Influência do regime hidrodinâmico sobre o desempenho de lagoas de polimento

Influence of the hydrodynamic regime on the performance of polishing ponds

• **Data de entrada:**
02/06/2019

• **Data de aprovação:**
18/06/2020

Monique da Silva Albuquerque¹ | Silvana Lucas dos Santos² | Adrianus van Haandel^{1*}

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2021.017>

ORCID ID

Silva MS <https://orcid.org/0000-0002-8280-6272>

Santos SL <https://orcid.org/0000-0002-6905-3966>

Haandel A <https://orcid.org/0000-0002-9937-6715>

Resumo

Lagoas de Polimento (LP) são unidades de pós-tratamento de efluentes aplicadas em esgotos tratados anaerobiamente que permitem a remoção de nutrientes, além de patógenos e material orgânico residuais. O trabalho objetivou avaliar a influência do regime hidráulico sobre o desempenho de LP na remoção de matéria orgânica, *E. coli*, amônia e fosfato de efluentes de reatores UASB. As LP foram operadas em regime de fluxo contínuo (LPFC) e em bateladas sequenciais (LPBS). Operaram-se as LPFC com duas configurações: (1) lagoa unitária, e (2) duas lagoas em série. Os resultados mostram que LPBS tem desempenho superior, porém caso opte por lagoas operando em fluxo contínuo, há vantagem em operar as LPFC em série. A diferença é particularmente clara quando o objetivo do pós-tratamento é a remoção de nutrientes, uma vez que é factível obter uma remoção praticamente completa de N e P em LPBS, enquanto nas LPFC essa remoção ocorre de forma parcial. Ainda que LPBS sejam mais eficientes do que LPFC, deve-se considerar que a adoção do primeiro regime requer um custo adicional na construção do sistema.

Palavras-chave: Lagoa de polimento. Fluxo contínuo. Bateladas sequenciais. Remoção de nutrientes.

Abstract

Polishing ponds (LP) are post-treatment units applied to anaerobically treated sewage. This article describes an experimental investigation to determine the influence of the hydraulic regime on the performance of LP in terms of removal of organic matter, *E. coli* ammonia and phosphate from UASB effluent. The LPs were operated as continuous flow (LPFC) and sequential batch units (LPBS). LPFCs were operated in two configurations: (1) unitary pond and (2) two ponds in series. The results show that LPBS had a superior performance, but if continuous flux is applied, it is advantageous operating the LPFC in series. The difference is particularly evident when the treatment objective is nutrient removal, since it is feasible to obtain an practically complete removal in LPBS, whereas in LPFC it is only partial. Although LPBS are more efficient than LPFC, it must be considered that the adoption of the former regime requires an additional construction cost.

Keywords: Polishing ponds. Continuous flow. Sequential batches. Removal of nutrients.

¹ Universidade Federal de Campina Grande - UFCG - Campina Grande - Paraíba - Brasil.

² Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN - Natal - Rio Grande do Norte - Brasil.

*Autor correspondente: adrianusvh@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Um dos principais problemas associados ao uso de lagoas de estabilização (LE) é a elevada área requerida para instalação, o que pode se tornar um empecilho para aplicação em cidades de grande porte, as quais possuem carência de área disponível (VON SPERLING, 2017). Para minimizar tal inconveniência, é válida a utilização de um reator UASB prévio às lagoas de maturação, em substituição às lagoas anaeróbias e facultativas, como sugerido por Van Haandel e Lettinga (1994). Tal configuração reduz ainda a formação de maus odores e possibilita menor controle operacional, além de fornecer uma maior eficiência na remoção de matéria orgânica do esgoto (DIAS et al., 2017). Nesse formato, as lagoas de maturação podem receber a denominação de Lagoas de Polimento (LP) (CAVALCANTI, 2003).

Outra desvantagem da utilização de LE é a baixa capacidade, de modo geral, do sistema em remover nutrientes, acarretando na produção de um efluente não compatível com a legislação ambiental, como a Resolução Conama nº 430/2011 (BRASIL, 2011), que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diante do cenário onde cerca de 50% do esgoto tratado no Brasil é proveniente de LE (IBGE, 2010) e que esse efluente é lançado em águas de superfície, contribuindo para a eutrofização dos corpos d'água, percebe-se que é pertinente a proposição de alternativas à substituição das LE por um sistema com maior eficiência e que inclua a remoção de nutrientes, como é o caso das LP.

