda filtragem notou-se 3 estudos repetidos, e o número final de documentos incluídos na revisão sistemática estão representados na Figura 6.

Figura 6 - Fluxograma exemplificando a quantidade de estudos incluídos e excluídos nas etapas da pesquisa



Fonte: Da autora, 2020

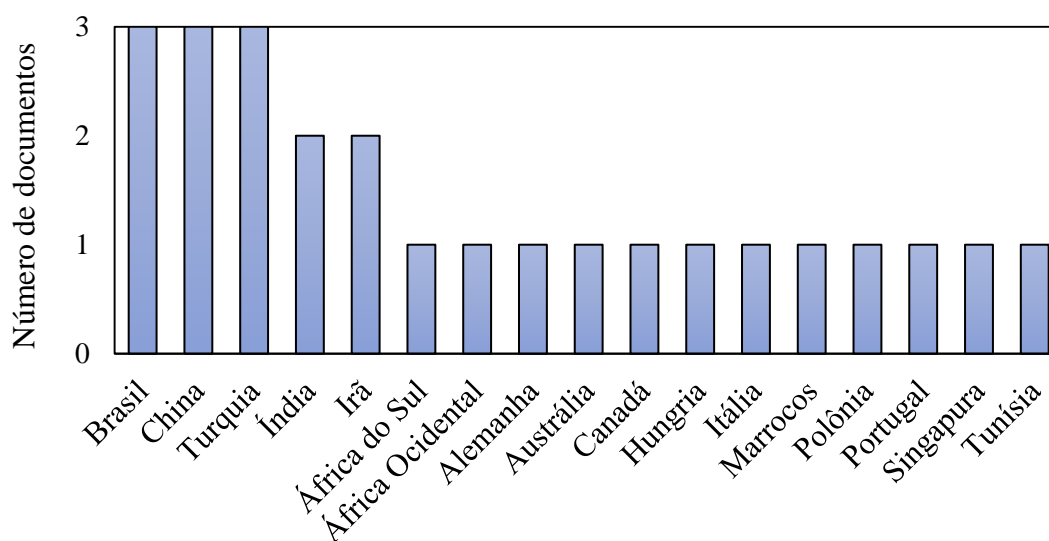
4.2 CARACTERÍSTICAS DOS ESTUDOS INCLUÍDOS

A Tabela 4 (Apêndice A) apresenta as características dos estudos incluídos na revisão sistemática.

4.2.1 Análise sobre os locais/territórios

Sobre o número de documentos incluídos, em relação ao local/território que o estudo foi desenvolvido, tem-se: 3 do Brasil, 3 da China, 3 da Turquia, 2 da Índia, 2 do Irã e com apenas 1 documento tem da África do Sul, da África Ocidental, da Alemanha, da Austrália, do Canadá, da Hungria, da Itália, do Marrocos, da Polônia, de Portugal, de Singapura e da Tunísia (Figura 7).

Figura 7 - Número de documentos incluídos, em relação ao local/território, que o estudo foi desenvolvido



Fonte: Da autora, 2020

Nota-se que os países dos quais mais tiveram estudos relacionados a temática, no período de 2016 a 2020, são o Brasil, China e Turquia. Tais países são classificados como em desenvolvimento (NONNENBERG; MENDONÇA, 2005).

4.2.2 Análise sobre as tipologias industriais

De acordo com o segmento das indústrias e as tipologias industriais observadas nos estudos, a Tabela 1 mostra o número de documentos referente a cada tipo.

Tabela 1 - Número de documentos referentes ao tipo de segmento de indústria e tipologia industrial observados nos estudos incluídos

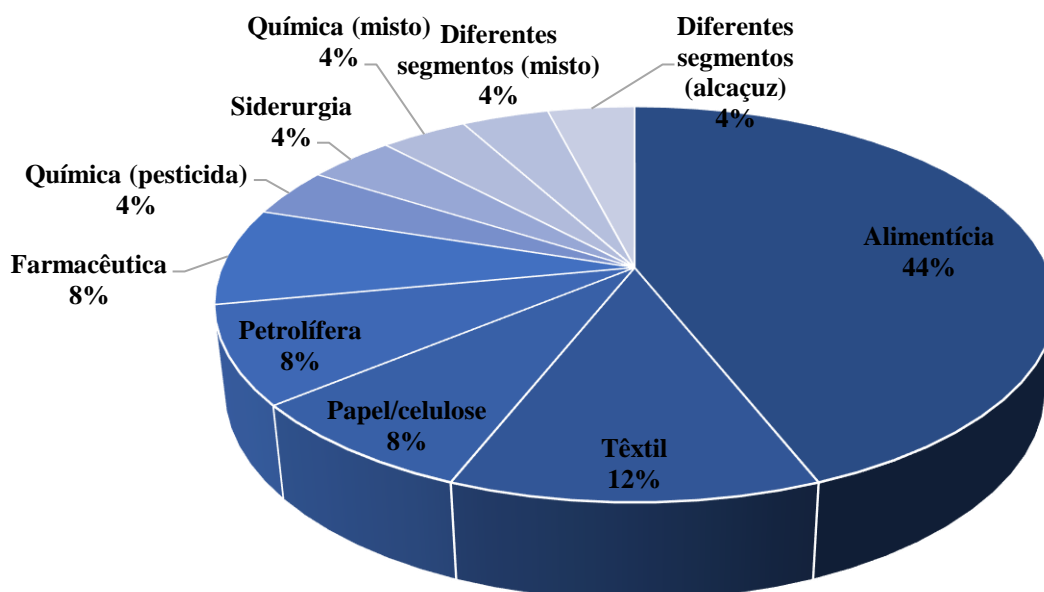
Segmento da Indústria	Tipologias industriais	Número de documentos
Alimentícia	de moinho de azeite	2
Alimentícia	de cervejaria	2
Alimentícia	de vinícola	2
Alimentícia	de enlatados	1
Alimentícia	de refinaria de óleo de girassol	1
Alimentícia	de refrigerantes	1
Alimentícia	de destilaria de melão	1
Alimentícia	de processador de frutas e vegetais	1
Alimentícia	de processamento de leite	1
Têxtil	de tingimento	1

Têxtil	de enxágues e lavagem/ branqueamento/tingimento	1
Têxtil	de têxtil real	1
Papel/celulose	de fabricação de papel	1
Papel/celulose	das cinzas dos precipitadores eletrostáticos	1
Petrolífera	de refinaria de petróleo	1
Petrolífera	de produção de campos petrolíferos	1
Farmacêutica	de ópio	1
Farmacêutica	de farmacêutica	1
Química	de produção de pesticidas	1
Química	de farmacêuticas, manufatureiras, químicas de petróleo, eletrônicas, reagentes químicos, produtos domésticos e de higiene pessoal (misturadas)	1
Siderurgia	de coque	1
Diferentes segmentos	de alimentos, bebidas e farmacêuticas (misturadas)	1
Diferentes segmentos	de processamento de alçaçuz	1

Fonte: Elaborado pela autora, 2020

A Figura 8 mostra o percentual de segmento de indústria encontrado dentre os estudos analisados.

Figura 8 - Percentual de segmento de indústria encontrado dentre os estudos incluídos



Fonte: Da autora, 2020

O segmento de indústria de maior frequência nos estudos incluídos foi a alimentícia. De acordo com Yahi *et al.* (2014) as águas residuais das indústrias alimentícias contêm grandes quantidade de materiais orgânicos de alta concentração. Podendo assim, ser utilizado o tratamento biológico de efluente.

Os processos biológicos de tratamento são amplamente empregados no Brasil e no mundo. Dentre os processos de tratamento classificados como biológicos, o processo aeróbio por lodos ativados é o mais utilizado (CUNHA *et al.*, 2017), justificando assim a sua grande utilização nesse setor.

4.2.3 Análise sobre a tipologia industrial, os valores de DQO_{inicial} e a biotecnologia de tratamento

A Tabela 2 correlaciona a tipologia industrial, a média de DQO_{inicial} e a biotecnologia de tratamento utilizada nos estudos incluídos.

