



RAIANE AMANDA NAVES

**AVALIAÇÃO TÉCNICO-FINANCEIRA DE DIFERENTES
CONFIGURAÇÕES DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DA
ÁGUA RESIDUÁRIA DE LATICÍNIOS**

LAVRAS-MG

2019

RAIANE AMANDA NAVES

**AVALIAÇÃO TÉCNICO-FINANCEIRA DE DIFERENTES
CONFIGURAÇÕES DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DA
ÁGUA RESIDUÁRIA DE LATICÍNIOS**

Monografia apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, para a obtenção do título de Bacharel.

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos

Orientador

LAVRAS-MG

2019

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pelo dom da vida e pelas bênçãos recebidas todos os dias. Sou grata aos meus pais Zélio e Delza (em memória) pelo apoio e pelas dificuldades enfrentadas para que eu pudesse mudar de cidade e estudar. À minha irmã Raíssa, obrigada pelo apoio e torcida. Aos meus avós, tios e primos, em especial tia Ledoina, e meus primos Keite, Kely e Aristides agradeço imensamente a torcida e apoio nos momentos difíceis, sem vocês esse sonho não se tornaria realidade. De forma especial agradeço ao meu namorado Alexandre, que ao longo dessa etapa me deu força, apoio, suportou minhas crises de ansiedade e não me deixou desistir em nenhum momento. Agradeço também a todos os meus amigos principalmente à Suélem, Kener (em memória), Flávia, Adriele, Arthur, Lissa, Vitor, Ana (e seus pais João e Márcia), Nelson, Marina, Estevão, Nathila, Marise, Brizza, Estefânia e Alexandra que contribuíram para a minha jornada acadêmica e me deram muitos conselhos, palavras de apoio, puxões de orelha e me proporcionaram muitas risadas. Agradeço também à Universidade Federal de Lavras, ao Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária, aos servidores e professores os quais me ajudaram direta e indiretamente a traçar esse caminho. Ao meu orientador Mateus Matos agradeço por aceitar conduzir meu trabalho, pela paciência, confiança, apoio e conhecimento passado. Enfim,

MUITO OBRIGADA!

Resumo

No Brasil, as indústrias de laticínios têm grande importância econômica, sobretudo no estado de Minas Gerais. Nessa atividade agroindustrial, há geração de grandes volumes de águas residuárias na lavagem de equipamentos, recipientes e interiores de veículos transportadores, descarte de laboratórios de controle de qualidade, e subprodutos da produção de soro, leite, queijo e sorvete. Em função da elevada concentração de matéria orgânica, nutrientes e óleos e graxas, e dos possíveis impactos ambientais negativos da disposição inadequada da água residuária de laticínios (ARL), fez-se um levantamento das principais características do efluente gerado e dos reatores mais utilizados para depuração da ARL. Com base no levantamento bibliográfico, os reatores de tratamento mais avaliados com essa finalidade são os reatores UASB, lodos ativados convencionais, sistemas alagados construídos e filtros biológicos percoladores. De acordo com essas informações, foi realizada a avaliação técnico-financeira da possível implementação das unidades citadas em uma transportadora de leite localizada em Bom Sucesso-MG. Em função dos custos de área, energia e disposição de lodo, o Sistema Alagado Construído foi o mais indicado para a condição.

Palavras chave: Água residuária de laticínios; dimensionamento; custos de construção, operação e manutenção; reatores de tratamento de águas residuárias.

Conteúdo

Introdução geral	1
Artigo 1: Sistemas de tratamento de águas residuárias utilizados no ramo da atividade leiteira: uma revisão	1
1. Introdução	1
2. Características das águas residuárias de laticínios.....	3
3. Sistemas de tratamento de águas residuárias da atividade leiteira	5
3.1. Sistema preliminar: Caixas de gordura e flotores	5
3.2. Reatores anaeróbios.....	6
3.2.1. Reatores anaeróbios.....	6
3.2.2 Reatores aeróbios	7
3.3. Sistemas terciários.....	10
4. Conclusões.....	11
1. Introdução	12
2. Material e Métodos.....	13
2.1. Caracterização da água residuária	13
2.2. Levantamento dos reatores mais utilizados.....	14
2.3. Critérios para dimensionamento.....	15
2.4. Análise técnico-financeira das alternativas de tratamento da água residuária de laticínios ...	16
3. Resultado e discussão	18
3.1. Caracterização da água residuária	18
3.2. Panorama dos reatores mais avaliados	19
3.3. Requerimento de área.....	20
3.4. Análise financeira e atendimento à legislação.....	21
4. Conclusões.....	23
REFERÊNCIAS.....	24

Introdução geral

O presente trabalho foi dividido em dois artigos, sendo o primeiro consistido de uma revisão de literatura e o segunda relacionado a um estudo de caso, no qual foram avaliadas opções para o tratamento da água residuária de uma pequena transportadora de leite. Para essa avaliação, é importante conhecer as características da água residuária de laticínios (ARL) e as unidades de tratamento já avaliadas visto que a produção de leite é um ramo de grande importância na economia mundial, onde o Brasil se destaca.

Apesar dessa grande importância econômica e estratégica, as agroindústrias leiteiras geram um expressivo volume de água residuária a qual, se não for devidamente tratada pode acarretar impactos adversos ao meio ambiente, tais como: aumento da presença de espumas, depleção dos níveis de oxigênio dissolvido (OD), eutrofização dos cursos d'água, proliferação de vetores e exalação de odores, contaminação de águas superficiais com compostos orgânicos emergentes, salinização e selamento superficial de solos, emissão de gases de efeito estufa.

Assim, de acordo com os sistemas mais citados na literatura para depuração da ARL, foi feita uma análise técnico-financeira, a partir da caracterização do efluente e dos custos de construção, operação e manutenção, tendo como base, as condições do município de Bom Sucesso-MG.

Artigo 1: Sistemas de tratamento de águas residuárias utilizados no ramo da atividade leiteira: uma revisão

1. Introdução

A produção de leite é um ramo de grande importância na economia mundial, devido a grande utilização de produtos derivados da atividade agroindustrial. O Brasil se destaca nesse cenário, ocupando a quinta colocação no ranking mundial (IBGE, 2016), tendo a região sudeste como a maior produtora de leite, alavancada pelo estado de Minas Gerais, e seguida pela região sul.

O destaque mineiro na agroindústria brasileira é explicado pelo contexto histórico, visto que foi o primeiro estado a receber uma indústria de laticínios, um pioneirismo tanto no Brasil quanto na América do Sul. Segundo pesquisa realizada em 2018 pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), Minas Gerais foi responsável por cerca de

40% da produção de leite nacional (BRASIL, 2018) abrigando também as maiores e mais modernas empresas do país, tais como Cotochés, Danone e Itambé (INDI, 2017).

Apesar da sua importância econômica e estratégica, a atividade não pode ser realizada sem planejamento e controle da operação, pois essas agroindústrias possuem grande potencial de causar impactos ambientais aos meios físico e biótico. Há grande utilização de água em todo o processo industrial do leite, gerando expressivo volume de água residuária, a qual contém elevada carga orgânica, grande concentração de sólidos e óleos e graxas (O & G), pH com ampla variação de valores, além de altas concentrações de nitrogênio (N) e fósforo (P) (MENDONÇA et al., 2015; MATOS; MATOS, 2017; BAI et al., 2018). De acordo com Nigri et al. (2014), o elevado consumo de energia no processamento industrial do leite também é um importante fator para a geração de impactos ao ambiente.

De acordo com Machado (2002) e Struk-Sokolowska (2018), o volume de água residuária produzido em uma indústria leiteira depende das operações de processamento e limpeza, e da quantidade e tipos de produtos gerados na agroindústria, apresentando grande variação entre as agroindústrias e ao longo do dia. Segundo Matos e Matos (2017), gera-se cerca de 1,0 a 6,0 m³ de água residuária para cada m³ de leite processado em laticínios sem queijaria, e de 4 a 10 m³ m⁻³ para aqueles que possuem. No entanto, essa variação de consumo de água pode ser ainda maior de acordo com os produtos lácteos produzidos e os procedimentos utilizados na agroindústria. Finnegan (2018), por exemplo, apresentou um compilado de informações de onze diferentes trabalhos de literatura, tendo uma faixa de 0,48 a 58,00 L de água por kg de leite processado.

Além do grande consumo de água, a presença de elevadas concentração de contaminantes também causa preocupação. Caso a água residuária de laticínios (ARL) seja lançada no ambiente sem o devido tratamento, pode ser importante fonte de poluição ambiental. Dentre os efeitos, cita-se o aumento da presença de espumas, devido à presença de produtos de limpeza, que pode implicar em aumento da toxicidade à fauna e flora e a redução na intensidade das trocas gasosas do meio líquido com o ar; a depleção dos níveis de oxigênio dissolvido (OD), em função da elevada concentração de DBO; a eutrofização dos cursos d'água; a proliferação de vetores e exalação de odores; a contaminação de águas superficiais com compostos orgânicos emergentes; a salinização e selamento superficial de solos; a emissão de gases de efeito estufa (KOLODZIEJ et al., 2004; RAGHUNATH et al., 2016; MATOS; MATOS, 2017; BAI et al., 2018; MAHATH et al., 2019; OLANO et al., 2019).

Segundo Shete et al. (2013) e Ragghunath et al. (2016), o soro gerado no processamento do leite pode têm potencial poluidor de 60 a 80 vezes maior que o esgoto doméstico, em termos de concentração de matéria orgânica, sendo fundamental conhecer as quantidades geradas e as características da água residuária, de forma a se implementar unidades de tratamento adequadas. Ainda há um vasto campo para conhecimento das informações a respeito das águas residuárias resultantes da produção de queijo e outros produtos lácteos (MILANI; NUTTER; THOMA, 2011; FINNEGAN et. al., 2018).

Diante dos possíveis impactos ambientais que podem ser causados pelo lançamento *in natura* da ARL na natureza, com a realização do presente trabalho objetivou-se realizar uma revisão com as características e os principais sistemas de tratamento de efluente gerados nos laticínios, abordando suas vantagens e desvantagens.