Para que seja possível a remoção de nutrientes em LP, deve-se propiciar o aumento do pH nas lagoas por meio do consumo biológico de CO_2 (predominância da fotossíntese sobre a oxidação biológica). Nesse caso, o pH elevado permite a remoção de nutrientes pela volatilização da amônia e precipitação do ortofosfato existente nos esgotos domésticos, assunto que será discutido em trabalhos complementares da série.

Assim, há um desequilíbrio: a taxa de produção é maior (provocada pela maior transparência nas lagoas, o que propicia um maior desenvolvimento de algas e, como consequência, uma maior taxa de fotossíntese) e a taxa de consumo é menor (menos material orgânico). Por essa razão, o tempo de permanência para manter um ambiente aeróbio pode ser menor do que em LE convencionais, as quais possuem um equilíbrio entre consumo de CO_2 para fotossíntese e produção pela oxidação de material orgânico, o que resulta numa redução da área e do volume das LP se comparado com as LEs (CAVALCANTI, 2003).

Diante desse cenário, destaca-se que lagoas de polimento tratando efluentes anaeróbios podem ter objetivos distintos de acordo com o uso que se prevê para o efluente final. Caso o efluente final seja destinado para fins agrícolas, os objetivos são a remoção de material orgânico residual e patógenos. Quando se prevê o reúso industrial, é importante que, além da remoção de material orgânico e patógenos, também haja remoção dos nutrientes: nitrogênio e fósforo (METCALF; EDDY, 2016). No caso de descargas em águas de superfície, a remoção dos nutrientes é igualmente importante para evitar a eutrofização do corpo receptor.

Para qualquer um dos usos a serem aplicados ao esgoto tratado, devem-se remover os patógenos, como forma de garantir a segurança sanitária da população. Por ser um processo de primeira ordem, o decaimento bacteriano em LPBS é exponencial, enquanto em LPFC é hiperbólico (MARAIS; SHAW, 1961). Por essa razão, o decaimento em LPBS é muito mais rápido que em LPFC e a diferença aumenta na medida em que a eficiência de remoção dos patógenos é maior (LEVENSPIEL, 2003).

A forma de operação mais usual das LP é em regime de fluxo contínuo, devido à maior facilidade e simplicidade operacional, porém este trabalho mostra que é possível operá-las em regime

de bateladas sequenciais e que essa alternativa pode ter vantagens importantes, como a maior velocidade de remoção de nutrientes e patógenos, tendo como consequência uma redução na área necessária para a implantação do sistema.

Porém, a operação de LPBS exige um aparato robusto de equipamentos capazes de automatizar todo o sistema, permitindo o funcionamento de acordo com o previsto em projeto. Já as LPFC operam continuamente, de forma mais simples, sem necessariamente demandar uma grande quantidade de equipamentos para tal. Assim, tem-se uma vantagem em se aplicar as LPFC nas ETE's. As estações de tratamento de esgotos que já possuem sistema de lagoas de estabilização e que visam à remoção de nutrientes podem aproveitar sua estrutura básica de lagoas para construir LPBS com uma área muito menor e a inserção de um reator UASB anteriores às lagoas já existentes.

Diante do exposto, este trabalho tem como objetivo realizar uma comparação entre o desempenho de lagoas de polimento operadas em regimes de fluxo contínuo e bateladas sequenciais, vislumbrando os seguintes aspectos: remoção do material orgânico residual, bactérias do grupo coliformes, nitrogênio e fósforo.

2 METODOLOGIA

A pesquisa experimental foi realizada em Campina Grande, na Paraíba, utilizando esgoto municipal da cidade. As lagoas foram projetadas em escala piloto com diâmetro de 0,5 m e profundidades de 0,2 e 0,4 metros. A escolha das baixas profundidades das LP se deve ao fato de haver uma maior eficácia no tratamento dos esgotos, principalmente no que tange à remoção de nutrientes, haja visto que em lagoas rasas ocorre incidência solar em toda a coluna d'água, propiciando a fotossíntese em todo o seu volume, o

que acarreta uma rápida e considerável elevação do pH (CAVALCANTI, 2003).

