



MARYNA SOARES GOMES

**DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO
(K_LA) EM FILTRO BIOLÓGICO AERADO SUBMERSO**

LAVRAS-MG

MARYNA SOARES GOMES

**DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO
(K_LA) EM FILTRO BIOLÓGICO AERADO SUBMERSO**

**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(a). Dr(a). Camila Silva Franco
Orientadora**

LAVRAS-MG

2021

MARYNA SOARES GOMES

**DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO
(K_LA) EM FILTRO BIOLÓGICO AERADO SUBMERSO**

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.

APROVADO em 17 de Novembro de 2021

Dra. Camila Silva Franco -UFLA

Prof(a). Dra. Camila Silva Franco

Orientadora

LAVRAS-MG

2021

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus pela oportunidade de realizar o sonho de cursar Engenharia Ambiental e Sanitária na UFLA, permitindo que tudo acontecesse, conforme os planos Dele, me trazendo tantas alegrias e conquistas.

A minha família, em especial minha mãe Myrian, que sempre esteve ao meu lado, nas dificuldades e alegrias, para que esse sonho se tornasse realidade. Ao meu pai, João Henrique, que mesmo me acompanhando lá de cima, me deu forças para vencer todas as adversidades. E também a todas minhas tias, tios, primos e avós que me incentivaram e torceram por mim e todas as minhas conquistas.

A Universidade Federal de Lavras, em especial o Departamento de Engenharia Ambiental, que fez com que eu obtivesse tantos conhecimentos acadêmicos e pessoais.

Aos professores, em especial minha Orientadora Camila Franco, que jamais mediu esforços para me ajudar, confiou no meu trabalho e me fez alcançar horizontes mais longos. Me acolheu desde o princípio quando a procurei em busca de um projeto de iniciação científica.

A mestranda Cirlene, que além da amizade, teve um papel fundamental para a realização deste trabalho e sempre me incentivou a buscar o melhor. Ao Igor Souza e Matheus Massahud que auxiliaram no projeto.

Aos amigos que Lavras e a UFLA proporcionaram e estiveram sempre comigo, em especial à todas meninas do 301, as Delicadas, NESAMB, CREA Jr. e PRESERVA Jr.

Aos amigos e amigas de Paraguaçu, que estiveram comigo ao longo desses anos.

A todos que direta ou indiretamente fizeram parte de minha formação, o meu muito obrigada!

RESUMO

O tratamento de esgoto é fundamental para uma boa qualidade de vida da população, pois evita contaminação e transmissão de doenças. Para o tratamento do efluente, existe o sistema de aeração de águas residuárias por Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS) promove melhores eficiências na remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal. Um dos parâmetros necessários para o dimensionamento de uma unidade de tratamento de águas residuárias aeróbias é o coeficiente global de transferência de oxigênio entre o ar e a água, conhecido como K_{La} , parâmetro que serve como referência para estimativa da eficiência dos processos de aeração. Neste contexto, objetivou-se acompanhar o consumo de oxigênio dissolvido no tempo para decomposição da matéria orgânica (MO) presente no efluente da UFLA para estimativa do K_{La} , da taxa de transferência de oxigênio (TTO) no campo e das condições padrões para avaliar se a taxa de transferência de oxigênio no FBAS é eficiente para uma maior oxigenação e decomposição de MO. Para tal, foram coletadas amostras de 1L do efluente do FBAS, as quais foram submetidas à aeração em laboratório até atingir a saturação de oxigênio dissolvido (OD) no meio. Posteriormente, o decaimento de OD foi monitorado a cada 15 segundos para construção da curva de depleção de OD e estimativa do K_{La} , a partir do qual, foi possível encontrar a taxa de transferência de oxigênio ($TTO_{padrão}$ e TTO_{campo}) e a eficiência de oxigenação no reator (ETOP). A partir das análises, encontrou-se o valor de concentração de saturação de oxigênio dissolvido em $7,14 \text{ mg/L}^{-1}$ e, com auxílio da ferramenta Solver®, o qual realizou o processo iterativo para minimizar a soma dos erros ao quadrado entre dados observados e modelados, encontrado o valor de K_{La} de $0,0102 \text{ s}^{-1}$. A TTO_{campo} e $TTO_{padrão}$ calculadas foram de $3,906 \text{ mg/L}^{-1}$ e $3,949 \text{ mg/L}^{-1}$ respectivamente e a eficiência de oxigenação foi de 0,034%. Valores considerados próximos a literatura, porém pela remoção de MO sugere-se a modificação no tempo de aeração de 24 horas para 12 horas ETE-UFLA.

Palavras-chave: Tratamento aeróbio de águas residuárias, transferência de oxigênio, depleção de oxigênio dissolvido

SUMÁRIO

1.INTRODUÇÃO	7
2. OBJETIVOS	8
2.1. Objetivos específicos	8
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	9
3.1. Tratamento de Esgoto	9
3.1.1. Tratamento de esgoto Aeróbio	11
3.2. Fatores que influenciam no tratamento aeróbio de esgoto	12
3.2.1 Taxa de transferência de oxigênio no campo e em condições padrões	14
3.3. Ajuste do modelo de depleção de OD e estimativa do K_{La}	15
3.4. Cálculo dos coeficientes de aeração	17
4. MATERIAIS E MÉTODOS	21
4.1. Caracterização da área de estudo	21
4.2. Determinação da taxa de consumo de oxigênio	23
6. CONCLUSÃO	30
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	31

1. INTRODUÇÃO

O tratamento de esgoto é fundamental para uma boa qualidade de vida da população, pois evita contaminação e transmissão de doenças. O tratamento de esgoto pode ser realizado de forma aeróbia ou anaeróbia, sendo o aeróbio, mais eficiente e aquele em que os microrganismos degradam as substâncias orgânicas por meio da respiração, mediante processos oxidativos e o anaeróbio aquele que utiliza bactérias que não necessitam de oxigênio para sua respiração para a decomposição da matéria orgânica.

O sistema de aeração de águas residuárias tem como propósito o fornecimento de oxigênio para a manutenção da atividade respiratória dos microrganismos existentes no meio e responsáveis pela estabilização de matéria orgânica e nutrientes. Em Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS), promove melhores eficiências na remoção no tratamento e previne maus odores (LOGAN, 1993).

Ao dimensionar um FBAS é importante considerar a proporção do volume de gás que será fornecido em relação ao volume do meio e a capacidade do sistema em disponibilizar o oxigênio dissolvido para as células. Recomenda-se, portanto, que o oxigênio não seja apenas injetado no meio de cultura na forma de gás, mas que seja dissolvido no meio (VON SPERLING, 2002).

Um dos principais parâmetros necessários para o dimensionamento de uma unidade de tratamento de águas residuárias aeróbias e também utilizado para avaliar a eficácia do sistema de aeração e a relação de custos e eficiência é o coeficiente global de transferência de oxigênio entre o ar e a água, conhecido como K_{La} (VON SPERLING, 2002). Este parâmetro serve como referência para estimativa da eficiência dos processos de aeração, pois é uma medida da velocidade com que o sistema de aeração transfere oxigênio para água (CORRÊA, 2006).

A taxa de transferência de oxigênio é determinada em laboratório, ou seja, em condições distintas daquelas que o aparelho opera, portanto, van Haandel; Marais (1999) e Schierholz et al. (2006) destacam a importância de quantificar os fatores que influenciam na taxa de transferência, dos quais, destacam-se: temperatura, altitude, concentração de oxigênio dissolvido, característica do esgoto e do aerador.