2. Características das águas residuárias de laticínios

A água residuária de laticínios (ARL) é um efluente líquido resultante de atividades desenvolvidas na agroindústria. A ARL é composta por leite, creme, soro, leiteiro e soro da manteiga, produtos químicos de limpeza (detergentes, desinfetantes, lubrificantes, ácidos e bases), essências, condimentos diversos, pedaços de frutas, e água de limpeza de equipamentos, tubulações, pisos e demais instalações da indústria, nas etapas de higienização, descartes e descargas, vazamentos e derramamentos (CHATZIPASCHALI; STAMATIS, 2012; KARADAG et al., 2015; MATOS; MATOS, 2017). Como pode ser observado na Tabela 1, as características da ARL também apresentam grande variação em função de fatores como o volume de leite processado, o tipo de produto produzido e escala de produção, tecnologia e tipos de equipamentos utilizados, práticas de redução da carga poluidora e do volume de efluentes, atitudes de gerenciamento e da direção da indústria em relação às práticas de gestão ambiental, procedimentos de higienização (usando produtos alcalinos ou ácidos), entre outros (SARAIVA et al., 2009a,b; KARADEG, et.al, 2015; MATOS; MATOS, 2017).

Tabela 1. Principais características das águas residuárias de laticínios

Variáveis	Água Residuárias de Laticínios ¹ ***	Laticínios da Zona da Mata ^{2****}	Processamento do leite ³	Soro ³	Sorvete ³	Tanque de resfriamento de leite ⁴	Manteiga ⁵
pH	5,5 - 13,0	5,5-12,0	4,0-7,0	4,5-4,9	5,2-7,0	5,6	12,0
Sólidos Totais (ST) (mg L ⁻¹)	300 - 10.000	5.298-5.350	3.000-7.000	1.350-59.000-	2.700-7.000	570	6,5
Óleos e Graxas (mg L ⁻¹)	260-7.800	735-1.335	NA*	9.400	-	115	2880
DQO (mg L ⁻¹)	600-56.000	918-6.951	5.000-10.000	60.000-68.000	4.900-5.000	702	8930
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	600-20.000	82-4.682	3.000-5.000	7.700-40.000	2.450	403	2420
Nitrogênio (N) (mg L ⁻¹)	35-70	-	20-150	1.120	60	26	NA
Fósforo (P) (mg L ⁻¹)	<10 – 10	-	50-70	500	14	10	NA

Fonte: 1-Matos e Matos (2017); 2- Saraiva et al. (2009b); 3-Karadag et al. (2015); 4- Saraiva et al. (2018); 5 - Carvalho et al. (2013).

* Não analisado (NA); ** Nitrogênio Total Kjeldahl; *** Geral; **** Com produção de leite, queijo, requeijão e iogurte.

3. Sistemas de tratamento de águas residuárias da atividade leiteira

3.1. Sistema preliminar: Caixas de gordura e flotores

O sistema preliminar de estações de tratamento de águas residuárias (ETARs) tem como principal finalidade a remoção de sólidos grosseiros, areia e gorduras. Na ARL, a presença de sólidos grosseiros e de areia está associada às operações de lavagem na plataforma de recepção, enquanto a gordura se dá devido à utilização de detergentes e outros produtos de limpeza ricos em óleos e graxas, além da principal contribuição, que é a proveniente do próprio leite (MENDONÇA et. al., 2015; JORDÃO; PESSOA, 2017).

A importância da remoção desses poluentes da ARL se dá pela redução do risco de assoreamento e do prejuízo à entrada de luz nos corpos hídricos e a geração de odores e aspectos desagradáveis no curso d'água receptor. Já em etapas subsequentes em uma ETAR, a presença de sólidos grosseiros, areia e O & G pode causar obstrução e danos a tubulações e bombas, redução do volume útil e da efetividade do tratamento biológico, razão pela qual, o sucesso na depuração da ARL depende do tratamento preliminar (METCALF; EDDY, 2003; CHERNICHARO et al., 2015; JORDÃO; PESSOA, 2017; VON SPERLING, 2017; WALLACE et al., 2017). De acordo com Machado et al. (2001), as unidades mais encontradas para tratamento preliminar de ARL são as caixas de gordura, desarenadores e/ou flotores.

A caixa de gordura visa separar por diferença de massa específica, os óleos e graxas, que flutam, sendo assim separados do efluente. Dois aspectos importantes para que se tenham elevadas eficiências estão relacionados às dimensões e ao tempo de detenção hidráulica (TDH), que devem ser suficientes para garantir a remoção de O & G (SILVA, 2010; AZIZ et al., 2012; JORDÃO; PESSOA, 2017).

Para contornar o problema do espaço físico demandado para retenção do material gorduroso, pode-se utilizar de caixas de gordura modificadas (BATISTA, 2016) ou uso de flotores, com ou sem a utilização de coagulantes, que também podem auxiliar na remoção de outros poluentes como o fósforo, sorção e uso de enzimas (CAMMOROTA et al., 2013; BRAUN; HILGEMANN, 2014; DAUD et al., 2015; PINTOR et al., 2016; ZYLKA et al., 2018).

3.2. Reatores anaeróbios

3.2.1. Reatores anaeróbios

Como observado na Tabela 1, a ARL é uma água residuária de elevada concentração de matéria orgânica, requerendo a implementação de reatores de elevada eficiência nas ETARs. Na concepção de projetos das ETARs comumente instala-se unidades de tratamento anaeróbios antes dos aeróbios com o intuito de se propiciar a redução da carga orgânica e, conseqüentemente, a necessidade de área e a demanda energética dos reatores subsequentes; a geração de lodo estabilizado; e a possibilidade de se produzir energia a partir do biogás gerado (CARVALHO; PRAZERES; RIVAS, 2013; RAJAGOPAL et al., 2013; CHERNICHARO et al., 2015).

No tratamento anaeróbio da ARL é possível encontrar na literatura, trabalhos relacionados à utilização de reatores UASB (CAMPOS et al., 2004; ELANGO VAN; SEKAR, 2015), lagoas anaeróbias (MCCGRATH; MAISON, 2004), filtros anaeróbios (LIM; FOX, 2011), podendo ser do tipo SBGR (*sludge granular bed reactor*), de leito compactado (BHUYAR; SUKE; DAWANDE, 2015) de leito móvel e fluidizado (KARADAG et al., 2015), magnetizados (DEBOWSKI et al., 2018), entre outros.

Segundo Gavala et al. (1999) e Carvalho, Prazeres e Rivas (2013), o reator UASB possui vantagens que permitem a sua utilização em diferentes condições no tratamento da ARL. No entanto, caso a concentração de DQO seja maior que 42 g L^{-1} (42.000 mg L^{-1}), como pode ocorrer em efluentes do processamento de queijos (com a liberação do soro), passa a ser interessante a utilização de digestores, compartimentados e/ou de agitação constante (GAVALA et al., 1999). Para as demais condições, em função da compatibilidade, possibilidade de geração de energia e elevadas eficiências (CHERNICHARO et al., 2015), o reator UASB é mais indicado para instalação em laticínios de pequeno porte de acordo com metodologia utilizada por Lima et al. (2018).

Para se ter elevado desempenho dos reatores anaeróbios, alguns aspectos são de grande importância e devem ser controlados para se alcançar bons resultados no tratamento da ARL. Karadag et al. (2015), por exemplo, elencaram alguns fatores de projeto e de condições ambientais de influência na capacidade de remoção de poluentes, pH, temperatura, presença de substâncias tóxicas, a carga orgânica volumétrica aplicada, tempo de detenção ou retenção hidráulica (TDH ou TRH), tipo de crescimento microbiano e caso o reator possua, características do meio suporte utilizado. Segundo os mesmos autores, o crescimento microbiano aderido confere aos sistemas maior robustez e resistência ao choque de cargas, em

função do maior desenvolvimento de biofilme nessas condições. Por essa razão, tem-se investigado a granulação da biomassa em reatores anaeróbios (CHONG et al., 2012) ou a adição de biomassa previamente floculada (NADAIS et al., 2005), que poderia contrapor o crescimento aderido, permitindo alcançar elevadas eficiências em uma menor área, já que não haveria espaço ocupado pelo meio suporte inerte.

Ainda segundo Karadag et al. (2015), em função da influência do pH, no crescimento microbiano (associado à área superficial específica) e na capacidade de sorção de poluentes, materiais como conchas do mar, carvão vegetal, materiais plásticos, cerâmica, vidro sintetizado, tijolos de fogo, pedras naturais (calcário, por exemplo), cascalho, pedra-pomes, argila e agregados rochosos já foram avaliados em filtros tratando ARL. A escolha do meio suporte pode elevar o desempenho das unidades e resultar em economia de área, razão pela qual diferentes tipos de meio suporte têm sido testados.

3.2.2 Reatores aeróbios

Somente o tratamento anaeróbio não é capaz de tornar a água residuária passível de lançamento no curso d'água, razão pela qual é necessária a presença de uma etapa de tratamento posterior. Nessa fase do tratamento da ARL, denominado tratamento secundário aeróbio, encontra-se na literatura, uma maior variedade de concepções e configurações em relação ao sistema anaeróbio, podendo citar os lodos ativados, lagoas de estabilização, filtros biológicos, sistemas alagados construídos, dentre outros.

Dada a introdução de oxigênio por meio de aeradores ou difusores, a utilização de lodos ativados permite alcançar elevadas eficiências com redução da demanda de área (VON SPERLING, 2014), razão pela qual encontram-se diferentes trabalhos com a avaliação das condições ótimas de operação (RIVAS et al., 2010; RIVAS et al., 2011; DEBOWSKI et al., 2014). Por outro lado, os sistemas convencionais de tratamento podem ser onerosos para adoção em quaisquer condições, além de poderem não alcançar elevadas eficiências de remoção de nutrientes (RIVAS et al., 2011; MENDONÇA et al., 2012; QUEIROZ et al., 2017). Além dos lodos ativados, outras unidades providas de aeração artificial como filtros (LIM; FOX, 2011) e lagoas aeradas (LIMA et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2014) também já foram testados no tratamento da ARL.

De acordo com Zylka et al (2018), é possível substituir lodos ativados por filtros biológicos percoladores (FBP), reatores mais econômicos e de mais fácil operação, em laticínios de menor porte, mantendo a efetividade do tratamento. No entanto, é importante que haja um adequado sistema preliminar para que se evite a precoce colmatação do filtro. Zylka

et al. (2018), por exemplo, utilizaram a flotação por ar dissolvido (FAD) para reduzir o aporte de sólidos e óleos e graxas ao FBP. Além disso, em filtros biológicos, é possível coexistir condições aeróbias, anaeróbias e anóxicas, favorecendo a existência de diferentes rotas de remoção de poluentes (TAO et al., 2012). Porém ainda assim, como discutido em relação ao sistema convencional, pode ser necessário empregar unidades de pós-tratamento para complementação da remoção de nutrientes (AZIZ; ALI, 2017).