Quanto aos sistemas de lagoas de polimento, avaliou-se o comportamento de três configurações básicas: (1) lagoas de bateladas sequenciais (LPBS), (2) lagoas unitárias de fluxo contínuo e mistura completa (LPFC) e (3) duas lagoas em série de fluxo contínuo e mistura completa (LPFC2). As lagoas eram agitadas suavemente por uma palheta superficial central com baixa rotação (6 rpm) para uniformizar a concentração da fase líquida e evitar a flotação de algas. O esgoto foi submetido ao tratamento anaeróbio, por meio de um reator UASB, o qual possuía um volume útil de 2,50 m³ e altura de 1,70 metros, projetado para tratar uma vazão de até 10 m³/dia. É importante destacar que o reator havia sido previamente instalado e estava em operação no local de realização dos experimentos, tratando o esgoto sanitário municipal de Campina Grande. O efluente tratado era transferido para um tanque de equalização com volume de 1 m³, onde se mantinha homogêneo por meio de uma palheta giratória acoplada na parte inferior do tanque, e, em seguida, era encaminhado para as lagoas de polimento.

Para a alimentação das LP, cada sistema contou com uma bomba dosadora, um temporizador e tubos de alimentação que ligavam o tanque de equalização, com o efluente tratado no reator UASB, aos sistemas de lagoas. As bombas dosadoras possuíam vazões máxima e mínima de 22,8 e 1,02 L/h, respectivamente. Os temporizadores, utilizados somente para controle do período de funcionamento das bombas que alimentavam as LPFC, eram do tipo industrial, os quais possuíam 20 programações.

As LPFC foram operadas em cinco fases, as quais tiveram tempos de permanência de 1, 2, 4, 8 e 16 dias. Por sua vez, as LPFC2 tiveram tempos de permanência de 2, 4, 8, 16 e 32 dias, uma vez

que operaram em série. Os sistemas foram operados durante duas semanas com cada tempo de permanência e, ao dar início à uma nova fase, foram necessárias duas semanas para estabilização do sistema.

As LPBS eram operadas sem inóculo: estas eram preenchidas com efluente do reator UASB e as variáveis operacionais (temperatura, pH, OD, DQO, amônia e fosfato) eram determinadas diariamente até o pH atingir um valor de 9,5. A partir de então, o líquido permanecia na lagoa e o sistema era monitorado, com auxílio das mesmas análises das variáveis supracitadas, até atingir uma concentração de fosfato menor que 1 mg/L, o que caracterizava o final da batelada, haja visto que o tempo necessário para a remoção de fosfato era maior que para a remoção de amônia e DQO.

Realizaram-se análises laboratoriais do esgoto tratado no reator UASB e em cada uma das lago-

as. As LPFC e LPFC2 eram monitoradas três vezes por semana, haja visto a pequena variação de comportamento dos sistemas ao longo dos dias, enquanto as LPBS eram monitoradas diariamente, uma vez que o regime operacional provocava uma maior alteração nas variáveis analisadas em um curto período de tempo. As análises laboratoriais se referiam aos mesmos parâmetros avaliados para as LPBS (temperatura, pH, OD, DQO, amônia e fosfato). As coletas sempre ocorriam no período da manhã. A amostragem era realizada por meio da retirada do sobrenadante de cada lagoa e do efluente do reator UASB.

Na Fig. 1 mostra-se uma representação esquemática dos sistemas de lagoas que foram operados. A pesquisa foi realizada no período de setembro de 2019 a janeiro de 2020, quando a radiação solar em Campina Grande é a mais intensa (INMET, 2019).

Figura 1 - Representação esquemática dos sistemas operados na pesquisa

Fonte: Autor (2021)

A Fig. 2 apresenta a vista lateral das lagoas operadas. Destacam-se as LPFC em série de 0,20 e 0,40 metros de profundidade (A e C), a LPBS de 0,20 metros de profundidade (B) e a LPBS de 0,40

metros de profundidade (D). É importante ressaltar que os dados referentes às LPFC unitárias foram obtidos por meio da primeira lagoa dos sistemas das LPFC.