A taxa de transferência de oxigênio irá variar de local para local (SILVA FILHO; SANTOS; VAN HAANDEL, 2014), visto que, é importante que se padronize a mesma em condições padrões, para permitir que os valores sejam uniformizados. (VON

SPERLING & CHERNICHARO, 2005). Estas condições se relacionam por meio de coeficientes envolvidos na transferência do oxigênio (VIEIRA, 2013).

Para seguir os padrões de tratamento de efluente, a estação de tratamento da UFLA, na qual recebe efluente gerado por 17 mil pessoas, é composta pelas elevatórias que na inicialmente o efluente passa pelo tratamento preliminar, logo após sendo conduzido para elevatória de esgoto que é composta pelos 6 reatores UASB, posteriormente o líquido segue para o conjunto de 6 FBAS, que são destinados a promover a oxigenação no tratamento de águas residuárias sendo o oxigênio fundamental nos processos aeróbios de tratamento. Como forma de tratamento secundário o efluente será encaminhado para os 4 filtros de areias, em seguida realizado o tratamento terciário, feito por Ultravioleta e cloração. Por fim, o efluente passa novamente em uma calha parshall e segue até o corpo receptor Ribeirão Vermelho.

Portanto, é fundamental encontrar o K_{La} , devido a necessidade de melhorar a eficiência do tratamento da estação, levando em conta todos os parâmetros de tratamento de efluente, para a correta operação do aerador para que proporcione elevada eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogenadas a menores demandas energéticas.

2. OBJETIVOS

Objetivou-se avaliar a transferência de oxigênio no FBAS, visando encontrar o K_{La} , bem como as taxas de transferência de oxigênio de campo e em condições padrão e descobrir a eficiência de oxigenação.

2.1. Objetivos específicos

- Melhorar o consumo de oxigênio dissolvido no tempo para decomposição da matéria orgânica (MO) presente no efluente para estimativa do K_{La} , da taxa de transferência de oxigênio TTO no campo e nas condições padrões;
- Avaliar se a TTO no FBAS está sendo fornecida de forma eficiente para a oxigenação do meio e conseqüente decomposição da MO.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Tratamento de Esgoto

O tratamento de efluentes, sejam industriais ou domésticos, é de extrema importância para que ocorra a minimização de impactos que possam ser gerados ao meio ambiente e também aos recursos hídricos. Para que haja o tratamento dos efluentes, é realizada a remoção dos poluentes, para que se adeque aos padrões de lançamento e também aos padrões de qualidade. Sendo assim, o tratamento dos esgotos é usualmente classificado através dos níveis preliminar, primário, secundário e terciário, na qual ocorre de forma eventual. (VON SPERLING,1996).

O tratamento preliminar tem como objetivo a remoção dos sólidos grosseiros, sendo este muito importante para manutenção da vida útil da estação de esgoto, segundo von Sperling (2014), enquanto o tratamento primário tende a remoção dos sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica. Tanto no tratamento preliminar, quanto primário, predominam os mecanismos físicos de remoção de poluentes. Seguindo para o tratamento secundário, o objetivo é principalmente a remoção de matéria orgânica e eventualmente nutrientes (nitrogênio e fósforo), mas predominam mecanismos biológicos de remoção dos poluentes. Já o tratamento terciário objetiva a remoção de poluentes específicos (usualmente tóxicos ou compostos não biodegradáveis) ou ainda, a remoção de poluentes que não foram removidos no tratamento secundário. (VON SPERLING,1996).

No tratamento preliminar, a remoção decorre de barreiras físicas como gradeamento (grades grossas, médias e finas) seguido de desarenadores (caixas de areias), os quais removem pelo processo de sedimentação, partículas mais densas do que a matéria orgânica (areia, cascas, grãos, pedriscos, pedaços de ossos e etc.). Logo, é feita a retirada de sólidos grosseiros como absorventes, trapos, plásticos, pedras, folhas, dentre outros, que caso não forem retirados poderão danificar o sistema de tratamento subsequente, evitando assim a obstrução dos equipamentos e tubulações.

Já no tratamento primário engloba mecanismos físicos e químicos como: sedimentação, coagulação, floculação, precipitação química, flotação e decantação. Para o uso de um ou mais processos em conjunto vai depender do nível de eficiência desejado (SILVA, 2019). Os níveis de eficiência de remoção no tratamento primário se dão aos

Sólidos Suspensos de 60-70%, DBO; 30-40% e coliformes; 30-40% (VON SPERLING,1996).

Além da importância do tratamento primário, no tratamento secundário existe a presença dos reatores, geralmente anaeróbios na qual irão anaerobicamente tratar o efluente. A fração orgânica biodegradável ainda presente no efluente é removida quase que integralmente no tratamento secundário, por meio de processos biológicos que promovem a estabilização da matéria orgânica dissolvida ou em suspensão, assim como a remoção de parte dos nutrientes, seja por processos anaeróbio, aeróbio, ou sistema anaeróbio-aeróbio combinado ou integrado em um único reator, chamado de reator híbrido (VON SPERLING, 2014). A eficiência de remoção no tratamento secundário é de: DBO 60 a 99%, Coliformes: 60 a 99%, nutrientes: 10 a 50% (VON SPERLING,1996), mostrando assim que ocorre um percentual maior do que no tratamento primário.

Pode ocorrer também no sistema secundário a combinação de reatores anaeróbios e aeróbios (SILVA, 2019), portanto é uma forma de otimizar o tratamento de efluentes, ao usufruir das vantagens de cada sistema e reduzindo ao mesmo tempo as deficiências individuais para alcançar uma maior eficiência (DOMINGUES, 2005).

Com a combinação entre os processos, podendo ser entre UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) e FBAS (Filtro Biológico Aerado Submerso) ocorre a possibilidade da redução do requisito de área, baixos custos operacionais e construtivos, há menor consumo de oxigênio nos reatores aeróbios, tendo em vista, que parte da matéria orgânica já foi tratada anteriormente, restando apenas uma parcela remanescente e nitrogenada, que conseqüentemente traz economia de energia (KASSAB et al., 2010)

Nessa concepção de tratamento, ocorrerá a menor produção do lodo excedente, na qual pode ser digerido no tanque anaeróbio, e ainda contribui para geração de biogás dentro desse sistema. Portanto, reatores anaeróbio-aeróbios em conjunto garantem uma qualidade do efluente final (CHAN et al., 2009)

Logo após o tratamento secundário, o esgoto já irá possuir condições aceitáveis de lançamento. Porém, quando deseja ter maior remoção de nutrientes e organismos patogênicos, deve se empregar o tratamento terciário. Costuma-se empregar neste processo de tratamento, para a remoção de nitrogênio e fósforo as lagoas de polimento, na qual são divididas em lagoas anaeróbias, lagoas de estabilização, lagoas facultativas e lagoas aeradas, porém a escolha da mesma irá depender do que será solicitado em um projeto de tratamento. Enquanto que os organismos patogênicos, geralmente são

removidos por processos mais específicos como cloração, ozonização, radiação ultravioleta e processos de filtração por membranas (VON SPERLING, 2014).