Tabela 2 - Correlação entre tipologia industrial, a média de DQO_{inicial} e a biotecnologia de tratamento utilizada

Tipologia industrial	Média de DQO_{inicial} (mg.L⁻¹)	Biotecnologia de tratamento
Vinícola	139250	CAS/UVA, MPS e LaCoO ₃ -TiO ₂
Moinho de azeite	73640	JLMBR
Destilaria de melão	40533	PAC-MBR
Produção de ópio	32000	MBR/NF
Processamento de leite	18250	SB-FFBR
Fábrica de papel	11415	SMBR
Cervejaria	11214	SBR
Processamento de alcaçuz	8000	SBR
Processamento de frutas e vegetais	7130	MBR/UF/UV
Cervejaria	5650	<i>Two-stage</i> MBBR/NF ou elet.
Farmacêuticas	4700	IMBBR
Forno de coque	4145	<i>Two-stage</i> MBBR
Têxtil	2637	AS
Refrigerantes	2500	TSSBR/ozonização
Vinícola	1900	SFD MBR
Moinho de azeite	1600	MBR/AS/microfiltração
Processamento de frutas e vegetais	1549	MBR/UF/UV
Industrial misto	1356	UASB/MBR

Indústrias químicas misturadas	1292	PAC, AS e PAC-AS
Cinzas dos precipitadores eletrostáticos das caldeiras de recuperação	1217	BSBR
Moinho de azeite Enlatados	1100	CAS
Lavagem, branqueamento e tingimento	1000	SFD MBR
Refinaria de óleo de girassol	994	SBR e Reator anaeróbio/aeróbio
Campos petrolíferos	946	SMBR
Tingimento	860	SBR
Refinaria de petróleo	851	CAS
Enxáguas (após a lavagem e tingimento)	702	MBR
Pesticidas	577	SBR e Reator anaeróbio/aeróbio
	440	<i>Two-stage</i> MBBR/MF/OR

Fonte: Elaborado pela autora, 2020

Nota-se que os efluentes industriais apresentaram uma grande variação de $DQO_{inicial}$, mesmo dentro dos mesmos segmentos e tipologias.

Isso se comprova por meio de Bakare, Shabangu e Chetty (2017) que relatam que a DQO de efluente de cervejaria varia de 2000 a 6000 $mg.L^{-1}$. E através de Jaouad *et al.* (2020) que relata que a DQO do efluente de moinho de azeite varia de 80000 a 200000 $mg.L^{-1}$.

Apesar de serem do segmento alimentício, o efluente de cervejaria e o efluente de moinho de azeite apresentaram uma grande variação de DQO quando comparados. E também ao observar o intervalo de $DQO_{inicial}$ característico de efluente de moinho de azeite, nota-se que possui uma diferença de 60000 $mg.L^{-1}$.

Sendo assim, não foi possível correlacionar a tipologia do efluente com a biotecnologia de tratamento.

4.2.4 Análise sobre a eficiência de remoção de DQO

Somando todas análises de remoção de DQO realizadas nos estudos incluídos, tem-se um total de 37 análises. Dentre essas 37 análises, 41% apresentaram remoção de DQO dentro do intervalo de 91-100%, 19% dentro do intervalo de 81-90%, 14% dentro do intervalo de 71-

80%, 8% dentro dos intervalos de 61-70% e de 51-60% e 5% dentro dos intervalos de 41-50% e de 30-40% (Tabela 3).

Tabela 3 - Percentual de análises de remoção de DQO realizadas nos estudos incluídos relacionado com os intervalos de percentual de remoção de DQO

Intervalo de % de remoção de DQO	% das análises	Número de análises com relação a cada biotecnologia de tratamento
30 - 40	5	1 PAC-MBR e 1 AS
41 - 50	5	1 CAS e 1 PAC-MBR
51 - 60	8	1 SBR, 1 Reator anaeróbio/aeróbio e 1 BSBR
61 - 70	8	2 BSBR e 1 PAC-AS
71 - 80	14	2 SBR, 1 Reator anaeróbio/aeróbio, 1 AS e 1 SMBR
81 - 90	19	3 SBR, 2 CAS, 1 MBR e 1 <i>Two-stage</i> MBBR
91 - 100	41	3 MBR, 2 MBR/UF/UV, 2 SFD MBR, 1 MBR/AS/MF, 1 SMBR, 1 JLMBR, 1 <i>Two-stage</i> MBBR, 1 IMBBR, 1 TSSBR/ozonização, 1 SB-FFBR e 1 AS (enzimas)

Fonte: Elaborado pela autora, 2020

Observa-se que 41% dos resultados de remoção de DQO dos estudos incluídos tiveram uma alta eficiência (91-100%).

De acordo com Yahi *et al.* (2014), os tratamentos mais eficientes para águas residuais industriais são reatores de lote de sequenciamento (*SBR*) e tanques de processamento de lodos ativados, que têm sido empregados como um sistema biológico aeróbio. Estes sistemas simples de configuração têm alta eficiência em remoção de DQO e remoção de sólidos suspensos (EL-GOHARY; TAWFIK, 2009).

Além disso, os tratamentos biológicos quando usados em combinação com POAs para tratamento de águas residuais de azeite e outros efluentes de alimentos e bebidas de alto conteúdo orgânico e de nutrientes, podem atingir eficiências de tratamento de até 99% (CAÑIZARES *et al.*, 2007; OLLER *et al.*, 2011; BUSTILLO-LECOMPTE e MEHRVAR, 2015).

Nota-se também que a biotecnologia de tratamento que mais se apresentou no intervalo de remoção de DQO entre 91 e 100% foi o MBR e suas variantes e/ou pós-tratamentos.

Nas últimas décadas, os MBRs têm ganhado atenção significativa, uma vez que a tecnologia oferece vantagens competitivas em termos de excelente desempenho de processo e separação completa de biomassa no tratamento de lodos ativados em comparação com as altas tecnologias. Características de alto desempenho e estabilidade de processo permitem compatibilidade máxima e fácil integração com alternativas de pós-tratamento e recuperação de recursos (COKGOR *et al.* 2009). O MBR tem grande capacidade de remoção de diferentes tipos de contaminantes, incluindo compostos fenólicos (BARESEL *et al.*, 2019).

5 CONCLUSÃO

Através da revisão sistemática desenvolvida, foi possível apresentar a eficiência de remoção de demanda química de oxigênio em efluentes industriais por sistemas de lodos ativados e suas variantes.

Obteve-se que de 1676 documentos analisados, 25 foram incluídos no estudo devido aos critérios de elegibilidade. Como resultados, em relação aos estudos incluídos, os países que mais realizaram estudos sobre a temática, no período de 2016 a 2020, foram Brasil, China e Turquia, com 3 estudos cada. O segmento de indústria de maior frequência nos estudos incluídos foi a alimentícia.

Além disso, os efluentes industriais apresentaram uma elevada variação de $DQO_{inicial}$, o que não possibilitou a correlação da tipologia do efluente com a biotecnologia de tratamento. Porém, observa-se que 41% dos estudos incluídos tiveram uma alta remoção de DQO (entre 91-100%), sendo, o MBR e suas variantes e/ou pós-tratamentos, a biotecnologia mais presente nesse intervalo. Podendo assim, tornar-se uma biotecnologia de elevada relevância no tratamento de efluentes industriais.