Figura 2 - Representação da vista lateral das lagoas utilizadas no experimento.

Fonte: Autor (2021).

Quanto ao monitoramento, foram avaliadas as seguintes variáveis: OD (máximo-mínimo), pH (máximo-mínimo), temperatura, DQO, nitrogênio amoniacal e fosfato. Para a medição do OD, temperatura e pH, utilizou-se a sonda multiparamétrica (Hanna, modelo HI 98196), enquanto para os demais parâmetros adotaram-se as metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2017).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas Fig. de 3a a 3f pode-se observar a variação dos parâmetros: OD, pH, temperatura, DQO, nitrogênio amoniacal e fosfato, medidos em função do tempo de permanência para as LPFC e LPBS para lagoas com profundidade de 0,2 m e 0,4 m. Os dados se referem ao período de maior

intensidade de radiação solar (setembro de 2019 a janeiro de 2020).

É importante destacar que a pesquisa experimental considerou basicamente dois aspectos: (1) a influência do regime hidrodinâmico sobre o desempenho das lagoas, e (2) a influência da profundidade das lagoas. Em relação ao regime hidrodinâmico sobre a eficiência de tratamento nas lagoas, observa-se que as reações ocorrem mais rapidamente em lagoas operadas em regime de bateladas sequenciais que em regime de fluxo contínuo, como pode ser observado nos gráficos apresentados nas Fig. 3a a 3f. Cada um dos aspectos analisados será discutido a seguir.

(1) Concentração de OD

Para todos os casos pesquisados houve variações diurnas da concentração de OD, o que é

de se esperar, tendo em vista que a fotossíntese é um processo que só se desenvolve durante o dia.

Nas LPFC e LPBS, percebe-se uma desaceleração do aumento ou mesmo uma diminuição da concentração de OD com o aumento do tempo de permanência, que deve ser atribuído também ao aumento do pH. Quando o pH atinge valores acima de 10, a capacidade fotossintética das algas é afetada irreversivelmente e a concentração de OD diminui. Consequência disso, o ambiente se torna anaeróbio (PUIG, et al., 2010). Porém, nos casos analisados, as LPFC atingiram pH em torno de 9,5, permitindo uma concentração de OD relativamente elevada, oscilando entre 6 e 10 mg/L para os últimos tempos de permanência analisados (16 dias para as lagoas unitárias e 32 dias para os sistemas de lagoas em série).

Um terceiro aspecto a ser observado é que a concentração de OD tende a ser maior em LPBS do que em LPFC. Enquanto as LPFC unitárias e em série requerem cerca de 16 dias para atingir uma concentração de 10 mg/L, as LPBS de 0,20 e 0,40 metros de profundidade demandaram apenas 3 e 8 dias, respectivamente, para atingir o mesmo valor que as LPFC. Destaca-se também que a LPBS mais rasa chegou a alcançar um pico máximo de aproximadamente 18 mg/L.

Isso também se explica pela influência do pH: nas LPBS, o pH inicial é neutro e a capacidade de crescimento das algas é perto da máxima. Em seguida, a produção de oxigênio diminui na medida em que o pH aumenta. Nas LPBS, por serem lagoas de mistura completa, o valor do pH é elevado durante todo o tempo e, por isso, a taxa de fotossíntese é mais baixa que nas LPFC.

(2) pH

Os processos que afetam a variação do pH em LP são a fotossíntese e a dessorção de amônia, conforme estudo realizado e apresentado no artigo de Moraes, Santos e van Haandel (2021), publicado nesta mesma série. A fotossíntese diminui a acidez, mas não afeta a alcalinidade, de modo que o pH tende a aumentar. A dessorção de amônia aumenta a acidez e diminui a alcalinidade, resultando numa diminuição do pH (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

Na Fig. 3b, o pH aumenta em todas as lagoas com o tempo, provocado pela fotossíntese (consumidora de CO_2), que se sobrepõe sobre a oxidação de material orgânico (gerador de CO_2). Porém, pode-se observar que as LPBS obtiveram pH acima de 9,5 em poucos dias (5 e 10 dias para as lagoas de 0,20 e 0,40 metros de profundidade, respectivamente), enquanto as LPFC unitária e em série demandaram cerca de 16 dias para chegar ao mesmo pH.