No quesito simplicidade de construção, operação e manutenção, os sistemas alagados construídos (SACs) se destacam. Além dessas vantagens, os SACs proporcionam elevadas eficiências de remoção de poluentes, com destaque para os nutrientes; harmonia paisagística e geração de massa verde, que pode ser utilizada para alimentação do gado leiteiro, adubação verde ou geração de energia (PELISSARI et al., 2012; PELISSARI et al., 2014; MATOS; MATOS, 2017; AVELLÁN; GREMILLION, 2019). Pelos motivos descritos, muitos trabalhos avaliaram o emprego de SACs no tratamento da ARL.

Assim como é possível variar o meio suporte, como descrito para os filtros, também pode-se avaliar diferentes espécies vegetais e as cargas orgânicas aplicadas, para se chegar nas condições de melhor desempenho para remoção de poluentes presentes na ARL. Os SACs estão apresentados dentre os sistemas aeróbios, pois apesar de terem predomínio de zonas anaeróbias e anóxicas em algumas das configurações, também apresentam trechos com elevado potencial redox, além de favorecerem elevadas remoções de nutrientes, o que os reatores anaeróbios não alcançam. Assim são consideradas unidades de tratamento secundário/terciário (KADLEC; WALLACE, 2009).

Queiroz et al. (2017) avaliaram macrófitas aquáticas nativas, como erva-de-bicho (*Polygonum sp.*) e aguapé (*Eichhornia paniculata*) cultivados em Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Superficial (SACs-ES), demonstrando serem capazes de reduzir a carga orgânica da ARL. Porém, a principal contribuição da presença de plantas não é a remoção de DBO e DQO, e sim a redução da presença de nutrientes, tendo uma vantagem adicional em relação aos sistemas convencionais (MENDONÇA et al, 2012; MENDONÇA; RIBEIRO; NOGUEIRA, 2016). Dessa forma, a escolha da espécie vegetal cultivada nos SACs é de grande importância.

Como as plantas têm capacidade limitada de absorção de nutrientes, a carga aplicada e o tempo de detenção hidráulica (TDH) são parâmetros de projeto essenciais para se ter elevada eficiência de remoção. Nesse contexto, Matos et al. (2010) constataram que a partir da carga orgânica de $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO, houve redução do desempenho dos SACs-EHSS no tratamento da ARL.

Sabe-se ainda que os SACs possuem maior potencial de remoção em maiores temperaturas, quando há maior crescimento das espécies vegetais e maior metabolismo microbiano (STEFANAKIS; TSIHRINTZIS, 2012). Porém mesmo que em condições adversas com temperaturas inferiores a 8,0 °C na China, SACs preenchidos com areia ou com misturas de areia, conglomerados aluvial (pedra de rios) e cinzas avaliados por Zhang et al. (2017), foram efetivos na remoção de poluentes da ARL. Os autores utilizaram plantas típicas (caniço) de áreas alagadas assim como Idris et al. (2012), (cana-do-reino e caniço) e Adhikari, Harrigan e Reinhold (2015) (lemnáceas), que tem demonstrado menor capacidade de extração de nutrientes e potencial de aproveitamento da biomassa vegetal, em relação aos capins (FIA et al., 2011).

Além das espécies vegetais, a escolha adequada do meio suporte também pode favorecer o aumento na remoção de poluentes (HEALY; FLYNN, 2011). Lee et al. (2010), por exemplo, utilizaram escória de alto forno e obtiveram resultados promissores na remoção de fósforo (P). Adera et al. (2018) testaram variações no sentido de escoamento, na adição suplementar de ar e uso de escória de alto forno, resultando em elevação da capacidade de remoção de P e *E. coli* na utilização da mídia reativa (meio suporte).

De acordo com Rajan, Sudarsan e Nithiyantham (2018), a mídia não influencia apenas na capacidade de sorção, porém também proporciona alterações na comunidade microbiana presente em SACs, o que resulta em maiores eficiências de remoção. Por esse motivo, Saraiva et al. (2018) e Saraiva, Matos e Matos (2019) observaram haver influência do tipo de meio suporte e do arranjo das espécies vegetais no tratamento da água residuária proveniente da lavagem de tanques de resfriamento de leite.

A redução das concentrações de nutrientes e compostos de difícil remoção podem ser considerados objetivos do tratamento terciário (que será discutido a seguir), assim em função dessa capacidade, em muitas das configurações e estações, os SACs são colocadas após um reator aeróbio. Dabowski et al. (2018) empregaram os SACs após tanques aerados, alcançando redução de 58% do N da ARL que seriam descartados no meio ambiente. Já Cai et al. (2012) verificaram o potencial dos SACs na remoção de hormônios presentes na ARL.

Se a ARL possui nutrientes e as plantas conseguem extraí-los, gerando biomassa que pode ser aproveitada como fonte de energia, o mesmo pode ser feito em lagoas para produção de algas (QIN et al., 2014; DZIOSA; MAKOWSKA, 2017). Qin et al. (2016), por exemplo, alcançaram remoções em torno de 60% de DQO e 90% de fósforo, com elevada produção de biomassa diária, passível de ser convertida a biodiesel. A energia produzida em sistemas de tratamento também pode ser advinda da diferença de potencial redox dentro dos reatores ou

entre reatores, sendo denominadas células de combustível microbiana (MOHAN et al., 2010; MANSOORIAN et al., 2016).

Silva et al. (2012), além de variar o tipo de meio suporte (espuma ou garrafa pet), ainda introduziram fungos, o que permitiu aumentar a eficiência de remoção de matéria orgânica, porém não de nutrientes. A adição de microrganismos também foi avaliada por Daverey e Pakshirajan (2011) e Porwal, Mane e Velhal (2015) com intuito de servir como pré-tratamento, facilitando as demais etapas do tratamento biológico.

Outros pesquisadores já fizeram o uso direto de enzimas na quebra do material lipídico e do material orgânico presente na água residuária de laticínios. Adulkar e Rathod (2014) empregaram enzimas e o uso de ultrassom, reduzindo o TDH necessário para o tratamento secundário. Mais exemplos podem ser encontrados em Mendes et al. (2010), Cammarota et al. (2013), Thakrar e Singh (2019)

3.3. Sistemas terciários

Os tratamentos terciários de efluentes consistem em técnicas para a retirada de poluentes remanescentes das outras etapas como: matéria orgânica, compostos não biodegradáveis, nutrientes, patógenos e metais pesados.

Apesar de não ser recorrente a identificação da presença de organismos patogênicos na ARL, a desinfecção do efluente é avaliada na literatura por meio da utilização de ozônio (MARTINS; QUINTA-FERREIRA, 2014; VARGA; SZIGETI, 2017), de radiação UV (AFSHARNIA et al., 2018), de cloro (AKHLAGHI et al., 2018), emprego de coquetel de microrganismos (CORPAS; HERRERA, 2012), processos oxidativos fotocatalítico (ABREU et al., 2013) e reações fenton associado com eletrocoagulação (BRUGUERA-CASAMADA et al., 2019). As membranas utilizadas e citadas por Andrade et al. (2014), Galvão e Gomes (2015) e Wang e Serventi (2019) também atuam tanto no sentido de remoção de patógenos quanto de remoção de íons e outros compostos orgânicos. Em Ghezzehei, Sarkhot e Berhe (2014) e Slarov (2017), encontra-se outros tipos de tratamento citados como o uso de biocarvão, a coagulação e a aeração, além das vantagens e desvantagens de algumas das alternativas citadas.

A utilização dessas técnicas eleva os custos do tratamento, no entanto, torna o efluente passível de lançamento no corpo receptor, opção escolhida pela maior parte dos laticínios para disposição da ARL. Por outro lado, a fertirrigação aproveitando a ARL tem ganhado espaço pouco a pouco, pelo menor nível de exigência de tratamento e por propiciar melhoria dos atributos do solo. É recomendável que se faça a remoção de sólidos de maior granulometria e

os óleos e graxas (O & G) de forma a evitar o selamento superficial da superfície do solo e entupimento dos emissores (MACAN et al., 2017). Além disso, é importante que aplicação ocorra com base na necessidade nutricional das culturas, evitando a contaminação do meio (MATOS; MATOS, 2017).

Como resultado positivo da aplicação do efluente no solo, pode-se citar os trabalhos de Lima et al. (2013) e Oliveira et al. (2014) que observaram aumento das concentrações de íons e elevação do pH dos solos após a fertirrigação com a ARL, indicando um potencial de fertilização do solo e redução da acidez.

Dependendo do nível de tratamento, que só pode ser alcançado com uso de membranas (nanofiltração), pode haver também uso da água para aproveitamento dentro da própria indústria. Segundo avaliação de Andrade et al. (2015), esse reúso de água seria viável economicamente, podendo ser uma solução para redução do consumo de água potável e dos impactos ambientais.

Por fim, pode-se citar o aproveitamento do soro, que pode ser utilizado na alimentação animal, na fabricação de iogurtes e de outros produtos lácteos. A sua fermentação pode gerar biomassa para geração energética e ser utilizado como fertilizante (SOARES et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2012), o que reduziria o potencial de contaminação do ambiente.

4. Conclusões

Com base na revisão realizada foi possível concluir que:

- A seleção da configuração ideal para o tratamento de água residuária depende das suas características, do seu destino final, cumprimento das legislações (COPAM 01 e CONAMA 357) , área disponível e dos custos;
- No sistema preliminar do tratamento de ARL as caixas de gordura e flotores são extremamente importantes para a remoção de sólidos grosseiros, areia e gordura e para as demais etapas do tratamento da água residuária;
- Ainda há muitas lacunas no conhecimento em relação às configurações mais adequadas para o tratamento de águas residuárias de laticínios. Muitas pesquisas têm sido conduzidas com filtros biológicos, reatores UASB e sistemas alagados construídos.

Artigo 2: Análise técnico financeira dos principais sistemas de tratamento de água residuária de laticínios.

1. Introdução

A Indústria de laticínios é uma atividade de grande importância na economia mundial, havendo grande destaque do Brasil nesse cenário. Parte da explicação passa pela grande disponibilidade de área para criação de animais, os baixos custos de produção e a alta disponibilidade de água. Em 2017, estima-se que foram produzidos 35,1 bilhões de litros de leite (EMBRAPA, 2018), sendo a região sudeste responsável por aproximadamente 40% da produção (MAPA, 2018).

