



JONATHAN DA SILVA FARIA

**AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E
TERMOTOLERANTES EM SISTEMAS ALAGADOS
CONSTRUÍDOS COM DIFERENTES POSIÇÕES DE
CHICANAS**

LAVRAS - MG
2021

JONATHAN DA SILVA FARIA

**AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E
TERMOTOLERANTES EM SISTEMAS ALAGADOS
CONSTRUÍDOS COM DIFERENTES POSIÇÕES DE
CHICANAS**

Monografia apresentada ao Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do curso de Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, para à obtenção do título de Bacharel.

Profa. Dra. Fátima Resende Luiz Fia.
Orientador(a)

Msc. Mateus Henrique Barbosa.
Coorientador(a)

LAVRAS - MG
2021

JONATHAN DA SILVA FARIA

**AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E
TERMOTOLERANTES EM SISTEMAS ALAGADOS
CONSTRUÍDOS COM DIFERENTES POSIÇÕES DE
CHICANAS**

Monografia apresentada ao Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do curso de Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, para à obtenção do título de Bacharel.

Aprovado em 07 de Maio de 2021.

Prof. Msc. Mateus Henrique Barbosa UFLA.

Prof. Dr. Ronaldo Fia UFLA.

Prof. Dr. Paula Peixoto Assemany UFLA.

Prof(a) Dr(a): _____
Fátima Resende Luiz Fia
(Orientador)

LAVRAS - MG
2021

AGRADECIMENTOS

À Deus e meus guias, por todo amparo em momento difíceis onde sempre me imaginei sozinho.

À Universidade Federal de Lavras, especialmente ao Departamento de Engenharia Ambiental (DAM) pela oportunidade de estudo.

À CNPq pelo auxílio financeiro por um grande período de tempo.

À minha família, principalmente minha mãe Marcia e minha irmã Caroline, por todo amor me fornecem desde sempre.

À minha orientadora Fátima Fia pela paciência e por acreditar no meu trabalho por tanto tempo.

Ao Mateus Barbosa, meu Coorientador, por toda a calma, paciência e ajuda no desenvolvimento de meus trabalhos. Pode ter certeza que sem você, este trabalho não teria sido concluído da melhor forma possível.

Ao Laboratório de Águas Residuárias por ter sido um local de grande aprendizado, principalmente à técnica Juliana, por sempre estar a disposição para ajudar.

À Ana Flávia, por ter sido a primeira pessoa que me incentivou e me ensinou muito do que eu sei hoje.

A todos meus amigos de UFLA, Beatriz, Isabella, Karina, Breno, Vinícius, Marina, Thainara e Thaísa, por todos momentos incríveis e maravilhosos que passei com cada um de vocês.

Aos técnicos da Estação de Tratamento de Efluentes da UFLA, por terem sido tão prestativos no monitoramento do experimento.

Por fim, agradeço a todos aqueles que de forma direta ou indireta, participaram da elaboração deste trabalho e também de toda minha vida acadêmica. Meus mais sinceros agradecimentos.