REFERÊNCIAS

- ABDULGADER, M. *et al.* Performance and kinetics analysis of an aerobic sequencing batch flexible fibre biofilm reactor for milk processing wastewater treatment. **Journal of Environmental Management**, v. 255, p. 109793, fev. 2020.
- AGUIAR, M.R.M.P. de; NOVAES, A.C. Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos. **Revista Química Nova**, Rio de Janeiro, v.25, n.6B, p. 1145-1154, 2002.
- AHMADI, M. *et al.* Application of the central composite design for the treatment of soft drink factory wastewater in two-stage aerobic sequencing batch reactors combined with ozonation. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 41, p. 19077–19086, 1 set. 2016.
- AL WABEL, M.I. *et al.* **Characteristics of landfill leachates and bio-solids of municipal solid waste (MSW) in Riyadh City, Saudi Arabia.** 2011. J. Saudi Soc. Agric. Sci. 10 (2), 65–70.
- ALEXANDER, M. **Biodegradation of chemicals of environmental concern.** Science, 211, 132-138, 1981.
- ALKMIM, A. R. *et al.* Potential use of membrane bioreactor to treat petroleum refinery effluent: comprehension of dynamic of organic matter removal, fouling characteristics and membrane lifetime. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 40, n. 12, p. 1839–1850, dez. 2017.
- ALOUI, F. *et al.* **Performances of an activated sludge process for the treatment of fish processing saline wastewater.** 2009. Desalination 246 (1–3), 389–396.
- ALVA-ARGÁEZ, A.; KOKOSSIS, A.C.; SMITH, R. **The design of water using systems in petroleum refining using a water-pinch decomposition.** 2007. Chem Eng J 128(1):33–46.
- ALVARES, A. B. C.; DIAPER, C.; PARSONS, S. A. **Partial oxidation by ozone to remove recalcitrance from wastewaters - a review.** Environ. Technol. 2001, 22, 409.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **5220 Chemical Oxygen Demand (COD).** Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 2017.
- AMMAN, R.; GLÖCKNER, F.O.; NEEF, A. **Modern methods in subsurface microbiology: in situ identification of microorganisms with nucleic acid probes.** FEMS Microbiology Reviews, v. 20, n. 3-4, p. 191-200, 1997.
- ANL, Ng; AS, Kim. **A mini-review of modeling studies on membrane bioreactor (MBR) treatment for municipal wastewaters.** 2007. Desalination 212 (1-3), 261-281.
- ANDERN, W.T.; LOCKETT, W.T. *Lockett. J. Soc. Chem. Ind:* 1914, 33, 523.
- ARAÚJO K. S. de; 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. Rev. Ambient. Água vol. 11 n. 2 Taubaté – Apr. / Jun. 2016.

AQUINO, S. F. de; SILVA, S. de Q.; CHERNICHARO, C. A. L. **Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de efluentes anaeróbios.** Eng. Sanit. Ambient. vol.11 no.4 Rio de Janeiro Oct./Dec. 2006.

ARAÚJO, C.V.M. *et al.* **The use of Microtox to assess toxicity removal of industrial effluents from the industrial district of Camaçari (BA, Brazil).** Chemosphere, v. 58, n. 9, p. 1277-1281, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9800:** Critérios para lançamento de efluentes líquidos industriais no sistema coletor público de esgoto sanitário - Procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 1987.

ALBERANI V, PIETRANGELI PDC, MAZZA AMR. **The use of grey literature in health sciences: a preliminary survey.** 1990. *Bulletin of the Medical Library Association:* 78(4); 358-363.

BABICH, A.; SENK, D. **Coke in the iron and steel industry.** In: Diez, M.A., Suarez-Ruiz, I., Rubiera, F. (Eds.), *New Trends in Coal Conversion: Combustion, Gasification, Emissions and Coking.* 2019. Woodhead Publishing, Duxford, pp. 367 e 404.

BAE, W.; WON, H.; HWANG, B.; DE TOLEDO, R. A.; CHUNG, J.; KWON, K.; SHIM, H. **Characterization of Refractory Matters in Dyeing Wastewater During a Full-Scale Fenton Process Following Pure-Oxygen Activated Sludge Treatment.** 2015. *J. Hazard. Mater.,* 287, 421-428.

BAKARE, B. F.; SHABANGU, K.; CHETTY, M. Brewery wastewater treatment using laboratory scale aerobic sequencing batch reactor. **South African Journal of Chemical Engineering,** v. 24, p. 128–134, dez. 2017.

BARESEL, C., HARDING, M.; FANG, J. **Ultrafiltration/granulated active carbon-biofilter: efficient removal of a broad range of micropollutants.** 2019. *Applied Sciences* 9, 1–12. doi: 10.3390/app9040710.

BASU, S. *et al.* High strength distillery wastewater treatment by a PAC-MBR with low PAC dosage. **Water Science and Technology,** v. 73, n. 5, p. 1104–1111, 4 mar. 2016.

BEAL, L.L. *et al.* **Otimização de uma estação de tratamento de efluentes de uma indústria de embalagens de papel.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 11, n. 3, p. 283-289, 2006.

BENCHERIF, K. *et al.* **Impact of soil salinity on arbuscular mycorrhizal fungi biodiversity and micro flora biomass associated with Tamarix articulata Vahl rhizosphere in arid and semi-arid Algerian areas.** 2015. *Sci. Total Environ.* 533, 488–494.

BENITEZ, J., BELTRAN-HEREDIA, J., TORREGROSA, J., ACERO, L.J., CERCAS, V. **Aerobic degradation of olive mill wastewaters.** 1997. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 47 (2), 185 e 188.

BENTO, A.P. *et al.* **Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 10, n. 4, p. 329-338, 2005.

BORJA, R., ALBA, J., MANCHA, A., MARTÍN, A., ALONSO, V., SANCHEZ, E. **Comparative effect of different aerobic pretreatments on the kinetics and macroenergetic parameters of anaerobic digestion of olive mill wastewater in continuous mode.** 1998. Bioprocess Eng. 18 (2), 127 e 134.

BRAEKEN, L., VAN DE BRUGGEN, B.; VANDECASTEELE, C. **Regeneration of brewery wastewater using nanofiltration.** 2004. Water Research 38 (13), 3075–3082.

BRUCE, A.M.; BALMER, P.; CAMPELL, H.W. **Developments and trends in sludge processing techniques.** 1984. In: P. L'Hermite, H. Ott (Eds). Processing and Use of Sewage Sludge, D. Reidel Publishing Company.

BUSTILLO-LECOMPTE, C.F., MEHRVAR, M. **Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: a review on trends and advances.** 2015. J. Environ. Manag. 161, 287 e 302.

CAÑIZARES, P., LOBATO, J., PAZ, R., RODRIGO, M.A., SAEZ, C. **Advanced oxidation processes for the treatment of olive-oil mills wastewater.** 2007. Chemosphere 67 (4), 832 e 838.

CAI, X. *et al.* **Quantification of interfacial interactions between a rough sludge floc and membrane surface in a membrane bioreactor.** 2017. Colloid Interface Sei., 490, 710.

CAO, S. M. S.; DEZOTTI, M.; BASSIN, J. P. MBBR followed by microfiltration and reverse osmosis as a compact alternative for advanced treatment of a pesticide-producing industry wastewater towards reuse. **The Canadian Journal of Chemical Engineering**, v. 94, n. 9, p. 1657–1667, set. 2016.

CHAMORRO, S. *et al.* Removal of stigmasterol from Kraft mill effluent by aerobic biological treatment with steroidal metabolite detection. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 51, n. 12, p. 1012–1017, 14 out. 2016.

CHAN, Y.J.; CHONG, M.F.; LAW, C.L.; HASSELL, D. **A review on anaerobic–aerobic treatment of industrial and municipal wastewater.** Chem. Eng. J. 155 (2009) 1–18.

CHEN, Y.; ZHANG, X. B.; LI, J. Advanced treatment of oilfield production wastewater by an integration of coagulation/flotation, catalytic ozonation and biological processes. **Environmental Technology**, v. 37, n. 19, p. 2536–2544, 1 out. 2016.

COETZE; MALANDRA; WOLFAARDT; VILJOEN-BLOOM. **Dynamics of a microbial biofilm in a rotating biological contactor for the treatment of winery effluent.** Water SA, Julho de 2004: 407-412.

COKGOR, E. U., INSEL, G., AYDIN, E.; ORHON, D. **Respirometric evaluation of a mixture of organic chemicals with different biodegradation kinetics.** 2009. *Journal of Hazardous Materials*: 161 (1), 35–41.