Dado o grande consumo de água e a elevada quantidade que é revertida em água residuária, que apresenta alta concentração de poluentes, as agroindústrias devem ser dotadas de estações de tratamento, visando a redução dos impactos ambientais negativos do retorno da água ao meio ambiente (SARAIVA et al., 2009a; RAGHUNATH, B. V. et al, 2016; MATOS; MATOS, 2017; STRUK-SOKOLOWSKA, 2018). Na agroindústria, a água residuária pode ser gerada na limpeza, sendo comum a utilização de detergentes, bases, ácidos e desinfetantes; no processamento do leite e derivados, havendo presença de essências, condimentos diversos, pedaços de frutas, e água de limpeza de equipamentos, tubulações, pisos e demais instalações da indústria, nas etapas de higienização, descartes e descargas, vazamentos e derramamentos, o que faz com que haja grande variação das características da água residuária (CHATZIPASCHALI; STAMATIS, 2012; KARADAG et al., 2015; MATOS; MATOS, 2017). De acordo com o tipo e quantidade de produto produzido, operações de processamento e limpeza (STRUK-SOKOLOWSKA, 2018), produz-se águas residuárias de laticínios (ARL) bastante diversas.

Em Saraiva et al. (2009b), Carvalho et al. (2013), Karadag et al. (2015), Matos e Matos (2017) e Saraiva et al. (2018), é possível encontrar a caracterização de diferentes tipos de efluentes provenientes desse setor agroindustrial, como o soro, a água de processamento do leite, a manteiga, a água de resfriamento de caldeiras e a mistura dessas águas residuárias. Porém, ainda há muito que se conhecer sobre essas águas residuárias e sobre as nuances do tratamento (MILANI; NUTTER; THOMA, 2011; FINNEGAN et. al., 2018), sobretudo sobre a água residuária da lavagem de caminhão transportador de leite, um efluente pouco explorado.

Para depuração dessas águas residuárias, pode-se encontrar relatos de pesquisas com reatores UASB (CAMPOS et al., 2004; ELANGOVA; SEKAR, 2015), filtros anaeróbios (SOUZA et al., 2019), lodos ativados e filtros biológicos percoladores (ORWAL; MANE; VELHAL 2015); REGINATTO, et al, 2010), filtros aerados (LIM; FOX, 2011) e lagoas aeradas (LIMA et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2014). Porém, os sistemas convencionais de

tratamento podem ser onerosos para adoção em quaisquer condições, como para agroindústrias de pequeno porte, além de poderem não alcançar elevadas eficiências de remoção de nutrientes (RIVAS et al., 2011; MENDONÇA et al., 2012; QUEIROZ et al., 2017).

Neste contexto, surgem sistemas semelhantes a sistemas naturais, como os sistemas alagados construídos (SACs) que são unidades de reconhecida capacidade de tratamento de ARL, e que ainda apresentam baixos custos de construção e operação, composição de harmonia paisagística e geração de massa verde, que pode ser utilizada para alimentação do gado leiteiro, adubação verde ou geração de energia (PELISSARI et al., 2012; PELISSARI et al., 2014; MENDONÇA; RIBEIRO; NOGUEIRA, 2016; MATOS; MATOS, 2017; SARAIVA et al., 2018; AVELLÁN; GREMILLION, 2019).

Na escolha da composição de um sistema de tratamento, além dos custos de operação e manutenção, nos quais estão embutidos os custos com energia elétrica e mão-de-obra, deve-se avaliar também a área demandada, os gastos com disposição de lodo da opção considerada, além da eficiência desejada e das características da água residuária. Tentando relacionar todos esses fatores, Lima et al. (2018) e Oliveira (2018) fizeram simulações indicando reatores mais adequados para instalação em determinadas condições. Essa medida torna-se importante por fornecer alternativas para adoção em pequenas comunidades e empreendimentos, favorecendo o aumento do atendimento e dos níveis de tratamento de águas residuárias, reduzindo os impactos ambientais negativos causados no meio físico.

Assim, com a realização do presente trabalho objetivou-se realizar uma análise técnico-financeira de tecnologias convencionais e alternativas para o tratamento da água residuária advinda da lavagem de caminhão transportador de leite, de uma pequena agroindústria.

2. Material e Métodos

2.1. Caracterização da água residuária

O laticínio apresentado neste trabalho se localiza na cidade de Bom Sucesso -MG com coordenadas geográficas 21°01'59''S e 44°45'29''W. A agroindústria recebe em média 103 m³ de leite por dia, não havendo, no entanto, controle da vazão gerada de água residuária. Utilizando como referência, os valores propostos por Matos e Matos (2017) (3,25 m³ de ARL por m³ de leite processado), a estimativa é de que haja a produção de um volume diário de

334 m³ de água residuária, proveniente da lavagem do pátio dos caminhões transportadores de leite.

O efluente produzido no empreendimento é direcionado para um tanque onde fica armazenado por um período de tempo aproximado de 4 horas (até o tanque encher), com posterior lançamento no corpo receptor, o rio Pirapitinga, condição imprópria, diante da elevada carga de poluentes.

Visando propor soluções para mitigação da contaminação do curso d'água, favorecendo a adoção de medidas de gestão ambiental à agroindústria, fez-se a caracterização da água residuária gerada na lavagem dos caminhões de transporte de leite. Em três campanhas de coleta, separadas com intervalo de duas semanas cada, ocorrendo sempre às segundas-feiras (às 6 h) nos meses de outubro, novembro e dezembro de 2018, amostrou-se o efluente em frascos plásticos de 6,0 L.

As amostras foram encaminhadas para três diferentes laboratórios para caracterização da água residuária de laticínios (ARL): o Laboratório de Controle da Qualidade do próprio Laticínios, para análises de pH, Condutividade Elétrica (CE), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Sólidos Totais (ST), seguindo as metodologias de leitura direta em peagâmetro e condutivímetro, Winkler e gravimetria, respectivamente; Laboratório de Análises de Água do Departamento de Engenharia (LAADEG) da Universidade Federal de Lavras (UFLA), onde determinou-se as concentrações da Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e Fósforo Total (P), pelos métodos de Refluxo fechado titulométrico, Kjeldahl e do ácido ascórbico (colorimétrico); e de Fertilidade do Solo do Departamento de Ciências do Solo (DCS), para análises de potássio (K), sódio (Na), cálcio (Ca) e Magnésio (Mg), por fotometria. Para realização de todas as análises, seguiu-se a metodologia descrita no *Standard Methods* (APHA, 2012).

2.2. Levantamento dos reatores mais utilizados.

Após a caracterização da água residuária é necessário avaliar opções para depura-la. Para escolha dos reatores analisados de forma técnica e financeira, fez-se o levantamento dos reatores mais utilizados para o tratamento de ARL. A busca foi realizada na base de dados do *Web of Science*, *Scopus* e no Periódicos da Capes, utilizando o filtro para os anos 2012-2019, tendo as palavras-chave para refinamento "água residuária de laticínios"; "tratamento de águas residuárias de laticínios"; "efluente industrial"; "reatores aeróbios"; "reatores anaeróbios", totalizando 367 trabalhos.

2.3. Critérios para dimensionamento

Definido os reatores, segundo o critério daqueles que apareciam no maior número de trabalhos, fez-se o levantamento da área demandada para cada unidade de tratamento, tendo como base os padrões para lançamento no curso d'água, (resolução COPAM 01/2008) e os critérios para dimensionamento presente em Chernicharo (1997), von Sperling (2012) e Matos e Matos (2017), para reatores UASB, lodos ativados convencional (LAC), Filtro Biológico Percolador (FBP) e Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs).

Para dimensionamento do reator UASB, utilizou-se os critério da carga hidráulica volumétrica (CHV) e da carga orgânica volumétrica (COV), conforme apresentado em Chernicharo (2007), adotando os valores de $2,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $3,0 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ (CHERNICHARO,1997;JODÃO, PESSOA,2007), respectivamente para a CHV e a COV, e a altura de 3,5 m do reator.

Na avaliação da área demandada do FBP, escolheu-se dimensionar o de alta carga visto que este é o mais utilizado em indústrias de laticínios (ZILKA, et.a.,2018). Para esse fim, utilizou-se o critério da taxa de aplicação hidráulica (TAH), e de COV, adotando valores de $25 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e de $0,75 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, respectivamente, tendo a mesma altura da adotada para o reator UASB.

Para retenção dos sólidos desprendidos do FBP, foi também dimensionado o decantador secundário, adotando a TAH de $24 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e taxa de aplicação de sólidos (TAS) de $120 \text{ kgSST m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e coeficiente de produção celular (Y) de 0,80 kgSSV por kg de DBO removida por dia (GONÇALVES et al., 2001; VON SPERLING, 2012). No cálculo da área, foi considerada a eficiência de remoção de 85% de DBO, como é o padrão para lançamento para águas residuárias não domésticas (MINAS GERAIS, 2008). Para simplificação, a área do decantador primário foi considerada como igual ao do decantador secundário, já que o critério hidráulico foi aquele que definiu as dimensões da unidade a ser instalada após o FBP.

Por ser uma unidade de tratamento relativamente nova no Brasil, os SACS não existem normas e consenso para o seu dimensionamento no país. Pode-se encontrar como referência, um boletim lançado por von Sperling e Sezerino (2018), no qual são apresentadas algumas diretrizes para a concepção dos reatores. No presente trabalho, utilizou-se os critérios presentes em Matos e Matos (2017), adotando a taxa superficial de $450 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

Assim como para o FBP, no dimensionamento dos lodos ativados convencional (LAC), também fez-se o dimensionamento de decantadores primário, com base no critério hidráulico, e secundário, tendo considerações de razão de recirculação (R) igual a 0,5,

concentração de sólidos voláteis (X_v) de 2250 gSSV m^{-3} , relação SV/ST (sólidos voláteis/sólidos totais) de 0,8, TAH de 24 $m^3 m^{-2} d^{-1}$ e TAS de 120 kgSST $m^{-2} d^{-1}$. Para obtenção da área demanda para o tanque de aeração, considerou-se ainda $Y = 0,6$ kgSSV por kgDBO removida por dia, fração biodegradável (f_b) de 0,72 d^{-1} , $K_d = 0,08 d^{-1}$, tempo de retenção celular (θ_c) de 5 d e eficiência de remoção de DBO de 85% (VON SPERLING, 2012).

Todas as equações utilizadas no dimensionamento estão apresentadas no Anexo.