3.1.1. Tratamento de esgoto Aeróbio

No tratamento biológico aeróbio os microrganismos degradam as substâncias orgânicas, que são assimiladas como fonte de energia e alimento, mediante processos oxidativos. Nesse processo, o efluente precisa ser submetido a temperaturas específicas, estar com o pH e oxigênio dissolvido (OD) controlado, além de obedecer a relação da massa com os nutrientes de Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) que variam com a biota formada em cada estação. As bactérias responsáveis por este processo de eliminação da matéria orgânica são, em sua maioria, heterotróficas, aeróbias e facultativas e promovem a remoção da matéria orgânica com mais eficiência. Os sistemas aeróbios mais comuns são lagoas aeradas, filtros biológicos e os sistemas de lodos ativados que propiciam a melhor eficiência na remoção de cargas.

Essa operação passa a ser vantajosa pois possui o maior rendimento, alcançando maiores taxas de remoção da matéria orgânica. Os sistemas de lodos ativados com aeração prolongada, por exemplo, atingem até 98% de eficiência na remoção de DBOs. (DOMINGUES, 2005). Logo, também reduzindo as emissões de odor e com a maior capacidade de absorver substâncias que possuem dificuldades de degradação.

No tratamento existente os reatores aeróbios, os modelos com biomassa dispersa são caracterizados por manter alta concentração de microrganismos em suspensão no meio líquido (sem estrutura de sustentação), com possibilidade de haver formação de flocos microbiológicos, o que se verifica em sistema como lagoas aeradas, lodo ativados, biorreatores de membrana e reator de leito móvel (SILVA, 2019). Visto que, ocorre a diferença dos modelos com a biomassa aderida, que desenvolve o crescimento dos microrganismos envolta de um material suporte, formando uma estrutura chamada de biofilme, sendo utilizada tal configuração em filtros aeróbios percoladores de alta e baixa carga, FBAS e biodiscos (VON SPERLING, 2007).

O FBAS, também denominado de sistema de aeração por contato, tem sido utilizado por mais de 60 anos, é um reator preenchido com material poroso inerte, possibilitando o escoamento permanente do ar e da água residuária. Segundo Von Sperling, 2007, nele, os microrganismos crescem no meio de suporte, na qual eliminam a necessidade de

recirculação do lodo e os distúrbios resultantes do "bulking filamentoso", que é a formação de pontes entre as bactérias filamentosas. As bolhas de ar existentes podem erodir o biofilme, porém previnem a colmatação.

O reator FBAS é constituído de um tanque com aeração ascendente, preenchido com material suporte, capaz de permitir o crescimento do biofilme (GONÇALVES, 2005). O biofilme são as comunidades microbianas formadas que irão atuar no tratamento do efluente. Assemelha a um filtro biológico pelo crescimento da biomassa em um meio suporte e aos lodos ativados, pela necessidade de fornecimento de ar, na qual pode ser operado em escoamento ascendente ou descendente.

Deste modo, o FBAS se configura como um reator de três fases, constituído por um tanque preenchido com material poroso onde há biomassa aderida, mantida sob imersão, no qual flui constantemente o efluente a ser tratado juntamente com ar (GONÇALVES et al., 2001). Desta forma, identificam-se três fases:

- fase sólida: meio de suporte onde há adesão do biofilme;
- fase líquida: composta pelo líquido em permanente escoamento;
- fase gasosa: formada pela aeração artificial fornecida ao reator

Pode também alcançar remoções de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, dependendo das características do sistema (sobretudo do meio suporte).

3.2. Fatores que influenciam no tratamento aeróbio de esgoto

Para que haja a uniformização dos valores, o K_{La} é determinado a partir da razão entre o logaritmo neperiano da diferença de concentração do oxigênio saturado e da concentração de oxigênio consumido pelo organismo, em relação ao tempo.

Segundo, Von Sperling (1996) a taxa de transferência de oxigênio em efluentes costuma variar para locais diferentes e pode apresentar valores diferenciados para um mesmo equipamento, motivo pelo qual deve-se expressar a referida taxa na condição padrão que envolve a água limpa com a temperatura do líquido a 20°C, altitude de 0m e o sistema de aeração implantado no tanque. Avalia-se também as condições de campo, que inclui o efluente a ser analisado, sua temperatura e a altitude real da estação em relação ao nível do mar e da instalação do sistema de aeração.

A influência que esses fatores exercem sobre a capacidade de aeração é resumida segundo a American Society of Civil Engineers-ASCE(1988) sobre os fatores de correção da constante de transferência de oxigênio e da concentração do oxigênio na água, sendo eles: α , que modifica o parâmetro de coeficiente de transferência (K_{LA}), provocando sobre as características da água sob condições de processo, β que modifica a concentração de saturação (C_s) que provoca características da água sob condições de processo, θ sendo a temperatura que modifica o coeficiente de transferência (K_{LA}), τ modificando C_s , provocado sobre temperatura e por último, Ω a pressão que modifica também C_s .

No tratamento aeróbio, o coeficiente global de transferência de oxigênio entre o ar e a água (K_{LA}), que é a medida da velocidade com que o sistema de aeração transfere oxigênio para água, serve como referência para a avaliação da eficiência dos processos de aeração. Os vários fatores que podem influenciar K_{LA} , van Haandel; Marais (1999) e Schierholz et al. (2006), afirmam que os tipos de aeradores, impurezas no líquido e suas características, temperatura, altitude, absorção de oxigênio atmosférico e o efeito hidráulico são os principais interferentes que podem ocorrer modificando os valores de K_{LA} .

- a) Influência da Temperatura: quanto maior a temperatura menor o grau da concentração de saturação (C_s) (ARAÚJO,2016). E também, quanto maior a temperatura, maior será o aumento do coeficiente global de transferência de oxigênio (K_{LA}) (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).
- b) Influência da altitude: quanto maior a altitude menor a concentração de saturação, porque a pressão parcial do gás na atmosfera é menor que ao nível do mar. (SANTOS,2013).
- c) Influência da concentração de oxigênio dissolvido: Quanto maior a concentração de oxigênio dissolvido (C) mantida no reator, menor será o déficit entre C_s-C , ou seja, menor será a taxa de transferência de oxigênio.
- d) Influência das características do esgoto e do reator: Primeiro pela influência na concentração de saturação de oxigênio líquido do reator (C_{sw}), na qual a presença de sais, matéria particulada e agentes tensoativos alteram a concentração de saturação do líquido no reator. E a influência no coeficiente de transferência de oxigênio (K_{LA}), que é diretamente pela característica dos esgotos gerados. (VON SPERLING, 1996)

3.2.1 Taxa de transferência de oxigênio no campo e em condições padrões

A transferência de oxigênio baseia-se na lei de Henry, que afirma que: “quando houver contato entre uma fase líquida e uma fase gasosa, haverá uma tendência de se estabelecer um equilíbrio entre estas fases que se caracteriza pelo fato de que há proporcionalidade entre a pressão parcial de um componente gasoso e a concentração daquele componente dissolvido na fase líquida” (VAN HAANDEL E CATUNDA, 2013).

Devido a interação simultânea dos fatores de influência citados anteriormente, a taxa de transferência de oxigênio, para um mesmo equipamento, deverá variar de local para local. É importante expressar a taxa de transferência em condições padronizadas, para que se permita a apresentação uniformizada dos valores. (VON SPERLING, 2002).