Devido à maior velocidade de aumento do pH nas LPBS do que nas LPFC, pode-se concluir que a fotossíntese é mais rápida nas primeiras, o que é corroborado pelo rápido aumento da concentração de OD. A razão da diferença é que, nas LPBS, a taxa de fotossíntese inicialmente é elevada, removendo CO_2 a alta taxa. Nas LPFC o pH desde o início é elevado, o que tende a diminuir a taxa de fotossíntese.

(3) Temperatura

A Fig. 3c mostrou que as LPFC unitárias e em série apresentaram variações de temperatura entre 20 e 27°C, enquanto as LPBS tiveram uma oscilação de 24 e 28°C. Esses valores estão diretamente relacionados ao período em que o experimento foi realizado, sendo na fase de maior intensidade solar na cidade (INMET, 2019).

Figura 3a - Valores máximo e mínimo da concentração de OD em função do tempo de permanência para as LPFC e LPBS com as profundidades de 0,20 e 0,40 metros.

Figura 3b - Valores médios do pH em função do tempo de permanência para as LPFC e LPBS com as profundidades de 0,20 e 0,40 metros.

Figura 3c - Valores médios da temperatura em função do tempo de permanência no caso das LPFC e LPBS com as profundidades de 0,20 e 0,40 metros.

Figura 3d - Valores médios da DQO em função do tempo de permanência no caso das LPFC e LPBS com as profundidades de 0,20 e 0,40 metros.

Figura 3e - Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal em função do tempo de permanência no caso das LPFC e LPBS com as profundidades de 0,20 e 0,40 metros.

Figura 3f - Eficiência de remoção de fosfato em função do tempo de permanência no caso das LPFC e LPBS com as profundidades de 0,20 e 0,40 metros.

(4) Material orgânico

Analisando a Fig. 3d, percebe-se que a concentração de material orgânico (DQO) nas LPFC se elevou concomitante com o tempo de permanência, chegando a valores acima de 600 mg/L nas lagoas de 0,20 metros de profundidade. Esse aumento deve ser atribuído ao crescimento de algas nas lagoas, estimulado pela boa transparência do efluente do reator UASB. As LPBS apresentaram valores da DQO menores que as LPFC. Isso pode ser atribuído a uma floculação e sedimentação mais intensa, possivelmente devido ao aumento do pH mais rápido nas LPBS. Pode-se observar ainda que a DQO nas lagoas mais rasas (0,2 m) tende a ser maior que a DQO nas lagoas mais profundas.

(5) Amônia

Avaliando a remoção de amônia nas LPFC e LPBS (Fig. 3e), parâmetro relevante para a decisão da destinação do efluente tratado, observa-se que todas as lagoas obtiveram uma remoção quase total do nutriente. A diferença está no tempo de permanência necessário para atingir a remoção completa para os diferentes regimes de operação analisados. As LPBS de 0,20 e 0,40 metros de profundidade necessitaram de apenas 2 e 8 dias, respectivamente, para chegar a valores acima de 90% de eficiência. Já as LPFC, sejam as lagoas únicas ou em série, de 0,20 e 0,40 metros de profundidade, demandaram cerca de 16 dias para atingir o mesmo feito.

O trabalho de Morais, Santos e van Haandel (2021) mostrou que a remoção do nitrogênio se deve ao desprendimento de amônia da fase líquida, sendo este o mecanismo predominante em elevados valores de pH e responsável pela remoção do nitrogênio. Nas LPBS distinguem-se três fases na remoção do nitrogênio: i) uma fase inicial, com uma taxa de remoção relativamente baixa porque o pH e a concentração de NH_3 ainda são baixos, ii) uma

fase intermediária, com um pH em torno de 8 a 8,5, quando a taxa de dessorção é elevada devido à concentração mais elevada de NH_3 na fase líquida e iii) uma fase final, quando a taxa é baixa novamente devido ao valor baixo de NH_3 ainda que o pH seja elevado, porque a concentração total de amônia existente no líquido, já é baixa.