RESUMO

Os Sistemas Alagados Construídos (SACs) são reatores destinados ao tratamento de efluentes e por serem de baixo custo de implantação e operação, têm ganhado bastante atenção nos estudos atuais. É um sistema que possui diversas vantagens se comparados com as tecnologias mais tradicionais, sendo uma delas a capacidade de remoção de microrganismos, como os Coliformes Totais e Termotolerantes. Dessa forma, o objetivo do presente estudo foi avaliar a eficiência de remoção de coliformes Totais e Termotolerantes em Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs-EHSS), com diferentes configurações de chicanas. O estudo foi realizado nas dependências da ETE/UFLA utilizando o efluente oriundo das atividades exercidas no campus universitário. Os SACs foram construídos em fibra de vidro com 2 m de comprimento, 0,50 m de largura e 0,70 m de altura, cada qual com uma configuração distinta; o SAC-A não possuía chicanas e era do tipo convencional, o SAC-B possuía chicanas laterais, que favorece o escoamento de uma lateral a outra, e o SAC-C possuía chicanas colocadas acima e abaixo do leito, facilitando um escoamento ascendente e descendente do efluente. Estes SACs foram todos preenchidos com brita 0 ($D_{60} = 7,0$ mm), com volume de vazios de $0,494 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, a uma altura de 0,55m, mantendo a altura do efluente com 0,50 m de altura para que o sistema fosse subsuperficial. Além disso, em cada SAC foram plantadas 10 mudas de *Pennisetum setaceum*, espécie vegetal popularmente conhecida como Capim do Texas. A alimentação do sistema foi feita utilizando bombas solenoides e o monitoramento da vazão foi feito diariamente por meio de medição direta a fim de manter a vazão média de $0,183 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, resultando em um tempo de detenção hidráulica de 1,35 dias, com taxa de carregamento orgânico superficial $592,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e taxa de carregamento orgânico volumétrico de $240,0 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. As coletas das amostras foram feitas semanalmente no período de agosto a novembro de 2019 e encaminhadas aos Laboratórios de Águas Residuárias e de Análises Microbiológicas, ambos do Departamento de Engenharia Ambiental da UFLA e as análises realizadas foram de potencial Hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), coliformes totais (CT), coliformes termotolerantes (CTer), sólidos totais (ST), fixos (STF) e voláteis (STV), segundo APHA et al., (2012). As eficiências de remoção obtidas para CT foram de 89,2, 89,5 e 90,5%, e para CTer foram de 69,7, 88,4 e 91,1% para o SAC-A, SAC-B e SAC-C, respectivamente. Os valores foram satisfatórios, porém não houve diferença estatística entre si, utilizando teste Kruskal-Wallis com nível de significância de 5%, indicando que a presença das chicanas não causou interferência na remoção destes poluentes. O que pode explicar este fenômeno é o alto índice de colmatção dos sistemas, caracterizado aqui pelo acúmulo de sólidos na zona de entrada do sistema e pelo aparecimento de lâmina d'água superficial, favorecendo na diminuição da eficiência de tratamento do efluente, além de uniformizar o tratamento entre os sistemas.

Palavras-chave: Wetlands Conctruídos, Tratamento de Esgoto, Colmatção, Placas Defletoras.

ABSTRACT

Constructed Flooded Systems (SACs) are reactors intended for the treatment of effluents and since they are of low cost of implantation and operation, they have gained a lot of attention in the current studies, since they have several advantages compared to the more traditional technologies, one of which being ability to remove microorganisms, such as Total and Thermotolerant Coliforms. So, the objective of the present study was to evaluate the efficiency of removing Total and Thermotolerant coliforms in flooded systems constructed from horizontal subsurface flow (SACs-EHSS), with different baffle configurations. The study was carried out on the premises of ETE / UFLA using the effluent from the activities carried out on the university campus. The SACs were built in fiberglass 2 m long, 0.50 m wide and 0.70 m high, each with a different configuration; SAC-A had no baffles and was of the conventional type, SAC-B had side baffles, which favor the flow from one side to another, and the SAC-C had baffles placed above and below the bed, facilitating an upward and outward flow descending of the effluent. These SACs were all filled with gravel 0 (D60 = 7.0 mm), with a void volume of 0.494 m³m⁻³, at a height of 0.55m, maintaining the height of the effluent at 0.50 m in height so that the system to be subsurface. In addition, 10 seedlings of *Pennisetum setaceum*, a plant species popularly known as Texas grass, were planted in each SAC. The system was supplied using solenoid pumps and the flow monitoring was done daily through direct measurement in order to maintain the average flow rate of 0.183 m³ d⁻¹, resulting in a hydraulic holding time of 1.35 days, with surface organic loading rate 592.7 kg ha⁻¹ d⁻¹ and volumetric organic loading rate of 240.0 g m⁻³ d⁻¹. Sample collections were made weekly from August to November 2019 and sent to the Wastewater and Microbiological Analysis Laboratories, both from the Environmental Engineering Department at UFLA and the analyzes performed were of hydrogen potential (pH), electrical conductivity (EC), total coliforms (CT), thermotolerant coliforms (CTer), total solids (ST), fixed (STF) and volatile (STV), according to APHA et al., (2012). The removal efficiencies obtained for CT were 89.2, 89.5 and 90.5%, and for CTer they were 69.7, 88.4 and 91.1% for SAC-A, SAC-B and SAC-C, respectively. The values were satisfactory, but there was no statistical difference between them, using the Kruskal-Wallis test with a 5% significance level, indicating that the presence of baffles did not cause interference in the removal of these pollutants. What can explain this phenomenon is the high evidence of clogging of the systems, characterized here by the accumulation of solids in the entrance area of the system and by the appearance of a superficial water layer, favoring the reduction of effluent treatment efficiency, in addition to standardizing treatment between systems.