Há dois modelos de expressar a taxa de transferência de oxigênio, sendo primeiramente na condição padrão ($TTO_{\text{padrão}}$), (água limpa sob pressão atmosférica de 760 mm Hg a 20°C), e a segunda nas condições existentes no sistema de lodo ativado, nas condições de campo (TTO_{campo}). Para se calcular esta taxa de transferência é preciso que se corrija o valor de K_{La} pela influência de diversos fatores que não estão em conformidade com as condições padronizadas. (SILVA FILHO; SANTOS; VAN HAANDEL, 2014)

Devido aos fatores de influência, von Sperling & Chernicharo (2005) comentam que TTO_{campo} é inferior à $TTO_{\text{padrão}}$. Dessa forma, nos projetos de reatores com aeração artificial usualmente se estima a TTO_{campo} necessária em função dos requisitos de oxigênio (RO) e, posteriormente, se calcula a $TTO_{\text{padrão}}$. (VIEIRA, 2013)

São apresentados outros coeficientes de aeração na qual serão calculados posteriormente. Sendo eles: a eficiência de oxigenação (EO), que retrata a taxa de transferência de oxigênio (kgO_2/h) por unidade de potência consumida (Kw). A eficiência de transferência de oxigênio, na qual ocorre a razão de utilização de oxigênio (RUO) e a eficiência de oxigênio padrão (ETOP), que retrata a eficiência de absorção de oxigênio. E por último, a densidade de potência (DP), na qual se faz a necessidade da introdução de uma potência suficiente por unidade de volume, para impedir que os sólidos se sedimentem. Pois, quanto maior a DP, maior será a quantidade de sólidos em suspensão que ficam dispersos no meio líquido. (VON SPERLING, 2002)

Este trabalho contém experimentos realizados com água destilada e esgoto bruto. Os estudos visaram verificar a transferência de oxigênio no FBAS-ETE-UFLA, e avaliar se a taxa de transferência de oxigênio é suficiente para a oxigenação da matéria orgânica.

Neste contexto, serão determinados taxa global de transferência de oxigênio (K_{La}), taxa de consumo de oxigênio (TCO), taxa de transferência de oxigênio padrão $TTO_{padr\tilde{a}o}$, concentração de saturação (C_s), eficiência de oxigenação (EO), razão de utilização de oxigênio RUO e eficiência de transferência de oxigênio padrão ETOP.

3.3. Ajuste do modelo de depleção de OD e estimativa do K_{La}

Os mecanismos das transferências de gases em interfaces gás-líquido podem ser descritos pelas teorias dos dois filmes, na qual, na interface gás-líquido existem os filmes gasosos e líquidos, o gás é absorvido e transportado por difusão molecular e se transporta por convecção no filme gasoso e depois no filme líquido. Os filmes são admitidos como estagnados e com espessura fixa (VON SPERLING & CHERNICHARO, 2005). Dessa forma, a transferência de massa de oxigênio pode ser expressa pela equação 1, apresentada a seguir.

$$\frac{dC}{dt} = K_{La} \times (C_s - C) \quad (1)$$

onde $\frac{dC}{dt}$ é a taxa de transferência de oxigênio ($g/m^3.s$ ou $g/m^3.min$); K_{La} é o coeficiente global ou somente coeficiente de transferência de oxigênio (s^{-1} ou min^{-1}); C é a concentração de oxigênio no líquido em um tempo qualquer (g/m^3); e C_s é a concentração de saturação de oxigênio no líquido (g/m^3).

Pode-se observar que quanto maior o déficit de oxigênio, em relação à concentração de saturação, ou quanto menor a concentração de oxigênio dissolvido no meio líquido, maior será a taxa de transferência de oxigênio (VIEIRA, 2013). A integração da Equação 2 nos limites $t = 0$ a $t = t$ e $C = 0$ a $C = C$ (ASCE, 1991), conduz a:

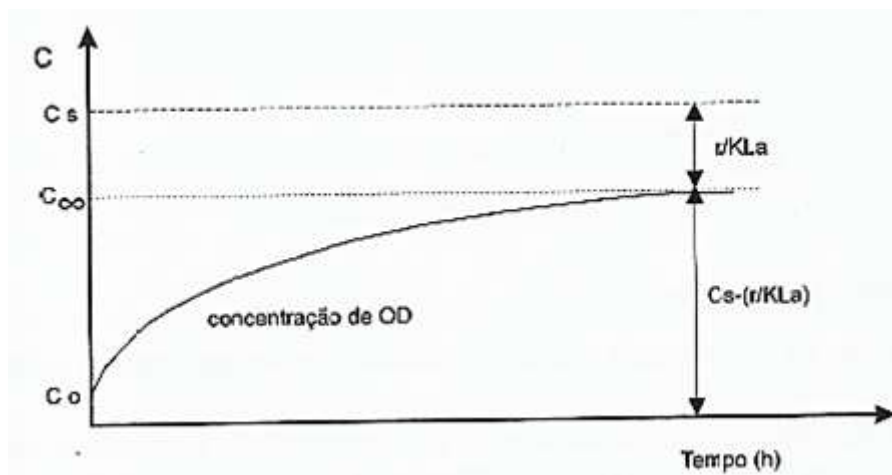
$$\frac{C_s - C}{C_s - C_0} = Exp^{-K_{La} \times (t - t_0)} \quad (2)$$

A concentração de $C(t)$ aumenta, caso não haja consumo de oxigênio no meio líquido em aeração (ex: água limpa), segundo uma taxa exponencial decrescente, observada previamente pelo sinal negativo no expoente do exponencial (VON SPERLING & CHERNICHARO, 2005). Nesse sentido, a concentração de oxigênio dissolvido tende até o valor do estado estacionário, ou seja, a concentração de saturação. Logo, com o

rearranjo da equação 2, levando em conta essa trajetória do oxigênio dissolvido ao longo tempo, pode ser representado pela Equação 3 e na Figura 4 que expressa uma cinética de primeira ordem.

$$C = C_s - (C_s - C_0) \times \text{Exp.}^{-K_{La} \times (t-t_0)} \quad (3)$$

Figura 4: Progressão do temporal de concentração de OD em água limpa



Fonte: von Sperling & Chernicharo, 2005

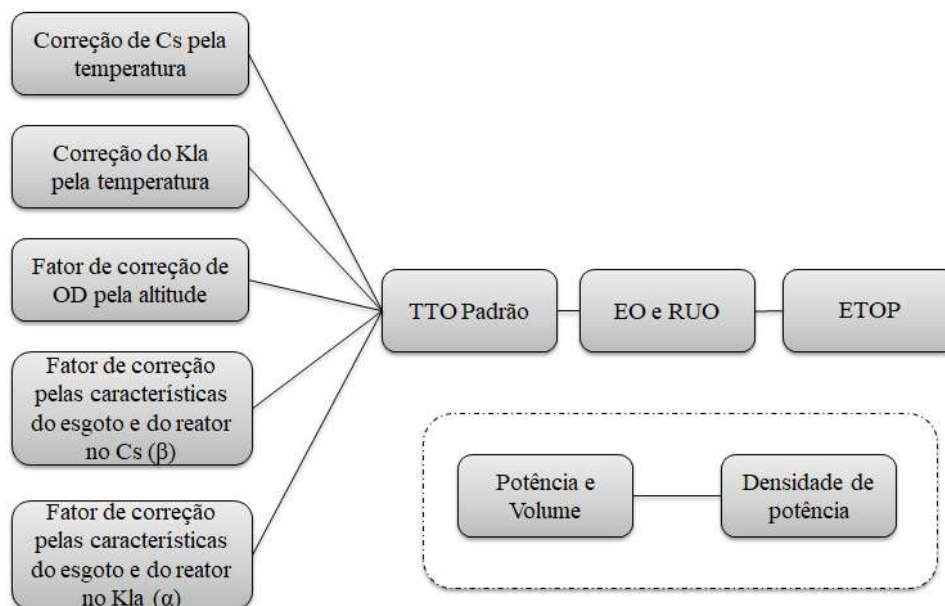
Durante a aeração, se houver o consumo de oxigênio no meio líquido, fato que ocorre em reatores biológicos de tratamento de esgotos com biomassa suspensa (ex. tanques de aeração e lagoas aeradas) e também aderida, o maior valor que pode ser atingido pela concentração de oxigênio é inferior à concentração de saturação. (VIEIRA,2013).