CUNHA *et al.* **Ocorrência e remoção de estrogênios por processos de tratamento biológico de esgotos.** Rev. Ambient. Água vol.12 no.2 Taubaté Mar./Apr. 2017.

DA MATA, R. A. *et al.* Effects of electrostatic precipitators ash leachate (EPAL) from recovery boilers on the biological treatment of effluent of kraft pulp mills. **Science of The Total Environment**, v. 659, p. 905–911, abr. 2019.

DA MOTTA, M. *et al.* **Estudo do funcionamento de estações de tratamento de esgotos por análise de imagem: validações e estudo de caso.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 8, n. 3, p. 170-181, 2003.

DAVIES, P.S. **The biological basis of wastewater treatment.** Glasgow, UK: Strathkelvin Instrument Ltd, 2005.

DEĞERMENCI, N. *et al.* Performance investigation of a jet loop membrane bioreactor for the treatment of an actual olive mill wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 184, p. 441–447, dez. 2016.

DRIESSEN, W.; VEREIJKEN, T. **Recent developments in biological treatment of brewery effluent.** 2003. In: Proceedings 9th Brewing Convention, Victoria Falls, Zambia, Inst. & Guild of Brew.

EL-GOHARY, F.; TAWFIK, A. **Decolorization and COD reduction of disperse and reactive dyes wastewater using chemical-coagulation followed by sequential batch reactor (SBR) process.** Desalination 249 (2009) 1159–1164.

ELSEVIER. *ScienceDirect*. 2020. Disponível em: <https://www.elsevier.com/pt-br/solutions/sciencedirect>. Acesso em: 10 nov. 2020.

ENITAN, A.M., ADEYEMO, J., KUMARI, S., SWALAHA, F.M., BUX, F. **Characterization of brewery wastewater composition.** 2015. World Academy of Science, Engineering and Technology Int. J. Environ. Chem. Ecol. Geol. Geophys. Eng. 9, 1015 e 1018.

ERKAN, H. S.; ENGIN, G. O. The investigation of paper mill industry wastewater treatment and activated sludge properties in a submerged membrane bioreactor. **Water Science and Technology**, v. 76, n. 7, p. 1715–1725, 9 out. 2017.

FADIL, K., CHAHLAOUI, A., OUAHBI, A., ZAID, A., BORJA, R. **Aerobic biodegradation and detoxification of wastewaters from the olive oil industry.** Int. Biodeterior. 2003. Biodegrad. 51 (1), 37 e 41.

FILLAUDEAU, L., BOISSIER, B., MOREAU, A., BLANPAIN-AVET, P., ERMOLAEV, S., JITARIOUK, N.; GOURDON, A. **Investigation of rating and vibrating filtration for clarification of rough beer.** 2007. Journal of Food Engineering 80, 206–217.

FREIRE, R. S. *et al.* **Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas.** Química Nova, v. 23, n. 4, p. 504-511, 2000.

GÁLVEZ, J. B. **Utilización de la radiación solar ultravioleta em procesos fotocatalíticos de degradación de contaminantes persistentes em água.** Memoria (Resumen Docente e Investigadora para la obtención del Diploma de Estudios Avanzados y la Suficiencia

Investigadora) – Departamento de Física Aplicada, Universidad de Almería, Almería, p.135, 2001.

GANZENKO, O.; HUGUENOT, D.; VAN HULLEBUSCH, E. D.; ESPOSITO, G.; OTURAN, M. A. **Electrochemical advanced oxidation and biological processes for wastewater treatment: a review of the combined approaches**. 2014. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21 (14), 8493–8524.

GARZA-CAMPOS, B. R.; GUZMÁN-MAR, J. L.; REYES, L. H.; BRILLAS, E.; HERNÁNDEZ-RAMÍREZ, A.; RUIZ-RUIZ, E. J. **Coupling of solar photoelectro-Fenton with a BDD anode and solar heterogeneous photocatalysis for the mineralization of the herbicide atrazine**. *Chemosphere*, n. 97, p. 26-33, 2014.

GAUTO, M. A.; ROSA, G. R. *Processos e operações unitárias da indústria química*. Rio de Janeiro: Ciência Moderna, 2011.

GHASEMIAN, P.; ABDOLLAHZADEH SHARGHI, E.; DAVARPANAH, L. The Influence of Short Values of Hydraulic and Sludge Retention Time on Performance of a Membrane Bioreactor Treating Sunflower Oil Refinery Wastewater. **International Journal of Engineering**, v. 30, n. 10, out. 2017.

GL'99 CONFERENCE PROGRAM. **Fourth International Conference on Grey Literature: New Frontiers in Grey Literature**. GreyNet, Grey Literature Network Service. Washington D.C. USA, 4-5 October 1999.

GRECO JR., G., TOSCANOA, G., CIOFFI, M., GIANFREDA, L., SANNINO, F. **Dephenolisation of olive mill waste-waters by olive husk**. 1999. *Water Res.* 33 (13), 3046 e 3050.

GUIMARÃES, J. R.; NOUR, E. A. A. **Tratando nossos esgotos: processos que imitam a natureza**. 2001. *Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola*. Edição especial.

HABERT, A. C., BORGES, C. P. e NÓBREGA, R. **Processos de separação com membranas**. Escola Piloto em Engenharia Química, COPPE/UFRJ – Programa de Engenharia Química, 2006.

HONG, J. *et al.* **Deciphering the effect of salinity on the performance of submerged membrane bioreactor for aquaculture of bacterial community**. 2013. *Desalination* 316, 23–30.

IACONI, C. D. **Biological treatment and ozone oxidation: integration or coupling?** 2012. *Bioresour. Technol.* 106, 63–68.

IMRAN, M.; CROWLEY, D. E.; KHALID, A.; HUSSAIN, S.; MUMTAZ, M.W.; ARSHAD, M. **Microbial biotechnology for decolorization of textile wastewaters**. 2015. *Rev. Environ. Sci Biotechnol.* 14 (1), 73–92.

INSEL, G. *et al.* Membrane integrated process for advanced treatment of high strength Opium Alkaloid wastewaters. **Water Science and Technology**, v. 77, n. 7, p. 1899–1908, 20 abr. 2018.

INTERNATIONAL OLIVE COUNCIL (IOC). **World Olive Oil Figures**. 2015. <http://www.internationaloliveoil.org/estaticos/view/131-world-olive-oil-figures>. Acesso em: 13 nov. 20.

IOANNOU, L. A.; LI PUMA, G.; FATTA-KASSINOS, D. **Treatment of Winery Wastewater by Physicochemical, Biological and Advanced Processes: A Review**. 2015. J. Hazard. Mater., 286, 343–368.

JAIYEOLA, A. T.; BWAPWA, J. K. **Treatment technology for brewery wastewater in a water-scarce country: a review**. 2016. South African Journal of Science 112 (3–4), 1–8.

JAOUAD, Y. *et al.* Comparison of aerobic processes for olive mill wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v. 81, n. 9, p. 1914–1926, 1 maio 2020.

JENKINS, D.; RICHARD, M.G.; DAIGGER, G.T. **Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming, and other solids separation problems**. 3. ed. Boca Raton: Lewis Publishers, 2003.

JOHANSSON, T. **Application of Membrane Bioreactors in the Pulp and Paper Industry**. Master's Thesis, Uppsala University, 2012. Environmental and Aquatic Civil Engineering Program.

JONES, C.L.W., BRITZ, P., DAVIES, M.T.T., SCHEEPERS, R., CILLIERS, A., CROUS, L., LAUBSCHER, R. **The wealth in brewery effluent e water and nutrient recovery using alternative technologies**. 2011. In: Proceedings of Fifteenth International Water Technology Conference, IWTC-15 2011. Alexandria, Egypt.

KAMALI, M. & KHODAPARAST, Z. **Review on recente developments on pulp and paper mill wastewater treatment**. 2015. Ecotoxicology and Environmental Safety 114, 326–342.

KANG, Y.; WON, T.; HYUN, K. **Efficient treatment of real textile wastewater: performance of activated sludge and biofilter systems with a high-rate filter as a pre-treatment process**. 2012. KSCE J. Civ. Eng. 16 (3), 308–315.