Key words: Constructed Wetlands, Sewer Treatment, Clogging, Baffle Plates.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	8
2	OBJETIVO	10
3	REFERENCIAL TEÓRICO	10
3.1	Sistemas Alagados Construídos	10
3.2	Principais Componentes de um SACs-EHSS	12
3.3	Variação das configurações em SACs	14
3.4	Mecanismos de remoção em SACs	15
3.5	Coliformes totais e termotolerantes	18
4	METODOLOGIA	20
4.1	Caracterização do experimento	20
4.2	Monitoramento dos SACs	22
4.3	Perfil de retenção dos contaminantes ao longo dos SAC-EHSS	23
4.4	Análise de dados	24
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	24
5.1	Características do esgoto universitário e eficiências de tratamento	24
5.2	Perfil de retenção dos poluentes analisados	30
6	CONCLUSÃO	34
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35

1 INTRODUÇÃO

O Brasil é um país que ultimamente apresenta avanços em vários setores sociais, mas que ainda está muito atrasado no que se refere ao saneamento básico. Ele compreende as medidas a serem tomadas para preservar o meio ambiente, prevenir doenças e promover saúde a partir do tratamento de água para abastecimento humano, coleta e tratamento do esgoto, gestão dos resíduos sólidos e o gerenciamento da drenagem de água pluvial.

Cada esfera possui parâmetros a serem seguidos, sendo estes dispostos em legislação federal. Em relação ao tratamento de esgoto, existe a resolução CONAMA 430/2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, estipulando os valores máximos permitidos das variáveis a serem analisadas, para que seja possível o lançamento do efluente no curso d'água.

Os padrões descritos pela Resolução CONAMA são importantes, devido as consequências indesejáveis que o despejo inadequado de efluentes causam nos cursos d'água. O despejo incorreto pode levar a diminuição do oxigênio dissolvido, enriquecimento dos corpos d'água com nutrientes, causando a eutrofização (COSTA et al., 2018), contaminação por metais pesados (MARENGONI et al., 2013), poluição das águas com microrganismos, destinadas ao abastecimento humano, levando ao desenvolvimento de doenças de veiculação hídrica, causadas por bactérias, vírus e parasitas, como a diarreia, febre tifóide, hepatites, esquistossomose, cólera e leptospirose (GUEDES et al., 2015; CUNHA et al., 2018).

Com intuito de respeitar a legislação vigente e evitar os problemas que o descarte inadequado pode gerar, diversas tecnologias para o tratamento de efluentes, tanto sanitário quanto industrial, são utilizadas para que o tratamento alcance os padrões estipulados pela Resolução CONAMA 430/2011. Tecnologias como os reatores anaeróbios de fluxo ascendente, filtros biológicos e as lagoas, são opções de tratamento convencionais usadas a bastante tempo, devido a suas significativas performances no tratamento de esgoto, entretanto, requerem maiores áreas de implantação e altos custos de investimentos.

Por outro lado, a aplicação de sistemas alagados construídos (SACs) tem demonstrado ser uma importante alternativa no tratamento de efluentes, pois são reatores projetados para remover os mais diversos poluentes por meio de processos físicos, químicos e biológicos. São sistemas que conseguem alta eficiência de remoção, possuem menor custo de implementação, não requerem energia externa para funcionar, a manutenção é fácil sem necessidade de mão de obra especializada (MATOS et al., 2008; ADRADOS et al., 2014), é um sistema natural e

descentralizado, indicando ser uma alternativa promissora em regiões com carência no tratamento de esgoto.

Os SACs são sistemas que tratam os efluentes a partir do trabalho conjunto entre plantas, microrganismos e material filtrante, além das condições ambientais como temperatura do ar, precipitação, entre outros (CHAGAS et al., 2011). Conhecer as características de cada um destes componentes e como eles auxiliam no tratamento é imprescindível para o entendimento exato do funcionamento desses sistemas.