De posse dos dados obtidos experimentalmente ($- C_0, C_\infty$ e C_s), o K_{La} foi estimado pela aplicação da Equação 3 ajustada aos dados observados com o auxílio da ferramenta Solver®, o qual realiza processo iterativo para minimizar a função das somas dos erros ao quadrado e aproximar o coeficiente de determinação entre dados observados e calculados (STENSTROM et al., 2006). Posteriormente, o coeficiente K_{La} é corrigido em razão dos fatores de influência como altitude, temperatura, concentração de oxigênio dissolvido e as influências do tipo do aerador apresentados e também a partir dele calculados os coeficientes de aeração apresentados a seguir.

3.4. Cálculo dos coeficientes de aeração

Objetivando-se propor uma aeração eficiente no FBAS da ETE-UFLA, foram calculados os fatores de influência, a transferência de oxigênio, a eficiência de transferência de oxigênio e densidade de potência por metodologia de Von Sperling, 2002, conforme segue (Figura 5).

Figura 5. Métodos de cálculos da eficiência da taxa de transferência de oxigênio



Fonte: Da autora, 2021.

Primeiramente, a influência da temperatura na concentração de saturação foi estimada pela Equação 4 e o K_{La} corrigido para a temperatura do ensaio pela equação 5.

$$Cs = 14,652 - 4,1022 \times 10^{-1} \cdot T + 7,9910 \times 10^{-3} \cdot T^2 - 7,7774 \times 10^{-5} \cdot T^3 \quad (4)$$

$$K_{La.(T)} = K_{La (20^\circ C)} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (5)$$

onde:

$K_{La.(T)}$ = coeficiente K_{La} numa temperatura T qualquer (h^{-1})

$K_{La (20^\circ C)}$ = coeficiente K_{La} na temperatura de $20^\circ C$ (h^{-1})

θ = coeficiente de temperatura usualmente adotado como 1,024 (VON SPERLING, 1996)

O fator de influência da altitude pode ser calculado de acordo com a Equação 6 e a correção da influência da concentração de OD pode ser obtida através da equação 7.

$$f_H = \frac{C_s'}{C_s} = \left(1 - \frac{H}{9450}\right) \quad (6)$$

onde:

f_H = fator de correção da concentração de saturação de OD pela altitude (-)

C_s' = concentração de saturação na altitude H (mg/l)

H = altitude (m)

$$OD = \frac{C_{sw} - C_L}{C_s(20^\circ C)} \quad (7)$$

onde:

C_{sw} = concentração de saturação de OD no líquido no reator (mg/l)

C_L = concentração de OD mantida no líquido no reator (mg/l)

$C_s(20^\circ C)$ = concentração de saturação de OD na água limpa, a $20^\circ C$ (mg/l)

As características do esgoto e do reator influenciam na concentração de saturação de oxigênio no líquido do reator (C_{sw}), a qual pode ser quantificada pelo fator de correção da equação 8. A influência no coeficiente de transferência de oxigênio (K_{La}), pelo fator de correção da equação 9:

$$\beta = \frac{C_s(\text{esgoto})}{C_s(\text{água limpa})} \quad (8)$$

$$\alpha = \frac{K_{La}(\text{esgoto})}{K_{La}(\text{água limpa})} \quad (9)$$

Como o C_s do esgoto e o C mínimo foram obtidos com a determinação da concentração de oxigênio no início da aeração do efluente, a Taxa de transferência no campo (TTO_{campo}) foi obtida a partir da Equação 10:

$$TTO_{campo} = K_{La} \text{ esgoto} * \text{Volume reator} * (C_s \text{ esgoto} - C_{\text{mínimo}}) \quad (10)$$

A taxa de transferência de oxigênio em condições padrão, para se expressar a conversão da forma de campo em padrão foi feita pela utilização dos fatores de correção apresentados anteriormente. Logo, agregando todos estes fatores, tem-se a Equação 11:

$$TTO_{padrão} = \frac{TTO_{campo}}{\frac{\beta \cdot f_H \cdot C_s \cdot C_L}{C_s(20^\circ C)} \cdot \alpha \cdot \theta \cdot (T-20)} \quad (11)$$

onde:

$TTO_{padrão}$ = Taxa de Transferência de Oxigênio Padrão (kgO₂/h)

TTO_{campo} = Taxa de Transferência de Oxigênio no campo, nas condições de operação (kgO₂/h)

C_s = concentração de saturação de oxigênio na água limpa, nas condições (temperatura e altitude) de operação no campo (g/m³)

C_L = concentração média de oxigênio mantida no reator (g/m³)

$C_s(20^\circ C)$ = concentração de saturação de oxigênio da água limpa, nas condições padrão (g/m³)

f_H = fator de correção de C_s para altitude (=1-altitude/9450) (ver equação 6)

β = ver equação 8

α = ver equação 9

θ = ver item da equação 5

T = temperatura do líquido (°C)

A interrelação entre a taxa de transferência de oxigênio padrão ($TTO_{padrão}$) e o coeficiente de transferência de oxigênio (K_{La}) pode ser obtida através da Equação 12 e a eficiência de oxigenação (EO), pela Equação 13:

$$TTO_{padrão} = \frac{K_{La} \cdot C_s(20^\circ C) \cdot V}{1000} \quad (12)$$

$$EO = \frac{TTO_{padrão}}{P} \quad (13)$$

onde:

EO= eficiência de oxigenação (kgO₂/kWh)

P= potência consumida do reator (kW)

Em sistemas de aeração por ar difuso, a razão de utilização de oxigênio (RUO) expressa a quantidade de oxigênio absorvido por m³ de ar aplicado, sendo expressa pela Equação 14:

$$RUO = \frac{TTO \text{ padrão}}{Qg} \quad (14)$$

onde:

RUO= razão de utilização de oxigênio (kgO₂ absorvido/ m³ ar aplicado)

Qg= vazão de ar (m³/h)

Por fim, a eficiência de transferência de oxigênio padrão (ETOP), que retrata a eficiência de absorção de oxigênio, foi encontrada pela Equação 15:

$$ETOP = 100 \cdot \frac{RUO}{Cg} = 100 \cdot \frac{RUO \left(\frac{g}{m^3} \right)}{299 \left(\frac{g}{m^3} \right)} = 0,334 \cdot RUO \text{ (\%)} \quad (15)$$

onde:

ETOP= eficiência de transferência de oxigênio padrão (%)

Por último, para consecução da mistura do líquido, de forma a manter a biomassa em suspensão, é necessária a introdução de uma potência suficiente por unidade de volume, para impedir que os sólidos se sedimentem. Esta relação é representada pela Densidade de potência (DP), expressa na Equação 16:

$$DP = \frac{P}{V} \quad (16)$$

onde:

DP=densidade de potência (W/m³)

P= potência introduzida (W)

V= volume do reator (m³)

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Caracterização da área de estudo

O presente estudo realizado na UFLA (Universidade Federal de Lavras), é uma instituição de ensino superior com a geração de resíduos sólidos e líquidos, na qual necessitam de tratamento. De acordo com o Sistema Integrado de Recursos Humanos da UFLA (SIGRH, 2018) informou ter 1.325 funcionários ativos em agosto de 2018 e de acordo com a Diretoria de Comunicação da UFLA, o número de alunos matriculados na graduação é de 11.543 (DCOM, 2018). Na circulação diária dentro da universidade, totaliza 17 mil pessoas, sendo os estudantes de pós-graduação, funcionários terceirizados e também os visitantes (SILVA,2019).

A Universidade se preocupa com as boas práticas de gestão e manejo dos recursos hídricos e pela conservação ambiental, motivos que a levaram ao reconhecimento internacional, sendo a segunda universidade do mundo a receber o certificado Blue University do movimento global Blue Community (Projeto Planeta Azul) – do Council of Canadians, qualificando-a com o selo azul (DCOM, 2016). Esta certificação está relacionada à captação, tratamento e produção de água potável e o tratamento de suas águas residuárias. Logo, a instituição trabalha na redução dos possíveis impactos ambientais causados aos corpos hídricos ao tratar os seus efluentes, através de uma Estação de tratamento de esgoto sanitário (ETE-UFLA), em operação desde 2014, com o objetivo de tratar esgoto doméstico, mas também aqueles destinados de atividades laboratoriais, hospitalares e de criação de animais (SILVA,2019).

Atualmente, a ETE-UFLA opera com uma vazão média de 138 m³d⁻¹, porém foi projetada para atender uma vazão diária de 800 m³d⁻¹ de esgoto, que são coletados e destinados a duas elevatórias, as quais armazenam temporariamente os esgotos até volume pré-estabelecido, após o qual o sistema de bombeamento é acionado, encaminhando o esgoto diretamente para a estação. Para que não haja a sobrecarga do sistema, a condução do esgoto das duas elevatórias não ocorre de forma simultânea. (SILVA ,2019).

Assim como o padrão de tratamento de efluente, na ETE-UFLA o, o efluente passa, primeiramente, pelo tratamento preliminar, que é compreendido por grade grossa e fina, calha parshall, caixa de gordura. Após, o esgoto é conduzido para elevatória de esgoto, responsável por distribuir o efluente para 6 reatores UASB (tratamento secundário anaeróbio). Posteriormente, o líquido segue ao conjunto de 6 FBAS dispostos em paralelo, interligados a cada UASB, pois trata-se de um sistema anaeróbio-aeróbio combinado, como pode ser visualizado na Figura 1 (SILVA, 2019).

Figura 1-Desenho demonstrativo da ETE-UFLA



Fonte: (SILVA, 2019)

Após o tratamento secundário, o efluente é encaminhado para 4 filtros de areia, para que sejam removidos sólidos desprendidos do FBAS. Em sequência, o esgoto recebe o tratamento terciário, que tem por finalidade a desinfecção e eliminação dos organismos patogênicos pelo uso de radiação Ultravioleta e cloração, em conjunto, para atender a proposta de reuso para fertirrigação. Por fim, o efluente passa novamente em uma calha parshall de saída para medição de vazão e segue até o corpo receptor Ribeirão Vermelho.

Quanto ao lodo excedente, são realizadas frequentes descargas do FBAS para o UASB para estabilização de lodo aeróbio, seguido de desaguamento em 2 filtros prensa. A estação dispõe também de equipamentos para coleta e armazenamento do biogás produzido no reator UASB, que visa recuperação energética.

4.2. Determinação da taxa de consumo de oxigênio

Para atender aos objetivos propostos neste trabalho, foram realizados ensaios experimentais no afluente ao FBAS e em água deionizada. Para tal, em triplicata, foram coletadas amostras de 1 L de efluente do FBAS da ETE-UFLA, em seguida, as amostras foram oxigenadas por meio de um compressor de ar em laboratório (Figura 2), modelo Primatec 2012, motor 14 CV, 1720 rpm, até que fossem atingidos valores máximos de oxigênio dissolvido (OD) no meio (7,15 mg/L) de forma constante, ou seja, a concentração de saturação do esgoto (C_s).

Após cessada a alimentação de ar, o OD então foi aferido pelo oxímetro, modelo HI9146-04 que mede até 300% de saturação ou 45 mg/L com compensação de temperatura e calibração automática (Figura 3). As medidas foram realizadas em intervalos de 15 segundos, até que os níveis de oxigênio fossem mínimos e constantes. Este procedimento foi repetido para água deionizada (condição padrão) em altitude 919m, temperatura 26°C.

Os dados observados foram tratados no Microsoft® Excel® 2019 MSO (Versão 2110 Build 16.0.14527.20234) 64 bits, por meio de média e desvio padrão, para construção da curva média de OD em razão do tempo.

Figura 2: Processo de oxigenação da amostra do efluente pelo compressor de ar Primatec 2012



Fonte: Da autora, 2021

Figura 3: Procedimento de medição do oxigênio dissolvido



Fonte: Da autora, 2021

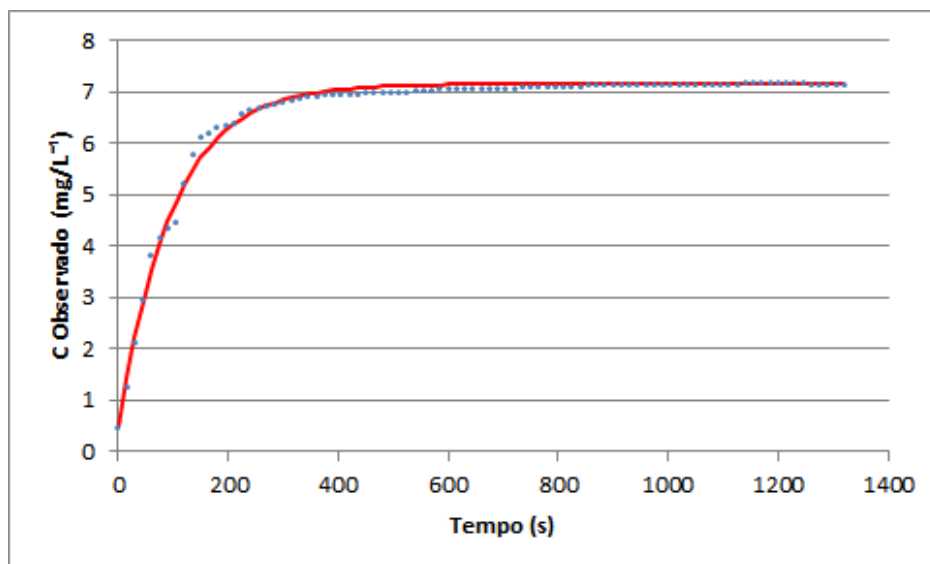
De forma similar ao experimento anterior, foi determinado o valor do K_{La} em água deionizada, onde a aeração inicial elevou à concentração de saturação da água limpa,

para que então ocorresse a depleção do oxigênio ao longo do tempo. Este ensaio é necessário para obtenção dos valores de K_{La} em água limpa e a partir de então calcular os valores dos coeficientes de correção α e β que serão utilizados posteriormente. Para tal, foi realizada uma desoxigenação química com sulfito de sódio P.A. (Na_2SO_3) e cloreto de cobalto hexahidratado P.A. ($\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), catalisador da reação, conforme a demanda estequiométrica de 7,8 mg de sulfito de sódio para cada mg/L de oxigênio. Neste procedimento, a concentração de OD em razão do tempo foi observada em triplicata, para a qual foram construídas as curvas teóricas para estimativa do valor de K_{La} .