Como a dessorção de NH_3 é intimamente relacionada com o pH e esse, por sua vez, aumenta mais rapidamente em LPBS, a remoção de amônia se processará em um tempo menor nestas. Esse resultado impacta diretamente a área necessária para implantação do sistema, tendo em vista que, quanto maior é o tempo de permanência necessário para a remoção de amônia, maior a área ocupada pela lagoa.

(6) Fosfato

Os dados indicam que nas LPFC (Fig. 3f) a remoção de fosfato é parcial e tende a aumentar com o tempo de permanência. Tal regime de operação só permitiu uma remoção inferior a 80% nos sistemas com lagoas em série com profundidade de 0,20 e 0,40 metros. As LPFC unitárias só atingiram uma eficiência máxima de 60%. As LPBS conseguiram remover mais de 80% de fosfato, necessitando apenas de 5 e 10 dias para as lagoas de 0,20 e 0,40 metros de profundidade, respectivamente. As lagoas LPFC e LPFC2 não conseguiram atingir uma concentração de fósforo residual no seu efluente final inferior a 1 mg/L, independentemente do tempo de permanência aplicado, enquanto nas LPBS foi observada uma baixa concentração de fosfato no efluente tratado, chegando em alguns dias, dependendo da profundidade, a atingir valores iguais ou inferiores a 1 mg/L.

A remoção parcial do fosfato pelas LPFC não é necessariamente um problema quando se deseja utilizar a água para reúso nas indústrias. Nesse caso, torna-se inevitável que se aplique clarifica-

ção ou flotação para remover as algas e outros sólidos em suspensão. Como se usam normalmente sais férricos ou de alumínio, a precipitação de fosfato ocorrerá paralelamente e deixará uma concentração residual muito baixa, menos que $0,1 \text{ mgP.L}^{-1}$.

(7) Decaimento de *E. Coli*

As bactérias do grupo coliformes são utilizadas como indicadores da quantidade de microrganismos de origem fecal presentes em um determinado efluente. Experiências de vários pesquisadores mostram que o decaimento bacteriano se dá como um processo de primeira ordem (BASTISTA et al., 2021). Para valores de pH abaixo de 9,5, tem-se em um decaimento exponencial nas LPBS e hiperbólico nas LPFC (CAPRI; MARAIS, 1974), conforme é evidenciado pelas Equações 1, 2 e 3, bem como as Fig. 4 e 5:

$$\text{LPBS: } N_f/N_i = \exp(-k_b R_h) \quad (1)$$

$$\text{LPFC (unitário): } N_f/N_i = 1/(1 + k_b R_h) \quad (2)$$

$$\text{LPFC (2 em série): } N_f/N_i = 1/(1 + k_b R_h/2)^2 \quad (3)$$

Em que:

N_f : concentração dos coliformes no efluente final (NMP/100 mL)

N_i : concentração dos coliformes no afluente da LP (NMP/100 mL)

K_b : constante de decaimento dos coliformes (dia^{-1})

R_h : tempo de permanência ou da batelada (dias)

Para a elaboração das Fig. 4 e 5, foram utilizados dados da pesquisa realizada por Cavalcanti (2003), desenvolvida em Campina Grande. Na Fig. 4, plotou-se a razão $\ln(N_f/N_i)$ em função do grupo adimensional $k_b R_h$. Pode-se observar que o decaimento da LPBS é muito maior que nas LPFC e a diferença se torna maior na medida em que se deseja uma remoção mais eficiente dos coliformes.

Na Fig. 5, plotou-se a razão entre o tempo de permanência de uma série de LPFC de mistura completa e uma LPBS em função do número de LPFC em série para dois valores da eficiência de decaimento dos coliformes: 99,9 e 99,99 %. Na prática, a eficiência desejada geralmente estará entre esses dois valores. A Fig. 5 mostra que o tempo de permanência de LPFC é muito maior que o tempo das LPBS. Por exemplo, no ponto A da Fig. 5 vê-se que a razão $R_{hfc}/R_{hbs} = 4$ para 4 LPFC em série, ou seja, nestas condições cada lagoa da série de LPFC tem o mesmo tempo de permanência que a LPBS e, portanto, o tempo de permanência na série de 4 lagoas LPFC seria 4 vezes maior que na LPBS.