Os tipos de microrganismos encontrados nas diferentes águas residuárias tratadas neste tipo de sistema são vários, mas um tipo em especial é a classe dos Coliformes. Essa classe é formada por microrganismos, sendo alguns patogênicos, e sua relevância é que estes são os organismos utilizados para avaliação da qualidade biológica do efluente após o tratamento, pois podem indicar contaminação de origem fecal. Esta avaliação é importante devido a alguns destes organismos serem de vida livre, e por isso é utilizado a *E. Coli*, que é exclusivamente fecal. Assim, conhecer como eles interagem, como se adaptam, quais processos estão interligados, quais mecanismos são responsáveis pela sua remoção e o quão eficiente é este sistema na remoção destes microrganismos, são informações essenciais para as estações de tratamento de efluentes e do efluente tratado.

2 OBJETIVO

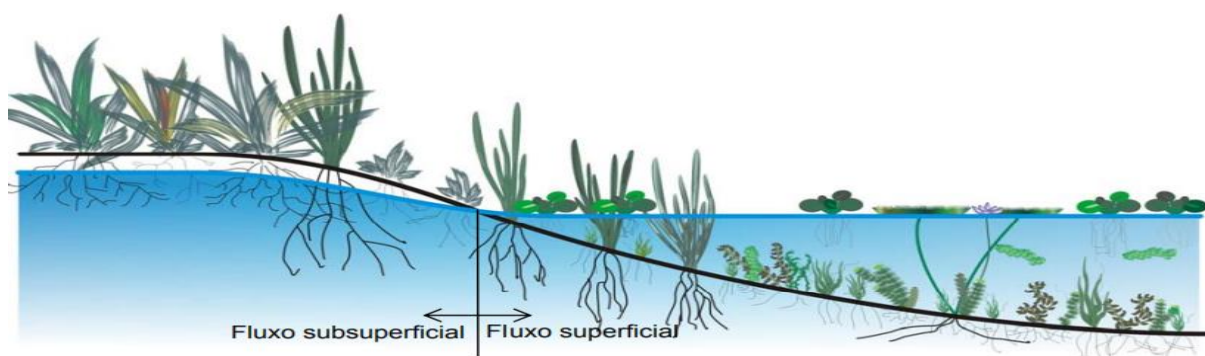
O presente trabalho objetivou avaliar a eficiência de remoção de coliformes totais e termotolerantes do esgoto universitário, em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial com diferentes posições de chicanas, plantados com *Pennisetum Setaceum*.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Sistemas Alagados Construídos

O surgimento deste tipo de tratamento remonta da década de 1950, quando estudiosos começaram a simular os ecossistemas alagados naturais de forma projetada, visando novas tecnologias de tratamento de efluentes que fossem mais acessíveis; Wetlands naturais são áreas alagadas ou naturalmente inundáveis, caracterizadas pela transição de sistema terrestre com sistema aquático e que desempenham função de “rins naturais” para a qualidade da água pois conseguem fazer a remoção de diversos poluentes como nutrientes, metais tóxicos e microrganismos (MONTEIRO, 2009; MALIK, 2007). Estas áreas são comumente conhecidas por brejos, várzeas, manguezais ou sistemas lacustres de pouca profundidade, como pode ser observado na Figura 1.

Figura 1 - Representação de um sistema alagado natural, de escoamento superficial e subsuperficial.



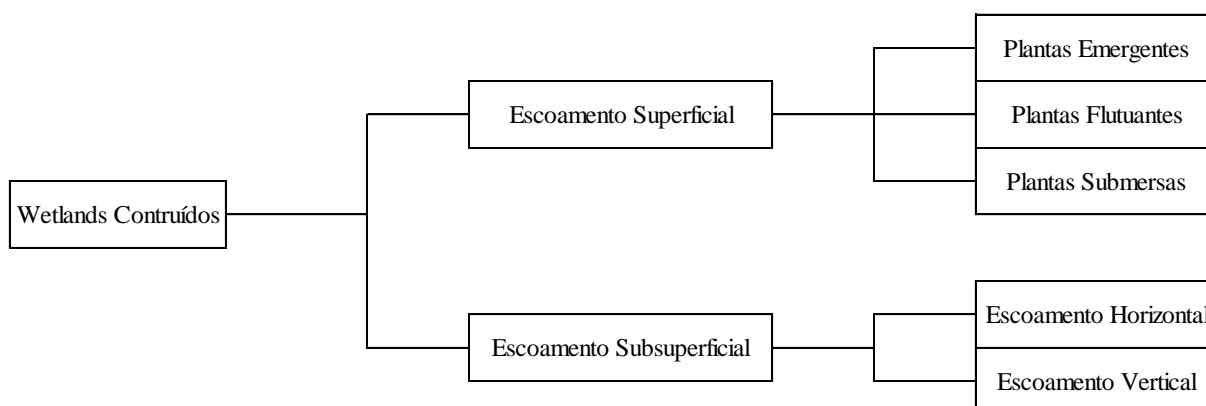
Fonte: Zanella (2008)