2.4. Análise técnico-financeira das alternativas de tratamento da água residuária de laticínios

Na Tabela 2, estão apresentados os valores típicos de eficiência de remoção de DBO, DQO, N e P, segundo von Sperling (2017), para tratamento de esgoto doméstico. A utilização da referência que considera as eficiências para esgoto doméstico se justifica pelo fato de não haver na literatura, tabelas para valores comumente encontrados para remoção de poluentes da ARL. Assim, para que se possa avaliar o atendimento do padrão de lançamento, ponderou-se de acordo com a Tabela 2.

Apesar da referência não ser para a ARL, as eficiências serão consideradas para avaliação do atendimento.

Tabela 2. Valores típicos de eficiência das unidades de tratamento de esgotos domésticos

Unidade	DBO (%)	DQO (%)	N (%)	P (%)
UASB	60-75	55-70	<60	<35
SAC-EHSS	80-90	75-85	<60	<30
LAC	85-93	80-90	<60	<35
FBP	80-90	70-87	<60	<35

Fonte: von Sperling (2017).

Na realidade de uma empresa, um aspecto fundamental para adoção do sistema de tratamento está relacionado com os custos da opção escolhida. Dessa forma, além de se fazer a análise técnica (de eficiência para lançamento), deve-se verificar os aspectos financeiros da alternativa. Para essa avaliação, utilizou-se valores da geração de lodo desidratado e de potência consumida presente em von Sperling (2017). Para utilização dos valores, fez-se o cálculo do equivalente populacional da ARL avaliada, empregando o valor de 54 gDBO $hab^{-1} d^{-1}$ (VON SPERLING, 2017).

Tabela 3. Valores médios de volume de lodo gerado e potência consumida.

Unidade	Lodo desidratado (L hab⁻¹ d⁻¹)	Potência consumida (kWh hab⁻¹ ano⁻¹)
UASB	10 - 35	0
SAC-EHSS	-	0
LAC	35 - 90	18 – 26
FBP	35 - 80	0

Fonte: von Sperling (2017).

Como mais elementos de comparação, levou-se em conta os custos do metro quadrado de terreno presentes (terra nua) no Instituto de Colonização e Reforma Agrária (INCRA, 2019) e EMATER (EMATER, 2019); o preço da energia elétrica (R\$ kWh⁻¹), consultando o site da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2019) para valores de 2018 para cada estado; e da disposição do lodo gerado no processo de tratamento, apresentados em Andreoli et al. (2014). É importante destacar que o custo da terra nua pode variar de acordo com sua localização, uso, produtividade, disponibilidade e proprietário, de forma a se encontrar valores diferentes em um mesmo município (TSAGARAKIS, 2003).

No cálculo dos custos da energia elétrica, considerou-se os valores médios (R\$ 0,54 kWh⁻¹), mínimos (R\$ 0,49, kWh⁻¹) e máximos (R\$ 0,56 kWh⁻¹) apresentados para Minas Gerais. Enquanto na disposição final do lodo, utilizou o custo para disposição final em aterros sanitários, o qual varia entre US\$ 20 a US\$60 por tonelada de lodo desaguado. Por margem de segurança, considerou-se o custo máximo proposto pelo autor de US\$ 60, ou seja, R\$ 232,80, por tonelada de lodo – valor convertido pela razão de US\$1,00 = R\$3,88. Já para converter os valores do lodo gerado pelas unidades de tratamento propostos por von Sperling (2017) considerou-se a massa específica do lodo desaguado de 1100 kg m³ (ANDREOLI et al., 2014).

Em von Sperling (2017), ainda há uma avaliação qualitativa das alternativas de tratamento de águas residuárias, levando em conta a eficiência, aspectos operacionais, problemas ambientais, atribuindo "notas" para cada um dos requisitos, sendo uma forma de avaliação comparativa dos reatores (Tabela 4).

Tabela 4. Avaliação qualitativa dos sistemas de tratamento.

Sistema	Eficiência *	Economia*	Aspectos operacionais***	Problemas ambientais****	Somatório o
UASB	6	22	20	15	63
SAC-					
EHSS	9	18	24	14	65
LAC	8	10	21	10	49
FBP	8	13	24	15	60

* Somatório das pontuações atribuídas para eficiência de remoção de DBO, nutrientes e coliformes; ** Somatório dos requisitos de área e energia, custos de implantação, operação e do tratamento dos subprodutos gerados;

*** Somatório da capacidade de resistência a variações nas características do esgoto, confiabilidade, simplicidade operacional e independência de fatores ambientais;

**** Somatório dos maus odores, ruídos, aerossóis e insetos e vermes.

Fonte: von Sperling (2017).

3. Resultado e discussão

3.1. Caracterização da água residuária

Na Tabela 5, estão apresentados os resultados das análises de caracterização da água residuária.

Tabela 5. Caracterização da Água Residuária de Lavagem dos caminhões transportadores de leite da agroindústria

Variáveis	Unidades	1 ^a Análise	2 ^a Análise	3 ^a Análise	Média
Ph	-	7,900	7,520	7,760	7,727
Condutividade elétrica (CE)	$\mu\text{S cm}^{-1}$	437,400	400,500	417,150	418,350
óleos e graxas (O&G)	mg/L^{-1}	73,000	76,500	72,300	73,933
DBO ₅ ^{20°C}	mg/L^{-1}	2,300	2,540	2,280	2,373
DQO	mg/L^{-1}	3,700	3,820	3,670	3,730
Sólidos Totais (ST)	mg/L^{-1}	17,300	16,600	17,100	17,000
Nitrogênio (NTK)	mg/L^{-1}	0,110	0,131	0,112	0,118
Fósforo (P)	mg/L^{-1}	0,021	0,018	0,020	0,020
Potássio (K)	mg/L^{-1}	0,010	0,014	0,011	0,012
Sódio (Na)	mg/L^{-1}	0,205	0,213	0,207	0,208
Cálcio (Ca)	mg/L^{-1}	0,124	0,170	0,133	0,142
Magnésio (Mg)	mg/L^{-1}	0,041	0,031	0,038	0,037

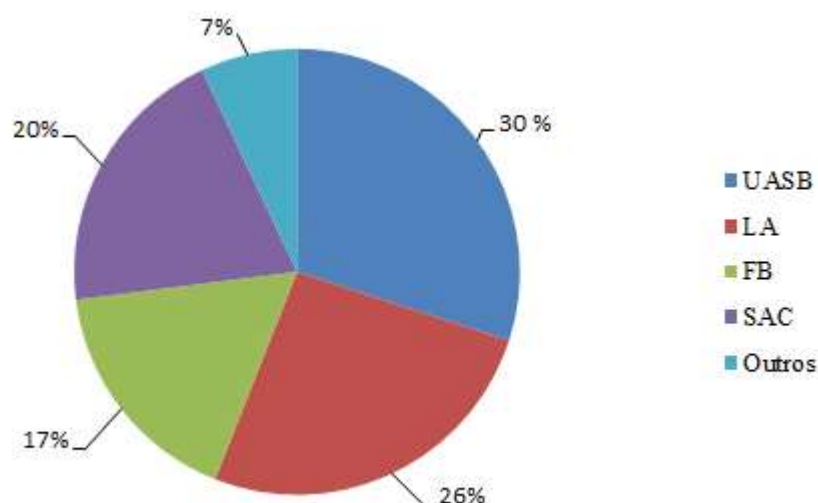
Fonte: Do Autor

Com base na Tabela 5, verifica-se que a água residuária apresenta características típicas de ARL proveniente do processamento de leite (KARADAG et al., 2015; MATOS; MATOS, 2017), com exceção das concentrações de O & G, bastante elevadas. Tendo como referência, os valores apresentados também em Saraiva et al. (2009b, 2018) e Carvalho et al. (2013), argumenta-se que pode haver grande depósitos de gorduras no compartimento de transporte do caminhão, o que poderia justificar as altas concentrações (relativas) de Ca e Mg. Ainda com ressalvas pode-se dizer que a limpeza é feita com detergente e hidróxido de sódio, explicando o pH alcalino e as presenças de Na e P.

3.2. Panorama dos reatores mais avaliados

Através das bases de dados utilizadas, foi possível fazer um levantamento dos trabalhos científicos voltados ao tratamento da ARL. Dos 367 trabalhos encontrados, foi possível dividi-los. A partir dessa divisão gerou-se a Figura 1

Figura 1. Unidades de tratamento mais encontradas na literatura para depuração de águas residuárias de laticínios.



Fonte: Do Autor

Como se pode observar no gráfico, o reator UASB é o mais utilizado nas agroindústrias leiteiras, dentre os motivos dessa liderança pode-se citar a pequena área requerida para sua construção, os baixos custos de energia, eficiência satisfatória na remoção de DBO e DQO. No entanto, somente essa unidade não permite alcançar a eficiência desejável para lançamento, e necessita de grande tempo para partida do inóculo (CHERNICHARO et al., 2015). Em Minas Gerais, os reatores UASB e análogos (RAFA, RALF, entre outros denominações) também são os mais encontrados para tratamento de

esgotos domésticos (como única etapa de tratamento biológico) como observado por Pereira (2018). Sendo o estado destaque na produção leiteira, a adoção para depuração do efluente sanitário pode ter influenciado a utilização no tratamento do efluente da agroindústria. Além disso, deve-se ressaltar que por vezes, o reator UASB é utilizado como pré-tratamento dos reatores aeróbios

Em segundo lugar, vem os LA os quais também não demandam grandes áreas. Possuem boa eficiência de remoção de poluentes porém, o alto custo de implantação e operação, alto grau de mecanização, operação sofisticada e maior consumo de energia elétrica naqueles que necessitam de aeração, inviabilizam a sua adoção para laticínios (VON SPERLING, 2012; VON SPERLING; SALAZAR, 2013; OLIVEIRA, 2018).

Em contrapartida, os SACs possuem vantagens como o baixo custo de implantação e operação, pouca necessidade de mecanização no processo, a baixa exigência de manutenção e a alta eficiência na remoção de DBO e nutrientes em solução gerando grande interesse pelos pesquisadores, sobretudo para pequenas instalações ou agroindústrias como grande disponibilidade de área (MATOS;MATOS, 2017).

De acordo com Zylka et al (2018), é possível substituir lodos ativados por filtros biológicos percoladores (FBP), reatores mais econômicos e de mais fácil operação, em laticínios de menor porte, mantendo a efetividade do tratamento. Em função dessas vantagens comparativas, o FBP é o quarto mais citado dentre as unidades utilizadas para tratamento da ARL.