Figura 4 - Valor da concentração residual de *E. coli* em função do grupo adimensional $k_b R_h$ para diferentes regimes hidráulicos: batelada e Mistura Completa (MC).

Figura 5 - Razão entre LPFC de Mistura Completa (MC) e LPBS em função do número de LPFC em série para decaimento de 99,9 e 99,99 % dos *E. coli*.

A partir do perfil das variáveis com o tempo de permanência, determinou-se o tempo necessário para alcançar uma concentração desejada, que indica boa eficiência de remoção dos constituintes indesejáveis do esgoto. Na Tabela 1, pode-se observar os tempos necessários para atingir valores desejados de DQO, *E. coli*, amônia e fosfato em diferentes tipos de lagoas (LPBS e LPFC unitária e duas em série) com diferentes profundidades ($H = 0,2$ e $0,4$ m).

No trabalho de Batista et al. (2021) estabeleceu-se a dependência da constante de decaimento da temperatura e da profundidade da lagoa, levando à seguinte expressão geral:

$$k_b = 1,14/H \cdot 1,07^{T-20} \quad (4)$$

Em que:

k_b : constante de decaimento dos coliformes (dia^{-1})

H : profundidade da lagoa (m)

T : temperatura ($^{\circ}\text{C}$)

De posse do valor da constante de decaimento, pela Eq. 4, pode-se calcular o tempo de permanência necessário para uma determinada eficiência de remoção de *E. coli* com auxílio das Eq. 1, 2 e 3. Os valores estão na Tabela 1 para uma eficiência desejada de 99,99 %.

Tabela 1 - Tempo necessário (dias) para atingir a remoção de *E. coli*, DQO, nitrogênio amoniacal e fosfato em LPBS, LPFC e LPFC2 com profundidades de 0,20 e 0,40 metros (temperatura = 25°C).

Constituinte	Valor desejado	LPBS (dias)		LPFC (dias)		LPFC (2 em série, d)	
		H:0,2 m	H:0,4 m	H:0,2 m	H:0,4 m	H:0,2 m	H: 0,4 m
<i>E. coli</i>	$E_f = 99,99\%$	1,1	2,3	1250	2501	6,2	12,4
DQO	< 200 mg/L	5	3	2	8	4	8
N-amoniacoal	<1 mg/L	2	9	16	16	14	14
P-fosfato	<1 mg/L	5	10	-	-	-	-

Fonte: Autor (2021)

A partir dos números da Tabela 1 pode-se afirmar o seguinte:

(1) Qualidade higiênica

Há uma diferença considerável entre o tempo de permanência na LPBS e as LPFC. Como a qualidade higiênica invariavelmente é um parâmetro importante, a vantagem de ter uma LPBS sempre será maior. Naturalmente podem-se aplicar outros métodos para melhorar a qualidade higiênica das LPFC, como, por exemplo, cloração, mas esse procedimento trará outros problemas (produção de organoclorados), além dos custos operacionais.

(2) Concentração residual de material orgânico

A concentração de material orgânico (DQO) é de menor importância, porque a maior parte será

composta de algas e tenderia a aumentar a concentração de OD. A diferença entre as LPBS e as LPFC é relativamente pequena e todos têm um tempo de permanência curto.

(3) Nitrogênio amoniacal

O tempo de permanência para remoção eficiente de nitrogênio amoniacal em LPBS é muito menor que em LPFC ou LPFC2, o que representa uma clara vantagem quando a remoção de nutrientes é importante.

(4) Fosfato

A remoção eficiente de fosfato (residual < 1 mgP/L) só é possível em LPBS; nas LPFC a remoção de fósforo é parcial e insuficiente para obter uma boa qualidade do efluente de acordo com

a Resolução nº 357/2005 do Conama. Portanto, as LPFC não podem produzir a qualidade necessária para descarga do efluente final em águas de superfície e a rigor não podiam ser usados para tal fim.

Os valores na Tabela 1 mostram claramente a vantagem de operar lagoas de polimento em regime de bateladas sequenciais. Lagoas em regime de fluxo contínuo requerem um tempo relativamente maior para efetuar o decaimento de *E. coli* e remoção de nitrogênio, além de não atuarem na remoção eficiente de fósforo.