KATAYAMA, A.; MATSUMURA, F. **Degradation of organochlorine pesticides, particularly endosulfan, by *Trichoderma harzianus***. Environmental and Toxicological Chemistry, 12, 1059-105, 1993.

KIM, Y. M.; PARK, D.; LEE, D. S.; PARK, J. M. **Inhibitory effects of toxic compounds on nitrification process for cokes wastewater treatment**. 2008. J. Hazard Mater. 152 (3), 915 e 921.

KINCANNOS, D.F. **Response of biological waste treatment systems to changes in salt concentrations**. 1968. 1, 483–496.

KYZAS, G. Z.; SYMEONIDOU, M. P.; MATIS, K. A. **Technologies of Winery Wastewater Treatment: A Critical Approach**. **Desalin. Water Treat.** 2016, 57, 3372–3386.

KWIECINSKA, A.; LAJNERT, R.; BIGDA, R. **Coke oven wastewater-formation, treatment and utilization methods - a review**. 2017. Proceedings of ECOpole 11.

LANGLOIS, B. E.; COLLINS, J. A.; SIDES, K. G. **Some factors affecting degradation of organochlorine pesticides by bacteria.** *Journal of Dairy Science*. 53, 1671-1675, 1970.

LEFEBVRE, O.; MOLETTA, R. **Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater: a literature review.** 2006. 40, 3671-3682.

LI, X. Z.; ZHAO, Y. G. **Advanced Treatment of Dyeing Wastewater for Reuse.** 1999. *Water Sci. Technol.*, 39, 249-255.

LIBERATI, A.; ALTMAN, D. G.; TETZLAFF, J.; MULROW, C.; GÖTZSCHE, P. C.; IOANNIDIS, J. P. *et al.* **The PRISMA statement for reporting systematic reviews and meta-analyses of studies that evaluate healthcare interventions: explanation and elaboration.** *BMJ*. 2009;339:b2700.

LIN, H.; GAO, W.; MENG, F.; LIAO, B. Q.; LEUNG, K. T.; ZHAO, L.; CHEN, J.; HONG, H. **Membrane bioreactors for industrial wastewater treatment: a critical review.** 2012. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 42, 677-740.

LING, L. **Brewery Wastewater Treatment Using Aerobic Sequencing Batch Reactors with Mixed Culture Activated Sludge.** 1998. University of British Columbia.

LIU, X.; YUAN, Z. **Life cycle environmental performance of by-product coke production in China.** 2016. *J. Clean. Prod.* 112, 1292 e 1301.

LÓPEZ-AVILÉS, G.; ALMENDARIZ-TAPIA, F. J.; LESAGE, G.; HERAN, M.; PEREZ-FABIEL, S. **Performance of a submerged membrane bioreactor for wastewater mimicking fish meal processing effluent.** 2018. *Membrane Water Treatment* 9 (3), 1-9.

MANAI, I. *et al.* Improvement of activated sludge resistance to shock loading by fungal enzyme addition during textile wastewater treatment. **Environmental Technology**, v. 38, n. 7, p. 880-890, 3 abr. 2017.

MALANDRA; WOLFAARDT; ZIETSMAN; VILJOEN-BLOOM. **Microbiology of a biological contactor for winery wastewater treatment.** *Water Research*, 2003: 4125- 4134.

MANGKOEDIHARDJO, S. **Biodegradability improvement of industrial wastewater using hyacinth.** *Journal of Applied Sciences*, 2006: 1409-1414.

MARAÑÓN, E.; VÁZQUEZ, I.; RODRÍGUEZ, J.; CASTRILLÓN, L.; FERNÁNDEZ, Y. **Coke wastewater treatment by a three-step activated sludge system.** 2008. *Water Air Soil Pollut.* 192 (1e4), 155 e 164.

METCALF, I.E. **Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse.** 1979. 2 ed. Tata McGraw Hill, New Delhi, India.

METCALF; EDDY. Inc. WasteWater Engineering. **Treatment, Disposal and Reuse.** Boston: McGraw-Hill, Inc, 2003.

MICHAILIDES, M., PANAGOPOULOS, P., AKRATOS, C.S., TEKERLEKOPOULOU, A.G., VAYENAS, D.V. **A full-scale system for aerobic biological treatment of olive mill wastewater.** 2011. J. Chem. Technol. Biotechnol. 86 (6), 888 e 892.

MOGHADAM, M.A.; SOHEILI, M.; ESFAHANI, M.M. **Effect of ionic strength on settling of activated sludge.** 2005. Iranian J. Env. Health Sci. Eng. 2 (1), 1–5.

MOORE, A. W.; ZYTNER, R. G.; CHANG, S. Potential Water Reuse for High Strength Fruit and Vegetable Processor Wastewater with an MBR. **Water Environment Research**, v. 88, n. 9, p. 852–870, 1 set. 2016.

MORILLO, J.A., ANTIZAR-LADISLAO, B., MONTEOLIVA-S_ANCHEZ, M., RAMOS-CORMENZANA, A., RUSSELL, N.J. **Bioremediation and biovalorisation of olive-mill wastes.** 2009. Appl. Microbiol. Biotechnol. 82 (1), 25 e 39.

MOSSE, K. P. M.; PATTI, A. F.; CHRISTEN, E. W.; CAVAGNARO, T. R. **Review: Winery Wastewater Quality and Treatment Options in Australia.** Aust. J. Grape Wine Res. 2011, 17(2), 111–122.

MSZ ISO 6060, 1991. Water Quality. Determination of the Chemical Oxygen Demand. Hungarian Standards Institution. **MSZ ISO 6060:1991.**

NAJAFPOUR; GHASEM; YIENG; HABIBOLLAH YOUNESI; ZINATIZADEH. **Effect of organic loading on performance of rotating biological contactors using Palm Oil Mill effluents.** Process Biochemistry, Julho de 2005: 2879-2884.

NIWA, T. *et al.* Demonstration of a full-scale plant using an UASB followed by a ceramic MBR for the reclamation of industrial wastewater. **Bioresource Technology**, v. 218, p. 1–8, out. 2016.

NONNENBERG, M.J.B.; MENDONÇA, M. J. C. de. **Determinantes dos investimentos diretos externos em países em desenvolvimento.** Estud. Econ., vol.35, nº4, São Paulo, Oct./Dec., 2005.

OLIVEIRA, G.S.S. *et al.* Microbiologia de sistema de lodos ativados e sua relação com o tratamento de efluentes industriais: A experiência da Cetrel. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Salvador, v.14, n.2, p. 183-192, 2009.

OLLER, I., MALATO, S., S_ANCHEZ-P_EREZ, J.A. **Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for wastewater decontamination-a review.** 2011. Sci. Total Environ. 409 (20), 4141 e 4166.

PALANI, K. N. *et al.* Development of integrated membrane bioreactor and numerical modeling to mitigate fouling and reduced energy consumption in pharmaceutical wastewater treatment. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 76, p. 150–159, ago. 2019.

PARASKEVA, P., DIAMADOPOULOS, E. **Technologies for olive mill wastewater (OMW) treatment: a review.** 2006. J. Chem. Technol. Biotechnol. 81 (9), 1475e1485.

PARAWIRA, W., KUDITA, I.; NYANDOROH, M. G. **A study of industrial anaerobic treatment of opaque beer brewery wastewater in a tropical climate using a full-scale UASB reactor seeded with activated sludge.** 2005. *Process Biochemistry* 40 (2), 593–599.

PATOINE, A. *et al.* **Toxicity reduction and removal of dehydroabietic and abietic acids in a continuous anaerobic reactor.** *Water Research*, v. 31, n. 4, p.825-831, 1997.

PAŹDZIOR, K. *et al.* Biodegradability of industrial textile wastewater – batch tests. **Water Science and Technology**, v. 74, n. 5, p. 1079–1087, 19 set. 2016.