Os demais 7% compreendem unidades que ainda não ganharam muita ênfase nessas indústrias tais como: fertirrigação (RODRIGUES,et.al, 2011), lagoas anaeróbias (MCCGRATH; MAISON, 2004), lagoas aeradas (LIMA et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2014), filtros anaeróbios (BHUYAR; SUKE; DAWANDE, 2015; KARADAG et al., 2015), dentre outros.

3.3. Requerimento de área

Na Tabela 6, está apresentada a demanda de área para os quatro reatores mais citados na literatura para tratamento da ARL.

Tabela 6. Demanda de área para cada unidade de tratamento para depuração da água residuária e atendimento da legislação.

Sistema	Área demandada (m ²)	Decantador primário (m ²)	Decantador secundário (m ²)	Área Total
UASB	416	-	-	416
SAC	17.600	-	-	17.600
LAC	697	14	14	725
FBP	793	14	14	821

Fonte: von Sperling (2017)

Assim como esperado e apresentado em von Sperling (2017), reatores demandam menores áreas do que sistemas aeróbios; pela aeração, lodos ativados são mais compactos que FBP, e os SACs são aqueles que demandam as maiores áreas. Por essa razão, tem-se procurado opções para alcançar o aumento da eficiência dos SACs, permitindo a redução da demanda de área e, assim, favorecendo a adoção em um maior número de agroindústrias e residências (ILYAS; MASIH, 2017).

3.4. Análise financeira e atendimento à legislação

Nas Tabelas 7 e 8, estão apresentadas projeções de custos associadas ao preço do metro quadrado, demanda energética e disposição do lodo em aterros sanitários.

Tabela 7. Projeções de custos totais para aquisição de área, para custeio da demanda energética e para disposição do lodo seco em aterros sanitários, em diferentes cenários, considerando equivalente populacional de 14686 habitantes (equivalente populacional da ARL), para custo de área de R\$ 0,68 e R\$ 0,85 por m².

Unidade	Custo Total (R\$)					
	Custo Área (R\$ m ⁻²)					
	0,68			0,85		
	Custo energia (R\$ kWh ⁻¹)					
	0,49	0,54	0,56	0,49	0,54	0,56
UASB	131910,56	131910,56	131910,56	131981,28	131981,28	131981,28
SAC	11968,00	11968,00	11968,00	14960,00	14960,00	14960,00
LAC	341930,05	342232,69	342353,75	342053,30	342355,94	342477,00
FBP	301421,55	301421,55	301421,55	301561,12	301561,12	301561,12

Fonte: Do Autor

Tabela 8. Projeções de custos totais para aquisição área, para custeio da demanda energética e para disposição do lodo seco em aterros sanitários, em diferentes cenários, considerando equivalente populacional de 14686 habitantes (equivalente populacional da ARL), para custo de área de R\$ 1,11 e R\$ 1,15 por m².

Unidade	Custo Total (R\$)					
	Custo Área (R\$ m ⁻²)					
	1,11			1,15		
	Custo energia (R\$/kWh ⁻¹)					
	0,49	0,54	0,56	0,49	0,54	0,56
UASB	132089,44	132089,44	132089,44	132106,08	132106,08	132106,08
SAC	19536,00	19536,00	19536,00	14960,00	14960,00	14960,00
LAC	342241,80	342544,44	342665,50	342270,80	342573,44	342694,50
FBP	301774,58	301774,58	301774,58	301807,42	301807,42	301807,42

Fonte: Do Autor

Como pode ser observado nas Tabelas 7 e 8, apesar do maior requerimento de área, o SAC é a unidade mais variável economicamente. Segundo Oliveira (2018), os sistemas convencionais, como os lodos ativados, reatores UASB e FBP, são mais interessantes para locais como maiores custos do metro quadrado, condição não encontrada em Bom Sucesso.

De forma semelhante a Zylka et al (2018), verificou-se haver menores custos para implementação de FBP em relação aos lodos ativados, por outro lado, diferiu de Lima et al. (2018). Os autores utilizando metodologia semelhante ao presente na Tabela 4 avaliaram que os reatores UASB seriam mais adequados para utilização para tratamento da ARL. Porém, há de se ponderar que possivelmente, o reator anaeróbico não proporcionará eficiência suficiente para lançamento no rio Pirapitinga.

Segundo resolução COPAM 01/2008 (MINAS GERAIS, 2008), para ser passível o lançamento no curso d'água, a ARL deve apresentar eficiência mínima de 85% de DBO, concentração máxima de 20 mg L⁻¹ de nitrogênio amoniacal, condições improváveis de serem alcançadas em reatores UASB.

Em função da elevada carga orgânica presente em ARL, há grande potencial de geração de lodo e os custos da sua disposição fizeram com que o FBP se tornasse menos competitivo economicamente em comparação com os SACs, no qual não é gerado lodo.

Autores como Siracusa e La Rosa (2006), Mburu et al. (2013), Garfi et al. (2017) e Machado et al. (2017), também recomendaram a utilização de SACs, em função dos baixos custos, principalmente em relação à redução dos gastos com energia elétrica. Assim, espera-se que em função dessas vantagens, associado a outras potencialidades como elevada eficiência, composição de harmonia paisagística e geração de massa verde que pode ser comercializada (PELISSARI et al., 2012; PELISSARI et al., 2014; MENDONÇA; RIBEIRO; NOGUEIRA, 2016; MATOS; MATOS, 2017; SARAIVA et al., 2018; AVELLÁN; GREMILLION, 2019), podem fazer com que se aumente o número de trabalhos relacionados ao tratamento de ARL em SACs.

4. Conclusões

Com base na avaliação realizada para o laticínio em questão foi possível concluir que:

- Os Sistemas Alagados Construídos (SACs), apesar do maior requerimento de área, foi o sistema mais econômico;
- Os baixos custos do metro quadrado no município e a grande geração de lodo no Filtro Biológico Percolador (FBP) tornaram a unidade mais onerosa que o SAC;
- Reatores anaeróbios são econômicos porém podem não alcançar a eficiência necessária, além de gerarem grandes volumes de lodo. Já os lodos ativados têm na geração de biomassa e no requerimento energético, dois fatores de grande peso nos seus custos de implantação.

REFERÊNCIAS

- ABREU, P. et al. Photocatalytic Oxidation Process (UV/H₂O₂/ZnO) in the treatment and sterilization of dairy wastewater. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 35, n. 1, p. 75-81, 2013.
- ADULKAR, T. V.; RATHOD, V. K. Ultrasound assisted enzymatic pre-treatment of high fat content dairy wastewater. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 21, n. 3, p. 1083-1089, 2014.
- AFSHARNIA, M. et al. Disinfection of dairy wastewater effluent through solar photocatalysis processes. **Water Science and Engineering**, v. 11, n. 3, p. 214-219, 2018.
- AKHLAGHI, M. et al. Data for comparison of chlorine dioxide and chlorine disinfection power in a real dairy wastewater effluent. **Data in brief**, v. 18, p. 886-890, 2018.
- ANDRADE, L. H. et al. Nanofiltration as tertiary treatment for the reuse of dairy wastewater treated by membrane bioreactor. **Separation and Purification Technology**, v. 126, p. 21-29, 2014.
- ANDRADE, L. H. et al. Reuse of dairy wastewater treated by membrane bioreactor and nanofiltration: technical and economic feasibility. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 32, n. 3, p. 735-747, 2015.
- ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v.6., 2a ed., Editora UFMG, Belo Horizonte, 444 p., 2014.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2012. 1496 p.
- AVELLÁN, T.; GREMILLION, P. Constructed wetlands for resource recovery in developing countries. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 99, p. 42-57, 2019.
- AZIZ, T. N. et al. Field characterization of external grease abatement devices. **Water Environment Research**, v. 84, n. 3, p. 237-246, 2012.
- BAI, X. et al. Comprehensive water footprint assessment of the dairy industry chain based on ISO 14046: a case study in China. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 132, p. 369-375, 2018

BARBOSA, C. S. et al. Aspectos e impactos ambientais envolvidos em um laticínio de pequeno porte. **Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes**, v. 64, n. 366, p. 28-35, 2009.

BATISTA, P.A. **Avaliação do uso de placas de coalescência e filtros orgânicos em caixas de gordura para tratamento preliminar**. 2016, 95 p. Dissertação(Tese de Mestrado), Universidade Federal de Lavras, Lavras,2016.

BHUYAR, K. D.; S. S. G.; DAWANDE, S. D. Treatment of milk wastewater using up-flow anaerobic packed bed reactor. **Polish Journal of Chemical Technology**, v. 17, n. 2, p. 84-88, 2015.

BRASIL. Agência Nacional de Energia Elétrica. Ranking das tarifas. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/ranking-das-tarifas>>. Acesso em: 10/10/2019.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção de leite.2016. Disponível em< <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/21121-primeiros-resultados-2leite.html?=&t=o-que-e>>. Acesso em 10. Abr .2019.

BRASIL. Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. Pauta de valores de terra nua de 2019. Disponível em: <<http://www.incra.gov.br/planilha-precoreferencial-titulacao>>. Acesso em: 10/10/2019.

BRAUN, A; HILGEMANN, M. Avaliação de diferentes coagulantes para a remoção de fósforo em efluente de indústria de laticínios. **Tecno-lógica**, v. 18, n. 1, p. 19-23, 2014

BRIÃO, V. B. Estudo de Prevenção à Poluição de Resíduos Líquidos em uma Indústria de Laticínios. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá, Maringá/PR, 2000.

BRUGUERA-CASAMADA, C. et al. Advantages of electro-Fenton over electrocoagulation for disinfection of dairy wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v.376, n.15, p.1-7, 2019.

CAI, K. et al. Treatment of estrogens and androgens in dairy wastewater by a constructed wetland system. **Water research**, v. 46, n. 7, p. 2333-2343, 2012.

CAMMAROTA, M. C. et al. The effect of enzymatic pre-hydrolysis of dairy wastewater on the granular and immobilized microbial community in anaerobic bioreactors. **Environmental technology**, v. 34, n. 4, p. 417-428, 2013.

CAMPOS, C. M. M. et al. Avaliação da eficiência do reator UASB tratando efluente de laticínio sob diferentes cargas orgânicas. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 28, n. 2, p. 1376-1384, 2004.

CARVALHO, F; PRAZERES, A. R.; RIVAS, J. Cheese whey wastewater: Characterization and treatment. **Science of the total environment**, v. 445, p. 385-396, 2013.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores Anaeróbios. Editora UFMG. Belo Horizonte, 1997.