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os dados médios de concentração de oxigênio dissolvido, observados em razão do tempo estão apresentados na Figura 6, na qual observa-se que, no procedimento de oxigenação, a concentração de oxigênio dissolvido de saturação foi de $7,15 \text{ mg/L}^{-1}$, chegando próximo à $0,04 \text{ mg/L}^{-1}$ após a decomposição da matéria orgânica.

Figura 6: Concentração máxima de Oxigênio Dissolvido em função do tempo de análise



Fonte: Da Autora, 2021

A partir dos cálculos realizados, foram encontrados os valores apresentados na Tabela 1, na qual observa-se que os valores de K_{La} , TTO_{campo} , $TTO_{\text{padrão}}$ e $ETOP$ para a

ETE UFLA estão muito abaixo do que se encontra na literatura (Vieira, 2013; SANTOS, S. L., 2013; Silva Filho et al., 2014) o que pode prejudicar o processo de remoção da matéria orgânica via aeróbia. Sugere-se, portanto, que haja melhorias no processo de aeração no FBAS. Visto que, segundo SILVA (2019), a aeração é feita de forma contínua em que o aerador fica 24 horas ligado aerando o efluente, não havendo necessidade, pois com a aeração intermitente de 12 horas, melhores resultados de remoção serão alcançados. Segundo a autora, a redução no tempo de aeração dos FBAS na ETE UFLA para 12 horas gerou maiores eficiências de remoção de DQO $92 \pm 2\%$, e $37 \pm 9\%$ em decorrência da nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS), além disso podendo gerar economia energética na ETE de 50%.

Tabela 1- Coeficientes calculados para o estudo

Coeficientes	Valores calculados	Unidades
K_{La} água	0,009	s^{-1}
K_{La} esgoto	0,0102	s^{-1}
Cs SW	7,14	mg/L^{-1}
Cs água limpa	7,29	mg/L^{-1}
Volume do reator	62,37	m^3
C mínimo	1	mg/L^{-1}
H	919	m
CL Médio	1	mg/L^{-1}
Θ	1,024	$^{\circ}C$
T	24,3	$^{\circ}C$
β	0,979	-
Fh	0,902	m
α	1,133	-
Cs	9,2	mg/L^{-1}
fator de correção para concentração de OD	7,002	mg/L^{-1}
P	298	Kw
Qg	40,5	m^3/h
TTO campo	3,906	kgO_2/h
TTO padrão	3,949	kgO_2/h

EO	0,013	kgO ₂ /kWh
RUO	0,097	gO ₂ /m ³ ar
ETOP	0,032	%
D	4,777	W/m ³)

A Tabela 2 apresenta um comparativo de valores de K_{La} , TTO_{campo} e ETOP para diferentes águas residuárias e condições de operação, na qual observa-se que cada autor obtém um resultado distinto devido ao tipo do efluente analisado e também pela interferência dos fatores de influência.

Fatores como tipo, forma e tamanho dos difusores, profundidade de submersão, vazão de ar e características reator e do esgoto afetam diretamente a eficiência de transferência de oxigênio, sendo necessário avaliar o sistema de aeração tanto nas condições de teste (água limpa) como nas condições operacionais para possíveis ajustes (SILVA,2019). Logo, as condições de análise em laboratório serão diferentes das condições do efluente no FBAS.

Tabela 2- Comparativo entre valores encontrados na literatura

Água residuária	Condições	K _{La}	TTO campo (kgO ₂ /h)	ETOP (%)	Autor, ano
Instituição de Ensino Superior-UFMG	Temperatura:20°C; Altitude: 760m; Volume reator: - Cs OD : 7,62 Filtro aerador aberto	1,71min	28,66	0,34	Vieira, 2013
Instituição de Ensino Superior-UFMG	Temperatura:20°C; Altitude: 760m; Volume reator: - Cs OD : 7,78 Filtro aerador fechado	1,84min	31,12	0,30	
Licor Misto	Temperatura:23°C; Altitude: - Volume reator: - Cs OD:7,7	1,48min	-	-	SANTOS, S. L.,2013
Licor Misto	Temperatura:34°C; Altitude: - Volume reator: - Cs OD:7,0	1,00min	-	-	
Licor Misto	Temperatura:24°C; Altitude: - Volume reator: - Cs OD:7,7	1,48min	-	-	Silva Filho et al., 2014
Licor Misto	Temperatura:24°C; Altitude: - Volume reator: - Cs OD:6,6	0,62min	-	-	
Instituição de Ensino Superior-UFLA	Temperatura: 24,3°C; Altitude:919m; Volume:62,37 m ³ Cs OD:7,15	0,0102 s ⁻¹ ou 0,61 min	3,906	0,032	Este estudo

O estudo de Vieira, 2013, realizado na Universidade Federal de Minas Gerais, mostra que o efluente analisado na instituição, em filtro aerado aberto, possui uma concentração de OD de $7,62 \text{ mg/L}^{-1}$, obtendo-se assim o K_{LA} de 1,71, e o filtro fechado possui a concentração de OD $7,78 \text{ mg/L}^{-1}$ e o K_{LA} 1,84, mostrando que o formato dos reatores também influencia nos resultados obtidos.

O estudo desenvolvido por SANTOS S.L, 2013, identifica que devido ao efluente ser um licor misto, ou seja, uma mistura de efluente e sólidos suspensos dos processos de lodos ativados, o K_{LA} encontrado varia de acordo com a temperatura, mostrando que ao aumentar a temperatura de 23°C para 34°C , o valor de K_{LA} decaiu de 1,48, para 1,00. Já no estudo de Silva Filho et al., 2014, pode-se observar também que o valor da concentração de saturação de OD, aumentou de 6 mg/L^{-1} para $7,7 \text{ mg/L}^{-1}$ e o valor do K_{LA} subiu de 0,62 para 1,48. O que mostra que houve maior oxigenação do efluente em análise.

Já na instituição de ensino da UFLA, o valor do K_{LA} encontrado de $0,0102 \text{ s}^{-1}$ e o $\text{TTO}_{\text{campo}}$ foi de $3,90 \text{ kgO}_2/\text{h}$, $\text{TTO}_{\text{padrão}}$ $3,94 \text{ kgO}_2/\text{h}$, na qual segundo Von Sperling, 2002 o valor do $\text{TTO}_{\text{campo}}$ é sempre inferior ao $\text{TTO}_{\text{padrão}}$, devido aos fatores de influência. Percebe-se que os valores estão no mesmo padrão do que é apresentado na literatura, porém variando provavelmente devido aos fatores de influência local, o tipo e tempo de aeração da ETE e à influência de alguns efluentes provenientes de laboratórios químicos e também do setor de veterinária. O volume do reator utilizado no tratamento do efluente também influencia no resultado.