PERALTA-ZAMORA, P.; ESPÓSITO, E.; REYES, J.; DURÁN, N. Remediação de efluentes derivados da indústria de papel e celulose: tratamento biológico e fotocatalítico. *Quim. Nova* 1997, 20, 186.

PERIÓDICOS CAPES. **Scopus: guia de referência rápida.** 2015. Disponível em: https://www.periodicos.capes.gov.br/images/documents/Scopus_Guia%20de%20refer%C3%A2ncia%20r%C3%A1pida_10.08.2016.pdf. Acesso em: 4 nov. 2020.

PITÁS, V. *et al.* Reduction of chemical oxygen demand in a conventional activated sludge system treating coke oven wastewater. **Journal of Cleaner Production**, v. 273, p. 122482, nov. 2020.

QI, L; WANG, X; XU, Q. **Coupling of biological methods with membrane filtration using ozone as pre-treatment for water reuse.** *Desalination* 270 (2011) 264–268.

QU, X.; GAO, W. J.; HAN, M. N.; CHEN, A.; LIAO, B. Q. **Integrated thermophilic submerged aerobic membrane bioreactor and electrochemical oxidation for pulp and paper effluent treatment – towards system closure.** 2012. *Bioresource Technology* 116, 1–8.

RAHMANI, M. **La qualité: Facteur compétitif pour la promotion de la filière et indispensable pour le respect del'environnement** (Quality: Competitive factor for the promotion of the sector and essential for the respect of the environment), Day of the AMIOL association on the theme: The olive tree : Quality – Health-Environment. 2010.

RAJESHWARI; BALAKRISHNAN; KANSAL; KUSUM LATA; KISHORE. **State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment.** *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2000: 135-156.

RAMASWAMI, S. *et al.* Pretreatment of Wastewater from Licorice Processing. A Preliminary Evaluation. **Water Environment Research**, v. 88, n. 11, p. 2032–2039, nov. 2016.

RAO, A. G., REDDY, T. S. K., PRAKASH, S. S., VANAJAKSHI, J., JOSEPH, J.; SARMA, P. N. **pH regulation of alkaline wastewater with carbon dioxide: a case study of treatment of brewery wastewater in UASB reactor coupled with absorber.** 2007. *Bioresource Technology* 98, 2131–2136.

RAVANCHI, M. T., KAGHAZCHI, T., KARGARI, A. **Application of membrane separation processes in petrochemical industry: a review.** *Desalination*, v. 235, n.1-3, pp. 199-244, 2009.

REVILLA, M.; GALÁN, B.; VIGURI, J. R. Analysis and modelling of predation on biofilm activated sludge process: Influence on microbial distribution, sludge production and nutrient dosage. **Bioresource Technology**, v. 220, p. 572–583, nov. 2016.

SAHEKI Y.; TAKAHASHI, J. **Descritores e palavras-chave**. 2013. Universidade de São Paulo. Disponível em: <https://pt.slideshare.net/bibliotecaee/descritores-e-palavras-chave>. Acesso em: 4 nov. 2020.

SANT'ANNA JR, G.L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010. 418 p.

SANTOS, E.M.A. *et al.* **Influência do tempo de detenção hidráulica em um sistema UASB seguido de um reator biológico com fungos para tratar efluentes de indústria de castanha de caju**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 11, n. 1, p. 39-45, 2006.

SATURNINO, D.M. **Prediction of the solubility of recovery boiler precipitator ash**. TAPPI J. 2009.

SAWADOGO, B. *et al.* Brewery wastewater treatment using MBR coupled with nanofiltration or electro dialysis: biomass acclimation and treatment efficiency. **Water Science and Technology**, v. 77, n. 11, p. 2624–2634, 26 jun. 2018.

SIMATE, G.S., CLUETT, J., IYUKE, S.E., MUSAPATIKA, E.T., NDLOVU, S., WALUBITA, L.F., ALVAREZ, A.E. **The treatment of brewery wastewater for reuse: state of the art**. 2011. Desalination 273, 235 e 247.

SIMATE, G. S. **Water treatment and reuse in breweries**. 2015. Journal of Industrial and Engineering Chemistry 21, 1277–1285.

SINBUATHONG, N., KHAODHIAR, S., LIENGCHARERNSIT, W., SIRIROTE, P., WATTS, D. **Effect of sulphate on the methanogenic activity of a bacterial culture from a brewery wastewater during glucose degradation**. 2007. J. Environ. Sci. 19, 1025 e 1027.

SOLÍS, R. R. *et al.* Integrated aerobic biological–chemical treatment of winery wastewater diluted with urban wastewater. LED-based photocatalysis in the presence of monoperoxysulfate. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 53, n. 2, p. 124–131, 28 jan. 2018.

SRETENOVIC, I. *et al.* **Factors affecting the electrical resistivity of kraft recovery boiler precipitator ash**. TAPPI J. 2014.

STATISTA. **Statistical portal, Global coke production in 2017, by region**. 2017. Disponível em: <<https://www.statista.com/statistics/267892/coke-production-by-continent/>>. Acesso em: 12 nov. 2020.

TIAN, H.; ZHANG, H.; LI, P.; SUN, L.; HOU, F.; LI, B. 2015. **Treatment of pharmaceutical wastewater for reuse by coupled membrane-aerated biofilm reactor (MABR) system**. RSC Adv., 5, 69829.

TZIOTZIOS, G., MICHAELAKIS, S., VAYENAS, D.V. **Aerobic biological treatment of olive mill wastewater by olive pulp bacteria.** 2007. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 60 (4), 209 e 214.

UBAY ÇOKGÖR, E. *et al.* **Respirometric analysis of activated sludge behaviour-I: assessment of the readily biodegradable substrate.** *Water Research*, v. 32, n. 2, p. 461-475, 1998.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. **Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu – SP.** *Eclética Química Journal*, vol 22, nº 1, 1997.

VALTA, K., KOSANOVIC, T., MALAMIS, D., MOUSTAKAS, K.; LOIZIDOU, M. **Overview of water usage and wastewater management in the food and beverage industry.** 2015. *Desalination and Water Treatment* 53 (12), 3335–3347.

VAN HAANDEL, A. C.; VAN DER LUBBE, J. G. M. **Handbook of Biological wastewater treatment.** Design and Optimisation of Activated Sludge Systems, 2nd edition, IWA Publishing, London 2012, p. 816.

VERGINE, P. *et al.* The Self-Forming Dynamic Membrane BioReactor (SFD MBR) as a suitable technology for agro-industrial wastewater treatment. **New Biotechnology**, v. 56, p. 87–95, maio 2020.

VLSSIDES, A. G.; BARAMPOUTI, E. M.; MAI, S. **Wastewater Characteristics from Greek Wineries and Distilleries.** 2005. *Water Sci. Technol.*, 51(1), 53–60.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 4 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014. 452p.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: lodos ativados.** 3 ed. Minas Gerais: UFMG, 2012. 428 p.

WAKE, H. **Oil refineries: a review of their ecological impacts on the aquatic environment.** 2005. *Estuar Coast Shelf Sci* 62(1):131–140.

WANG, D. *et al.* **Evaluating the removal of organic fraction of commingled chemical industrial wastewater by activated sludge process augmented with powdered activated carbon.** *Arabian Journal of Chemistry*, v. 9, p. S1951–S1961, nov. 2016.

WANG, K.; GUO, J.; YANG, M., JUNJI, H.; DENG, R. **Decomposition of two haloacetic acids in water using UV radiation, ozone and advanced oxidation processes.** *J. Hazard. Mater.* 162, 1243–1248, 2009.

WANG, X., LUO, X., WANG, X. **Study on blends of thermoplastic polyurethane and aliphatic polyester: morphology, rheology, and properties as moisture vapor permeable films.** *Polymer Testing*, v. 24, pp. 18-24, 2005.

WREBIAK, J.; BILINSKA, L.; PAZDZIOR, K.; LEDAKOWICZ, S. **Ocena biodegradowalności wyodrebnionych strumieni ścieków z farbiarni (Biodegradability assessment of wastewater streams from textile dye-house).** 2014. *Przegląd Włókienniczy – Włókno Odzież Skóra* 5, 46–49.