4 CONCLUSÃO

Considerando os aspectos analisados, pode-se concluir que as lagoas de polimento possuem grande potencial para serem aplicadas como pós-tratamento de esgotos tratados anaerobiamente, trazendo benefícios quanto à remoção de material orgânico residual, nutrientes e patógenos.

As LPBS tornam-se mais atrativas que as LPFC devido à velocidade de remoção dos constituintes indesejáveis do esgoto, o que permite a aplicação de um menor tempo de permanência do líquido no sistema e, conseqüentemente, uma redução na área ocupada. Em contrapartida, o uso das LPBS requer um custo adicional de construção e operação pela transformação do regime hidráulico de fluxo contínuo no reator UASB para bateladas sequenciais nas lagoas.

Realizando uma comparação entre as LPFC unitária e em série, pode-se observar uma melhoria na qualidade do efluente ao se acrescentar uma lagoa no sistema, principalmente no que tange à remoção de *E. coli*. As LPFC se tornam progressivamente mais eficientes na medida em que se aumenta o número de lagoas em série, mas esse número na prática é limitado pelo custo de construção.

5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo incentivo financeiro as pesquisas.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA; WATER ENVIRONMENT ASSOCIATION - WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23th. ed. Washington D C. 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005: 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 Oficial da União**, Brasília, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011: Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2011.

BATISTA, M. M.; LAMBAIS, G. R.; SANTOS, S. L.; VAN HAANDEL, A. Decaimento bacteriano em lagoas de polimento tratando efluente de reator UASB. **Revista DAE: Edição especial**, São Paulo, n. 229, março 2021.

CAPRI M. G.; MARAIS G. V. R. (1974). **Anaerobic Filter Treatment of Wine Distillery Waste**, Research Report W1, Department of Civil Engineering, University of Cape Town, South Africa.

CAVALCANTI P. F. F. **Integrated Application of the UASB Reactor and Ponds for Domestic Sewage Treatment in Tropical Regions**. 2003. 139p. PhD thesis, University of Wageningen, The Netherlands, 2003.

DIAS, D. F. C.; PASSOS, R. G.; RODRIGUES, V. A. J. DE MATOS, M. P. SANTOS, C. R. S.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of a natural treatment system for small communities, composed of a UASB reactor, maturation ponds (baffled and unbaffled) and a granular rock filter in series. **Environmental Technology**, v. 39, n. 4, p. 490-502, 24 mar. 2017. <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1304456>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Demográfico 2010**. 2010. Disponível em: <<https://biblio->

teca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/93/cd_2010_caracteristicas_populacao_domicilios.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2020.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Dados meteorológicos**: Campina Grande. 2019. Disponível em: inmet.gov.br. Acesso em: 07 mar. 2020.

LEVENSPIEL, O. **Chemical Reaction Engineering**, 4th ed. Wiley, New York, USA, 2003.

MARAIS, G. V. R; SHAW, V. A. A rational theory for the design of sewage stabilization ponds in Central and South Africa. **Civil Engineering = Siviele Ingenieurswese**, v. 3, n. 11, p. 205-227, nov. 1961.

MARAIS, G. V. R; SHAW, V. A. (1961): Rational theory for design of waste stabilization ponds in South Africa, **Transactions of the South African Institute of The Civil Engineering Engineer in South Africa**, v. 3, n. 11, 205-227, 1961.

METCALF; EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução de Ivanildo Espanhol e José Carlos Mierzwa. 5. ed. Porto Alegre: AMGH Editora Ltda., 1980 p. 2016.

MORAIS C. E. P.; SANTOS S.L; VAN HAANDEL, A. Determinação de constantes de transferência de compostos voláteis em lagoas de tratamento de esgoto. **Revista DAE: Edição especial**, São Paulo, n. 229, março 2021.

PUIG, S.; SERRA, M.; COMA, M.; CABRÉ, M. BALAGUER, M. D.; COLPRIM, J. Effect of pH on nutrient dynamics and electricity production using microbial fuel cells. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 24, p. 9594-9599, dez. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.07.082>

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande, Epgraf, 1994, 220 p.

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