CHERNICHARO, C. A. L. et al. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 14, n. 4, p. 649-679, 2015.

CHATZIPASCHALI, A. A.; STAMATIS, A. G. Biotechnological Utilization with a Focus on Anaerobic Treatment of Cheese Whey: Current Status and Prospects. **Energies**, v.5, p.3492-3525, 2012.

CHONG, S. et al. The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment—a state-of-the-art review. **Water research**, v. 46, n. 11, p. 3434-3470, 2012.

CORPAS, E. J; HERRERA, O. F. Reducción de coliformes y escherichia coli en un sistema residual lácteo mediante microorganismos benéficos. **INGRESAR A LA REVISTA**, v. 10, n. 1, p. 67-76, 2012.

DAUD, Z.et al. Suspended solid, color, COD and oil and grease removal from biodiesel wastewater by coagulation and flocculation processes. **Procedia-Social and Behavioral Sciences**, v. 195, p. 2407-2411, 2015.

DAVEREY, A; PAKSHIRAJAN, K. Pretreatment of synthetic dairy wastewater using the sophorolipid-producing yeast *Candida bombicola*. **Applied biochemistry and biotechnology**, v. 163, n. 6, p. 720-728, 2011.

DE LIMA, L. P. et al. Nota técnica: método para seleção de sistemas de tratamento de efluentes em agroindústrias de micro e pequeno porte. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 26, n. 4, p. 334-342, 2018.

DEBOWSKI, M. al. Simulated dairy wastewater treatment in a pilot plant scale magneto-active hybrid anaerobic biofilm reactor (ma-habr). **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 35, n. 2, p. 553-562, 2018.

DEBOWSKI, M. et al. Effectiveness of dairy wastewater treatment in a bioreactor based on the integrated technology of activated sludge and hydrophyte system. **Environmental technology**, v. 35, n. 11, p. 1350-1357, 2014.

DZIOSA, K; MAKOWSKA, M. Zastosowanie surowych ścieków mleczarskich jako pożywki do hodowli mikroalg *Chlorella* sp. **Inżynieria Ekologiczna**, v. 18, n. 5, 2017.

ELANGOVAN, C.; SEKAR, A. S. S. Performance evaluation of upflow anaerobic sludge blanket reactor process for dairy wastewater treatment. **Journal of environmental biology**, v. 36, n. 6, p. 1305, 2015.

FERREIRA, D. G.; SANDRI, D. Influência da aplicação das boas práticas de fabricação sobre a quantidade e qualidade do efluente bruto de uma indústria de laticínios em Caldazinha-GO. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 20, p. 66-82, 2011.

FIA, F. R. L. et al. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 1, p. 77-89, 2011.

FINNEGAN, W. et al. A review of environmental life cycle assessment studies examining cheese production. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 23, n. 9, p. 1773-1787, 2018.

GARFÍ, M. et.al. Life cycle assessment of wastewater treatment systems for small communities: activated sludge, constructed wetlands and high rate algal ponds. **Journal of cleaner production**, v. 161, p. 211-219, 2017.

GALVÃO, D. F; GOMES, E. R. S. Os processos de separação por membranas e sua utilização no tratamento de efluentes industriais da indústria de laticínios: revisão

bibliográfica. **Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes**, v. 70, n. 6, p. 349-360, 2015.

GAVALA, H.N. et al. Treatment of dairy wastewater using an upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 73, n. 1, p. 59-63, 1999.

GHEZZEHEI, T. A.; SARKHOT, D. V.; BERHE, A. A. Biochar can be used to capture essential nutrients from dairy wastewater and improve soil physico-chemical properties. **Solid Earth**, v. 5, n. 2, p. 953-962, 2014.

GONÇALVES, R. F. (Coord). **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. Rio de Janeiro: ABES/RiMa, Projeto Prosab, 82p., 2001.

HEALY, M. G.; FLYNN, C. J. The performance of constructed wetlands treating primary, secondary and dairy soiled water in Ireland (a review). **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 10, p. 2348-2354, 2011.

IDRIS, S. M. et al. Evaluation of the giant reed (*Arundo donax*) in horizontal subsurface flow wetlands for the treatment of dairy processing factory wastewater. **Environmental science and pollution research**, v. 19, n. 8, p. 3525-3537, 2012.

ILYAS, H.; MASIH, I. Intensification of constructed wetlands for land area reduction: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 13, p. 12081-12091, 2017.

INDI - Agência de Promoção de Investimento e Comércio Exterior de Minas Gerais. Disponível em <<http://www.indi.mg.gov.br/>> Acesso em 12. Abr.2019

KARADAG, D. et al. A review on anaerobic biofilm reactors for the treatment of dairy industry wastewater. **Process Biochemistry**, v. 50, n. 2, p. 262-271, 2015.

KOŁODZIEJ, E. P. et al. Dairy wastewater, aquaculture, and spawning fish as sources of steroid hormones in the aquatic environment. **Environmental science & technology**, v. 38, n. 23, p. 6377-6384, 2004.

LEE, M.S. et al. Evaluating the efficiency and temporal variation of pilot-scale constructed wetlands and steel slag phosphorus removing filters for treating dairy wastewater. **water research**, v. 44, n. 14, p. 4077-4086, 2010.

LIM, S. J; FOX, P. A kinetic analysis and experimental validation of an integrated system of anaerobic filter and biological aerated filter. **Bioresource technology**, v. 102, n. 22, p. 10371-10376, 2011.

LIMA, L. P. et al. Nota técnica: método para seleção de sistemas de tratamento de efluentes em agroindústrias de micro e pequeno porte. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 26, n. 4, p. 334-342, 2018.

LIMA, V. I. A. et al. Desempenho do sistema de tratamento de água residuária de laticínios e os efeitos de sua disposição em Argissolo. **Water Resources and Irrigation Management, Cruz das Almas**, v. 2, n. 2, p. 93-101, 2013.

LOPES, R. C. S. et al. Wetlands construídas na redução de carga orgânica de efluente de laticínio. **Veredas Favip-Revista Eletrônica de Ciências**, v. 9, n. 1, p. 107-120, 2016.

MBURU, N. et al. Performance comparison and economics analysis of waste stabilization ponds and horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater: A case study of the Juja sewage treatment works. **Journal of environmental management**, v. 128, p. 220-225, 2013.

MACAN, N. P. F. et al. Desempenho da irrigação por gotejamento com o uso de efluente de laticínio tratado por processo biológico. **Irriga**, v. 22, n. 3, p. 575-590, 2017.

MACHADO, A. I. et al. Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. **Journal of environmental management**, v. 187, p. 560-570, 2017.

MACHADO, R.M.G.; FREIRE, V.H.; SILVA, P.C.; FIGUERÊDO, D.V.; FERREIRA, P.E. Controle ambiental nas pequenas e médias indústrias de laticínios. Projeto Minas Ambiente, Belo Horizonte, 224p., 2002.

MACHADO, R.M.G; SILVA, P.C da; FREIRE, V.H. Controle ambiental em indústrias de laticínios. **Brasil Alimentos**, v. 7, n. 1, p. 34-36, 2001.

MAHATH, C. S.; KANI, K. M.; DUBEY, B. Gate-to-gate environmental impacts of dairy processing products in Thiruvananthapuram, India. **Resources, Conservation & Recycling**, v.141, p.40-53, 2019.

MANSOORIAN, H. J. et al. Evaluation of dairy industry wastewater treatment and simultaneous bioelectricity generation in a catalyst-less and mediator-less membrane microbial fuel cell. **Journal of Saudi Chemical Society**, v. 20, n. 1, p. 88-100, 2016.

MARTINS, R.C.; QUINTA-FERREIRA, R. M. A review on the applications of ozonation for the treatment of real agro-industrial wastewaters. **Ozone: Science & Engineering**, v. 36, n. 1, p. 3-35, 2014.

MATOS, A. T. et al. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 14, n. 12, 2010.

MATOS, A. T. et al. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 1, p. 83-92, 2010.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios. **Engenharia Agrícola, Jaboticabal**, v. 32, n. 6, p. 1144-1155, 2012.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agronômico de capim tifton 85 (*Cynodon spp*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 3, n. 1, p. 43-53, 2008.

MATOS, A.T.; MATOS, P.M. Disposição de Água Residuária no solo e em Sistemas Alagados Construídos: 1. ed. Viçosa: Editora UFV, 2017.

MCGRATH, R. J.; MASON, I. G. An observational method for the assessment of biogas production from an anaerobic waste stabilisation pond treating farm dairy wastewater. **Biosystems engineering**, v. 87, n. 4, p. 471-478, 2004.

MENDES, A. A. et al. Anaerobic biodegradability of dairy wastewater pretreated with porcine pancreas lipase. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 53, n. 6, p. 1279-1284, 2010.

MENDONÇA, H. V. et al. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 7, n. 2, p. 75-87, 2012.

MENDONÇA, H.V. de et al. Sistemas Alagados Construídos em Batelada: remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio e regulação de pH no tratamento de efluentes de laticínios. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 2, p. 442-453, 2015.

MENDONÇA, H. V.; RIBEIRO, C. B.; NOGUEIRA, K. C.C. Remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuais de laticínios em sistemas alagados construídos. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 40, n. 1, p. 12-22, 2017.

MILANI, F. X.; NUTTER, D.; THOMA, G. Invited review: Environmental impacts of dairy processing and products: A review. **Journal of dairy science**, v. 94, n. 9, p. 4243-4254, 2011.

MINAS GERAIS. Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado de Minas Gerais. Valor terra nua (2019). Disponível em: <<http://www.emater.mg.gov.br/doc/site/Valor%20Terra%20Nua/VALORES%20DE%20TERRA%20NUA%202019.pdf>>. Acesso em: 10/10/2019.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Diário do Executivo, Belo Horizonte, v. 13, p. 26-32, 2008.

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2014. Classificação mundial dos principais países produtores de leite. Disponível em: <<http://www.cnpqgl.mapa.br/nova/informacoes/estatisticas/producao/tabela0214.php>> Acesso em: 04. Fev. 2019

MOHAN, S. V. et al. Bio-catalyzed electrochemical treatment of real field dairy wastewater with simultaneous power generation. **Biochemical Engineering Journal**, v. 51, n. 1-2, p. 32-39, 2010.