WU, H.; WANG, S.; KONG, H.; LIU, T.; XIA, M. **Performance of Combined Process of Anoxic Baffled Reactor-Biological Contact Oxidation Treating Printing and Dyeing Wastewater**. 2007. *Bioresour. Technol.*, 98, 1501-1504.

XIANGWEN, S., DANGCONG, P., ZHAOHUA, T.; XINGHUA, J. **Treatment of brewery wastewater using sequencing batch reactor (ASBR)**. 2008. *Bioresource Technology* 99, 3182–3186.

XU, F., HUANG, Z., MIAO, H., REN, H., ZHAO, M., RUAN, W. **Identical full-scale biogas-lift reactors (BLRs) with anaerobic granular sludge and residual activated sludge for brewery wastewater treatment and kinetic modelling**. 2013. *J. Environ. Sci.* 25, 2031 e 2040.

YAHY, H.; MADI, N.; MIDOUNE, K. **Contribution to biological treatment of dairy effluent by sequencing batch reactor (SBR)**. *Desalin. Water Treat.* 52 (2014) 2315–2321.

ZHANG, Y., MA, C., YE, F., KONG, Y. & LI, H. **The treatment of wastewater of paper mill with integrated membrane process**. 2009. *Desalination* 236 (1–3), 349–356.

ZHAO, W.; SUI, Q.; HUANG, X. **Removal and fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in a hybrid anaerobiceanoxic process for highly toxic coke wastewater treatment**. 2018. *Sci. Total Environ.* 635, 716 e 724.

ZHOU, L.; PENG, B.; XIAO, K. **Role of Micronutrients on Dyeing Wastewater Treatment in Activated Sludge Process**. *Water Environment Research*, v. 89, n. 3, p. 221–227, 1 mar. 2017.

ZINATIZADEH, A.A.; AKHBARI, A.; FARHADIAN, M.; MANSOURI, Y.; PIRSAHEB, M.; AMIRSAIE, R. **Influence of process and operational factors on a sequencing batch reactor (SBR) performance treating stimulated dairy wastewater**. *Int. J. Nat. Eng. Sci. Resour. Mar. Sci.* 1 (2011) 111–124.

ZOLA, F.C.; CHIROLI, D. M. D. G.; OKAWA, C. M. P.; DE ANGELIS NETO, G. **Estudo do efluente gerado por uma central de argamassa**. 2014. *Revista Tecnológica*: 23(1), 75-83.

ZURIAGA-AGUSTI, E.; IBORRA-CLAR, M. I.; MENDOZA-ROCA, J. A.; TANCREDI, M.; ALCAINA-MIRANDA, M. I.; IBORRA-CLAR, A. **Sequencing batch reactor technology coupled with nanofiltration for textile wastewater reclamation**. 2010. *Chem. Eng.J.* 161 (1–2), 122–128.

APÊNDICE A – Características dos estudos incluídos na revisão sistemática

Tabela 4 - Características dos estudos incluídos na revisão sistemática

Estudo	Local do Estudo	Base de Dados	Tipologia industrial	DQO_{inicial} (mg.L⁻¹)	Biotecnologia de Tratamento	Remoção de DQO (%)
Jaouad <i>et al.</i> , 2020	Marrocos	<i>Scopus</i>	Efluente do moinho de azeite	MBR: 1600 CAS: 1100	MBR/AS/microfiltração e CAS	MBR/AS/micro: 95 CAS: 86
Zhou; Peng; Xiao, 2017	China	<i>Scopus</i>	Efluente de tingimento	851	CAS	89
Paździor <i>et al.</i> , 2016	Polônia	<i>Scopus</i>	Efluentes dos enxágues (após a lavagem e tingimento) e Efluentes da lavagem, branqueamento e tingimento	1º: 577 ± 183 2º: 994 ± 218	SBR e Reatores anaeróbio/aeróbio	SBR1º: 81±7,5 Reatores 1º: 78±7,2 SBR2º: 58±10,2 Reatores 2º: 59±9,0
Insel <i>et al.</i> , 2018	Turquia	<i>Scopus</i>	Efluente da produção de ópio	32000 ± 3370	MBR / NF	MBR: 92
Solís <i>et al.</i> , 2018	Portugal	<i>Scopus</i>	Efluente de vinícola	139250 ± 2550	CAS com UVA, MPS e composto de LaCoO ₃ -TiO ₂ de pós-tratamento	CAS: 45–50 UVA, MPS e composto de LaCoO ₃ -TiO ₂ : 60

Da Mata <i>et al.</i> , 2019	Brasil	<i>Scopus</i>	Efluente das cinzas dos precipitadores eletrostáticos das caldeiras de recuperação	1217	BSBR	Reator R1: 70 Reator R2: 62 Reator R3: 55
Erkan; Engin, 2017	Turquia	<i>Scopus</i>	Efluente de fábrica de papel	11415 ± 15	SMBR	98
Ramaswami <i>et al.</i> , 2016	Alemanha	<i>Scopus</i>	Efluente do processamento de alçaçuz	8000 (1690 - 8460)	SBR	80
Manai <i>et al.</i> , 2017	Tunísia	<i>Scopus</i>	Efluente têxtil	2637 ± 1457	AS	Controle: 75 Com adição das enzimas: 95
Niwa <i>et al.</i> , 2016	Singapura	<i>Scopus</i>	Efluente industrial misto	1356 ± 1061 (260 - 4440)	UASB / MBR	UASB: 39 MBR: 95
Chen; Zhang; Li, 2016	China	<i>Scopus</i>	Efluente de produção de campos petrolíferos altamente poluídas	860	SBR	88
Değermenci <i>et al.</i> , 2016	Turquia	<i>Scopus</i>	Efluente de moinho de azeite	55730 - 91550	JLMBR	93

Sawadogo <i>et al.</i> , 2018	África Occidental	<i>Scopus</i>	Efluente de cervejaria	700 - 10600	<i>Two-stage</i> MBBR / nanofiltração ou eletrodiálise	MBR: 95 NANO 12 bar: 81 NANO 16 bar: 95 ELE: 43
Ghasemian; Abdollahzadeh Sharghi; Davaranah, 2017	Irã	<i>Scopus</i>	Efluente de refinaria de óleo de girassol	946 ± 246	SMBR	73 ± 6,6
Vergine <i>et al.</i> , 2020	Itália	<i>Scopus</i>	Efluente de enlatados e vinícolas	Enlatados: 1000 ± 100 Vinícola: 1900 ± 200	SFD MBR	Enlatados: 94 ± 3 Vinícola: 95 ± 3
Ahmadi <i>et al.</i> , 2016	Irã	<i>Scopus</i>	Efluente de fábricas de refrigerantes	2500	TSSBR / ozonização	Sistema Integrado: 95
Basu <i>et al.</i> , 2016	Índia	<i>Scopus</i>	Efluente de destilaria de melão de alta resistência	40533 ± 5740	PAC-MBR	Sistema Integrado: R1: 40 ± 15 R2: 42 ± 11,3
Alkmim <i>et al.</i> , 2017	Brasil	<i>Scopus</i>	Efluente de refinaria de petróleo	702 ± 554	MBR	81
Moore; Zytner; Chang, 2016	Canadá	<i>Scopus</i>	Efluente de processamento de frutas e vegetais	Planta 1: 1549 ± 474 Planta 2: 7130 ± 1356	MBR / ultrafiltração / UV	Planta 1: 98 ± 0,6 Planta 2: 97 ± 3,5