Segundo Silva, 2019 verifica-se que a otimização do sistema de aeração em aeração contínua, com o aerador ligado por 24 horas/dia, apresentou dificuldade de remoção de matéria orgânica e nitrogênio total, mas conforme a pesquisa realizada, a ETE-UFLA deve-se aplicar aeração intermitente de 12 horas, pois, garante bom desempenho do FBAS tanto na remoção de DQO quanto na remoção de nitrogênio total, como supracitado promovendo também a economia de 50% do consumo de energia que corresponde a $149 \text{ kW h}^{-1}\text{d}^{-1}$.

Pode-se notar que, melhorando a aeração dentro do FBAS, poderá ter uma melhor eficiência de tratamento do efluente, e também otimização no valor de K_{La} , pois a taxa de transferência de oxigênio no FBAS ainda não é suficiente para uma melhor eficiência de oxigenação do meio e decomposição de MO.

A constante de transferência de oxigênio é um elemento chave para a aplicação eficiente do método contínuo de aeração. Essa constante sofre influências frequentes

dependendo da variação do efluente, partindo deste princípio sugere-se que o cálculo do K_L seja feito em diversos dias de operação para verificar se há flutuações do valor desta constante nas diferentes horas do dia, em diferentes dias da semana e em diferentes estações do ano.

6. CONCLUSÃO

A concentração de saturação do oxigênio encontrada foi de $7,14 \text{ mg/L}^{-1}$, o valor do K_{La} foi estimado em $0,0102 \text{ s}^{-1}$, a partir do qual se obteve a TTO_{campo} em $3,906 \text{ kgO}_2/\text{h}$ e a $TTO_{\text{padrão}}$ em $3,949 \text{ kgO}_2/\text{h}$ e a ETOP de $0,032\%$ de eficiência.

Os valores encontrados estão coerentes, mas não estão adequados na razão do consumo de oxigênio para remoção de MO, ainda assim há indicio que a oferta de oxigênio pelo aerador mecânico pode ser insuficiente para a capacidade máxima de remoção de matéria orgânica no FBAS, ou seja, ajustes no fornecimento de oxigênio podem aumentar a eficiência de oxigenação e conseqüentemente melhorar no tratamento de efluente, embora os ensaios tenham sido realizados em condições de laboratório.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aerobic Biofilm Reactors. v. 5, 1 ed. London – UK, IWA Publishing, p.338, 2007.

AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS –ASCE. **Aeration A Wastewater Treatment Process**, ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice, n. 68, 1988.

ARAÚJO, Fernanda Jucá de Medeiros. **Influência da concentração de sólidos na transferência de oxigênio em reatores de lodo ativado**. 2016. 23 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2016.

AMERICAN SOCIETY CIVIL ENGINEERING – ASCE. **A standard for the measurement of oxygen transfer in clean water**. New York, 1991. 37 p.

CHAN, Y. J. et al. A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], p. 1-18, 2009.

CORRÊA, Luiz Carlos. **Controle do Processo da Transferência do oxigênio em corpos hídricos**. 2006. 1 v. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo-USp, São Carlos, 2006

DIRETORIA DE COMUNICAÇÃO – DCOM. **Bolsa Permanência: Estudantes da UFLA podem ser beneficiados com novas inscrições do programa**. Lavras, 19 de junho, 2018. Disponível em: <<http://www.ufla.br/dcom/2018/06/19/>>. Acesso em: 31 de ago, 2021.

DOMINGUES, L. M. **Sistema combinado filtro anaeróbio – biofiltro aerado submerso: avaliação da partida e da nitrificação de esgoto**. Campinas, SP: [s.n.], 2005.

ESPER, L. M. R.. **Formação de Biofilmes Microbianos**. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA APLICADA, 5. Anais. Niterói: Universidade Federal Fluminense, 2011.

FLEMMING, H. C.; WINGENDER, J. The biofilm matrix. **Nature Reviews: Microbiology**, v. 8, p. 623-633, 2010

KASSAB, M. et al. Sequential anaerobic – aerobic treatment for domestic wastewater – A review. **Bioresour. Technol.**, v. 101, p. 3299-331, 2001.

LOGAN, B. E. **Oxygen transfer in trickling filters.** *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, v. 119, n. 6, p. 3391, 1993.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, and reuse.** New York: Metcalf & Eddy, Inc., 4. ed., 2003. 1819 p.

SANTOS, S. L. **Estudo comparativo dos métodos contínuo e semicontínuo de determinação da TCO.** 113p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande: UFCG, Campina Grande, PB. 2013.

SILVA, Cirlene Tagliatti da. **AVALIAÇÃO DO EFEITO DE DIFERENTES TEMPOS DE AERAÇÃO EM FILTRO BIOLÓGICO AERADO SUBMERSO NA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGENADA.** 2019. 82 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019.

SCHIERHOLZ, E. L.; GULLIVER, J. S.; WILHELMS, S. C.; HENNEMAN, H. E. Gas transfer from air diffusers. **Water Research**, v. 40, n. 5, p. 1018-1026, mar. 2006.

SILVA FILHO, Heraldo Antunes; SANTOS, Elivânia Vasconcelos Moraes dos; VAN HAANDEL, Adrianus Cornelius. Análise da Influência de fatores intervenientes na transferência de oxigênio dissolvido em sistemas de lodo ativado. **Ciência & Engenharia (Science & Engineering Journal)**, Limoeiro do Norte, v. 23, n. 7, p. 22-229, jun. 2014.

SISTEMA INTEGRADO DE GESTÃO DE RECURSOS HUMANOS – SIGRH. **Total de Servidores Ativos, Aposentados e Pensionistas.** Disponível em: <https://sigrh.ufla.br/sigrh/public/abas/form_consulta_ano_quantitativos.jsf>. Acesso em: 31 de ago. 2021.

STENSTROM, M. K.; LEU, SHAO-YUAN; JIANG, P. Theory to practice: **Oxygen transfer and the New ASCE Standard.** Los Angeles: Water Environment Foundation, 2006.

VAN HAANDEL, A. C.; CATUNDA, S. Y. C. **Respirometria aplicada ao sistema de lodo ativado: teoria e aplicações.** Campina Grande – PB, 2013.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operações.** Campina Grande, PB: Epgraf, 1999.

VIEIRA, Paulo de Castro. **ESTUDO DO COMPORTAMENTO DE UM FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR COM LATERAIS ABERTAS APLICADO AO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB**. 2013. 300 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais-UFMG, Belo Horizonte, 2013.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. Vols. 1-2. London: IWA Publishing, 2005. 1496 p.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios de tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1996. p.187-206.

VON SPERLING, M. Biological Wastewater Treatment Series: **Activated Sludge and**

VON SPERLING, Marcos. **Lodos ativados**. 2ed.-Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental -UFMG;2002. P.127-161.

VON SPERLING, Marcos.**Introdução à qualidade de águas e ao tratamento de esgotos**. 2d.-Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFMG, 1996.P.169-200.