NADAIS, H. et al. Treatment of dairy wastewater in UASB reactors inoculated with flocculent biomass. **Water SA**, v. 31, n. 4, p. 603-608, 2005.

NIGRI, E. M. et al. Assessing environmental impacts using a comparative LCA of industrial and artisanal production processes: " Minas Cheese" case. **Food Science and Technology**, v. 34, n. 3, p. 522-531, 2014.

OLANO, H. et al. Wastewater discharge with phytoplankton may favor cyanobacterial development in the main drinking water supply river in Uruguay. **Environmental monitoring and assessment**, v. 191, n. 3, p. 146, 2019.

OLIVEIRA, F. M. **Análise técnico-financeira de tecnologias convencionais e alternativas para o tratamento de esgoto sanitário em cidades de pequeno a grande porte**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 21 p., 2018.

OLIVEIRA, D. F.; BRAVO, C. E.C; TONIAL, I. B. Soro de leite: um subproduto valioso. **Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes**, v. 67, n. 385, p. 64-71, 2012.

OLIVEIRA, J. F. et al. Avaliação de sistema de tratamento de laticínio e o efeito do efluente gerado nos atributos físico-químico de um argissolo vermelho. **Revista engenharia na agricultura-reveng**, v. 22, n. 1, p. 58-66, 2014.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Análise da confiabilidade de estações de tratamento de esgotos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 389-388, 2007.

PELLISSARI, C. et al. Comportamento inicial de wetlands construídos empregados no tratamento de efluentes da bovinocultura de leite. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 9, n. 2, 2012.

PELLISSARI, C. et al. Nitrogen transformation in horizontal and vertical flow constructed wetlands applied for dairy cattle wastewater treatment in southern Brazil. **Ecological engineering**, v. 73, p. 307-310, 2014.

PEREIRA, P. E. **Influência do tratamento de esgotos em indicadores socioeconômicas no estado de Minas Gerais**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 37 p., 2018.

PINTOR, A. M. et al. Oil and grease removal from wastewaters: sorption treatment as an alternative to state-of-the-art technologies. A critical review. **Chemical Engineering Journal**, v. 297, p. 229-255, 2016.

PORWAL, H. J.; MANE, A. V.; VELHAL, S. G. Biodegradation of dairy effluent by using microbial isolates obtained from activated sludge. **Water Resources and Industry**, v. 9, p. 1-15, 2015.

QIN, L. et al. Cultivation of *Chlorella vulgaris* in dairy wastewater pretreated by UV irradiation and sodium hypochlorite. **Applied biochemistry and biotechnology**, v. 172, n. 2, p. 1121-1130, 2014.

QIN, L. et al. Microalgae consortia cultivation in dairy wastewater to improve the potential of nutrient removal and biodiesel feedstock production. **Environmental science and pollution research**, v. 23, n. 9, p. 8379-8387, 2016.

QUEIROZ, R. C. S. de et al. Use of native aquatic macrophytes in the reduction of organic matter from dairy effluents. **International journal of phytoremediation**, v. 19, n. 8, p. 781-788, 2017.

RAGHUNATH, B. V. et al. Impact of dairy effluent on environment—A review. In: **Integrated Waste Management in India**. Springer, Cham, p. 239-249, 2016.

RAJAGOPAL, R. et al. Sustainable agro-food industrial wastewater treatment using high rate anaerobic process. **Water**, v. 5, n. 1, p. 292-311, 2013.

RAJAN, R. J.; SUDARSAN, J. S.; NITHIYANANTHAM, S. Microbial population dynamics in constructed wetlands: Review of recent advancements for wastewater treatment. **Environmental Engineering Research**, v. 24, n. 2, p. 181-190, 2018.

REGINATTO, C. et al. Determinação dos parâmetros do modelo cinético de filtro biológico para efluente de laticínios. **Revista ciatec-upf**, v. 2, n. 1, p. 45-53, 2010.

RIVAS, J. et al. Treatment of cheese whey wastewater: combined coagulation– flocculation and aerobic biodegradation. **Journal of agricultural and food chemistry**, v. 58, n. 13, p. 7871-7877, 2010.

RIVAS, J. et al.. Aerobic biodegradation of precoagulated cheese whey wastewater. **Journal of agricultural and food chemistry**, v. 59, n. 6, p. 2511-2517, 2011.

RODRIGUES, Marlene Bortoli et al. Efeitos de fertirrigações com águas residuárias de laticínio e frigorífico no solo e na produtividade da alface. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 8, n. 3, 2011.

SANTOS, H. R. Coagulação/precipitação de efluentes de reator anaeróbio de leite expandido e de sistema de lodo ativado precedido de reator UASB, com remoção de partículas por sedimentação ou flotação. 2006. Tese (Programa de Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos. 2006.

SANTOS, J. G. et al. Análise parasitológica em efluentes de estações de tratamento de águas residuárias. **Revista de Patologia Tropical/Journal of Tropical Pathology**, v. 41, n. 3, 2012.

SARAIVA, C. B.; MENDONÇA, R. C. S.; SANTOS, A. L.; PINTO, M. S. Aspectos e impactos ambientais envolvidos em um laticínio de pequeno porte. **Rev. Inst. Latic. “Cândido Tostes”**, n.366, v.64, p.28-35, 2009a.

SARAIVA, C. B.; MENDONÇA, R. C. S.; SANTOS, A. L.; PEREIRA, D. A. Consumo de água e geração de efluentes em uma indústria de laticínios. **Rev. Inst. Latic. “Cândido Tostes”**, n.367/368, v.64, p.10-18, 2009b.

SARAIVA, C. B. et al. influence of substrate and species arrangement of cultivated grasses on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Engenharia Agrícola**, v. 38, n. 3, p. 417-425, 2018.

SARAIVA, C. B.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P. Extraction capacity of grasses grown in constructed wetland systems using different arrangements and substrates. **Engenharia Agrícola**, v.39, n.5, p.668-675, 2019.

SHETE, B. S.; SHINKAR, N. P. Dairy industry wastewater sources, characteristics & its effects on environment. **International Journal of Current Engineering and Technology**, v. 3, n. 5, p. 1611-1615, 2013.

SILVA, A. C. F. M. Tratamento de resíduos líquidos de laticínios em Reator Anaeróbio Compartimentado seguido de Leitões Cultivados. Tese (Doutorado), FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas-SP, 2010

SILVA, D. J. P. Gestão ambiental em uma indústria de produtos lácteos. **Leite e Derivados**. Ano XV. n. 94, p. 52-63, Set/Out. 2006 .

SILVA, F. K.; EYNG, J. O tratamento de águas residuais de indústria de laticínios: um estudo comparativo entre os métodos de tratamento com biofiltro e com o sistema convencional de lagoas. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 1, n. 2, p. 4-22, 2012.

SIRACUSA, G.; LA ROSA, A. D. Design of a constructed wetland for wastewater treatment in a Sicilian town and environmental evaluation using the emergy analysis. **Ecological modelling**, v. 197, p. 490-497, 2006.

SLAVOV, A. K. General characteristics and treatment possibilities of dairy wastewater—A review. **Food technology and biotechnology**, v. 55, n. 1, p. 14, 2017.

SOARES, D. S. et al. The Use Of Cheese Whey For Probiotic Yogurt Production [aproveitamento De Soro De Queijo Para Produção De Iogurte Probiótico]. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, 2011.

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. **Chemical engineering journal**, v. 181, p. 416-430, 2012.

STRUK-SOKOLOWSKA, J. Variability of dairy wastewater characteristics in Piatnica—one of the largest and most advanced milk processing plants in Poland. In: **E3S Web of Conferences**. EDP Sciences, p. 00169, 2018.

TAO, W. et al. Effects of pH and temperature on coupling nitrification and anammox in biofilters treating dairy wastewater. **Ecological Engineering**, v. 47, p. 76-82, 2012.

THAKRAR, F. J.; SINGH, S. P. Catalytic, thermodynamic and structural properties of an immobilized and highly thermostable alkaline protease from a haloalkaliphilic actinobacteria, *Nocardiopsis alba* TATA-5. **Bioresource technology**, v. 278, p. 150-158, 2019.

VARGA, L.; SZIGETI, J. Use of ozone in the dairy industry: A review. **International Journal of Dairy Technology**, v. 69, n. 2, p. 157-168, 2016.

VON SPERLING, M.; SALAZAR, B. L. Determination of capital costs for conventional sewerage systems (collection, transportation and treatment) in a developing country. **Water, Sanitation and Hygiene for Development**, v.3, n.3, p. 365-374, set. 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: 4^a**. Ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 470 p., 2017.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. UFMG, Belo Horizonte, Minas Gerais. v.4, 3a ed., 484 p., 2012 .

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. **Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil**. Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial, dezembro/2018. 65 p. ISSN 2359-0548. Disponível em: <<http://gesad.ufsc.br/boletins/>>.

WALLACE, T et al. International evolution of fat, oil and grease (FOG) waste management– A review. **Journal of Environmental Management**, v. 187, p. 424-435, 2017.

WANG, Y; SERVENTI, L. Sustainability of dairy and soy processing: a review on wastewater recycling. **Journal of Cleaner Production**, p. 117821, 2019.

ZHANG, X. et al. Multi-stage hybrid subsurface flow constructed wetlands for treating piggery and dairy wastewater in cold climate. **Environmental technology**, v. 38, n. 2, p. 183-191, 2017.

ZILKA, R. et al. Trickling Filter for High Efficiency Treatment of Dairy Sewage. **Journal of Ecological engineering**, v. 19, n. 4, 2018.

ANEXO

A seguir estão apresentadas as equações utilizadas para o dimensionamento das unidades de tratamento:

I. Reator Uasb

$$CHV = \frac{Q}{V} \qquad COV = \frac{QxS_0}{V} \qquad A = \frac{V}{h}$$

II. Filtro Biológico Percolador

$$TAH = \frac{Q}{A} \qquad COV = \frac{QxS_0}{V} \qquad A = \frac{V}{h}$$

III. Lodo Ativado convencional

III.a . Decantador Primário

$$TAS = \frac{(Q+Q_R)X}{A} \qquad TAH = \frac{Q}{A}$$

III.b. Reator

$$V = \frac{Y\theta_c Q(S_0 - S)}{X_v(1 + K_d F_b \theta_c)} \qquad A = \frac{V}{h}$$

III.c. Decantador secundário

$$TAS = \frac{(Q+Q_R)X}{A} \qquad TAH = \frac{Q}{A}$$

IV. Sistema Alagado Construído

$$A = \frac{C_0 x Q}{L_S}$$