Cao; Dezotti; Bassin, 2016	Brasil	<i>Scopus</i>	Efluente de indústria de pesticidas	440	<i>Two-stage</i> MBBR / microfiltração / osmose reversa	MBBR: 90
Bakare; Shabangu; Chetty, 2017	África do Sul	<i>ScienceDirect</i>	Efluente de cervejaria	11214	SBR	Reator baixa aeração continua: 90 Reator aeração cíclica: 78
Wang <i>et al.</i> , 2016	China	<i>ScienceDirect</i>	Efluente de indústrias químicas misturadas	982 - 1602	PAC, AS e PAC-AS	AS: 40 PAC: 37 PAC-AS: 64
Pitás <i>et al.</i> , 2020	Hungria	<i>ScienceDirect</i>	Efluente de forno de coque	4145 ± 959	<i>Two-stage</i> MBBR	91
Palani <i>et al.</i> , 2019	Índia	<i>ScienceDirect</i>	Efluente de farmacêuticas	4600 - 4800	IMBBR	98
Abdulgader <i>et</i> <i>al.</i> , 2020	Austrália	<i>ScienceDirect</i>	Efluente de processamento de leite	4000 - 14250	SB-FFBR	98

Fonte: Elaborado pela autora, 2020

ANEXO A – Comparação entre variantes dos sistemas de lodos ativados

Quadro 4 - Comparação entre variantes dos sistemas de lodos ativados

Item	Lodos ativados convencional	Aeração prolongada	UASB – lodos ativados
Idade do lodo	4 a 10 dias	18 a 30 dias	6 a 10 dias
Relação A/M	<ul style="list-style-type: none"> 0,25 a 0,50 KgDBO/dia.kgSSVTA 	<ul style="list-style-type: none"> 0,07 a 0,15 KgDBO/dia.kgSSVTA 	<ul style="list-style-type: none"> 0,25 a 0,4 KgDBO/dia.kgSSVTA
Decantação primária	<ul style="list-style-type: none"> Presente 	<ul style="list-style-type: none"> Ausente 	<ul style="list-style-type: none"> Ausente
Reator UASB	<ul style="list-style-type: none"> Ausente 	<ul style="list-style-type: none"> Ausente 	<ul style="list-style-type: none"> Presente
DBO solúvel efluente	<ul style="list-style-type: none"> Baixa Praticamente desprezível 	<ul style="list-style-type: none"> Bastante baixa Praticamente desprezível 	<ul style="list-style-type: none"> Baixa Praticamente desprezível
DBO em suspensão efluente	<ul style="list-style-type: none"> Depende da sedimentabilidade do lodo e do desempenho do decantador secundário Como a nitrificação deverá ocorrer, caso não haja desnitrificação no reator, a mesma pode ocorrer no decantador secundário, causando ascensão e perda do lodo Decantador secundário sujeito a problemas com bactérias filamentosas e outras deterioradoras das sedimentabilidade 	<ul style="list-style-type: none"> Depende da sedimentabilidade do lodo e do desempenho do decantador secundário A maior carga de sólidos afluente ao decantador secundário exige dimensionamentos mais conservadores destas unidades Caso não haja desnitrificação no reator, a mesma pode ocorrer no decantador secundário, causando ascensão e perda do lodo Decantador secundário sujeito a problemas com bactérias filamentosas e outras deterioradoras das sedimentabilidade 	<ul style="list-style-type: none"> Depende da sedimentabilidade do lodo e do desempenho do decantador secundário Como a nitrificação deverá ocorrer, caso não haja desnitrificação no reator, a mesma pode ocorrer no decantador secundário, causando ascensão e perda do lodo Decantador secundário sujeito a problemas com bactérias filamentosas e outras deterioradoras das sedimentabilidade
Nitrificação	<ul style="list-style-type: none"> Bastante provável, mas sujeita a instabilidade na faixa inferior da idade do lodo especificamente em temperaturas mais baixas Totalmente consistente na faixa superior, a menos que haja problemas 	<ul style="list-style-type: none"> Totalmente consistente, a menos que haja problemas ambientais específicos (ex: tóxicos, falta OD) 	<ul style="list-style-type: none"> Consistente, a menos que haja problemas ambientais específicos (ex: tóxicos, falta OD) A toxicidade as bactérias nitrificantes pelo sulfato efluente do reator UASB é um tópico que merece investigação

	ambientais específicos (ex: tóxicos, falta OD)		
Volume do reator aeróbio (tanque de aeração)	<ul style="list-style-type: none"> Reduzido (tempo de tenção hidráulica da ordem de 6 a 8 h) 	<ul style="list-style-type: none"> Elevado (tempo de tenção hidráulica da ordem de 16 a 24 h) 	<ul style="list-style-type: none"> Bastante reduzido, em virtude da prévia remoção de grande parte da matéria orgânica (tempo de tenção hidráulica da ordem de 3 a 5 h)
Área dos decantadores secundários	<ul style="list-style-type: none"> Reduzida 	<ul style="list-style-type: none"> Elevada, devido a maior carga de sólidos e características de sedimentabilidade do lodo 	<ul style="list-style-type: none"> Mais reduzida, em função da menor carga de sólidos afluente
Requisitos de oxigênio	<ul style="list-style-type: none"> Reduzido, devido a menor respiração pela biomassa e à remoção de DBO na decantação primária 	<ul style="list-style-type: none"> Elevado, por incluir o consumo de oxigênio pela respiração da grande quantidade de biomassa presente pela existência de decantação primária 	<ul style="list-style-type: none"> Mais reduzido, devido a menor respiração da biomassa e a grande remoção de DBO no reator UASB
Requisitos energéticos	<ul style="list-style-type: none"> Reduzido, devido ao baixo consumo de oxigênio 	<ul style="list-style-type: none"> Elevado devido ao elevado consumo de oxigênio 	<ul style="list-style-type: none"> Mais reduzido, devido ao menor consumo de oxigênio
Produção do lodo	<ul style="list-style-type: none"> Elevada, porém diminui com o uso da digestão anaeróbia, tornando-se razoável 	<ul style="list-style-type: none"> Razoável 	<ul style="list-style-type: none"> Baixa, devido ao reator anaeróbio produzir um lodo denso e em baixa quantidade, e ao lodo aeróbio sofrer digestão e adensamento no reator aeróbio
Estabilização do lodo no reator	<ul style="list-style-type: none"> Baixa e insuficiente para encaminhamento a secagem natural (geração de maus odores) 	<ul style="list-style-type: none"> Suficiente e comparável a processo de digestão separada, como a digestão anaeróbia dos lodos 	<ul style="list-style-type: none"> Suficiente e comparável a processo de digestão separada, como a digestão anaeróbia dos lodos
Adensamento do lodo	<ul style="list-style-type: none"> Necessário (principalmente para o lodo secundário) 	<ul style="list-style-type: none"> Pode ser utilizado, mas o adensamento por gravidade não é efetiva. Recomendável adensamento mecanizado 	<ul style="list-style-type: none"> Normalmente desnecessário
Digestão separada do lodo primário	<ul style="list-style-type: none"> Necessária 	<ul style="list-style-type: none"> Inexistente lodo primário 	<ul style="list-style-type: none"> Inexistente lodo primário
Digestão separada do lodo aeróbio	<ul style="list-style-type: none"> Necessária 	<ul style="list-style-type: none"> Desnecessária 	<ul style="list-style-type: none"> O lodo aeróbio é retornado ao reator UASB, onde sofre digestão

Desidratabilidade do lodo	<ul style="list-style-type: none"> Boa desidratabilidade 	<ul style="list-style-type: none"> Desidratabilidade inferior 	<ul style="list-style-type: none"> Ótima desidratabilidade
Estabilidade do processo	<ul style="list-style-type: none"> Maior susceptibilidade a descargas tóxicas que a aeração prolongada 	<ul style="list-style-type: none"> Elevada 	<ul style="list-style-type: none"> Satisfatória, por se compor de duas etapas em série, uma anaeróbia e outra aeróbia
Simplicidade operacional	<ul style="list-style-type: none"> Reduzida 	<ul style="list-style-type: none"> Maior, por não incluir as unidades de decantação primária e digestão por ser um sistema mais robusto e estável 	<ul style="list-style-type: none"> Intermediária, maior complexibilidade no tratamento da fase líquida, mas maior simplicidade do tratamento da fase sólida

Fonte: Adaptado de Von Sperling, 2012