As espécies vegetais que conseguem viver nestes ambientes são conhecidas como macrófitas aquáticas, e a presença delas são de suma importância, como é dito por Buller (2014), pois elas possuem grande capacidade de adaptação e são eficientes na remoção de nutrientes e outros poluentes que possam estar na água.

Os Sistemas Alagados Construídos (SACs), conhecidos também como wetlands construídos ou apenas wetlands, são sistemas que reproduzem os wetlands naturais de forma controlada, podem apresentar material suporte em seu interior e ser ou não plantados. A função do material filtrante (normalmente brita ou cascalho) é dar suporte para o desenvolvimento das raízes das plantas e do biofilme aderido, tratando o efluente por meio de processos químicos, físicos e biológicos (MATOS et al., 2008; MATOS, 2010). De acordo com diversos autores, como De Paoli e Von Sperling (2013) e Matos (2010), a eficiência de tratamento em sistemas alagados construídos vem da interação dos componentes do meio com o material suporte, microrganismos, atmosfera, plantas e água.

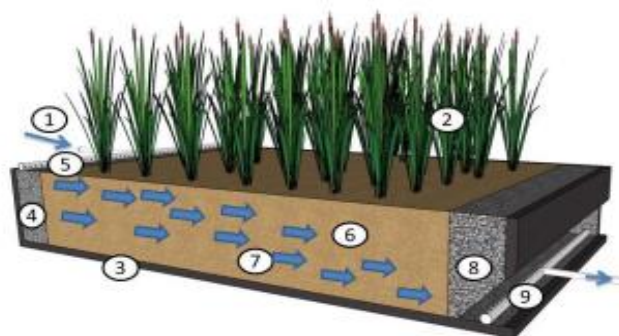
Os SACs podem ser classificados, segundo Machado et al. (2017), de acordo com a posição da lâmina d'água, sendo superficial (efluente acima do meio suporte) e subsuperficial (efluente abaixo do meio suporte); este último pode ser classificado quanto a direção do escoamento, podendo ser de escoamento horizontal ou escoamento vertical. Os SACs podem ser plantados com macrófitas flutuantes, submersas ou emergentes. A Figura 2 ilustra a classificação dos SACs.

Figura 2 - Classificação dos tipos de sistemas alagados construídos.



Os Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs-EHSS), objeto de pesquisa do presente estudo, são aqueles em que o efluente a ser tratado é disposto no início do sistema, na zona de entrada, percolando pelo meio suporte até atingir a zona final do sistema, onde este será coletado; e todo este caminho tende a ser horizontal pois o sistema possui uma leve declividade (SEZERINO, 2015). A representação de um SAC-EHSS com material suporte, plantado, pode ser observado na Figura 3.

Figura 3: Representação de um SAC-EHSS. 1) Afluente; 2) Macrófitas; 3) Impermeabilização de fundo; 4) Zona de entrada; 5) Tubo de alimentação; 6) Meio filtrante; 7) Sentido do escoamento; 8) Zona de saída; 9) Tubo de coleta do efluente.



Fonte: Pelissari (2013)

3.2 Principais Componentes de um SACs-EHSS

Os SACs-EHSS devem conter determinados elementos para que possa proporcionar o tratamento do efluente de forma significativa. Um destes é o material suporte, ou conhecido também como meio de suporte ou meio filtrante, que basicamente possui a função de dar suporte ao crescimento das plantas, ser lugar para o crescimento do biofilme aderido, atuar como filtro para alguns poluentes, além de influenciar diretamente os processos hidráulicos (CALIJURI et al., 2009; ADRADOS et al., 2014). Em trabalhos feitos por Machado et al. (2017) e Cunha e Junior (2018), é dito que os tipos de meios de suporte mais utilizados em SACs são cascalho, areia, escória de aço e pedregulho. Nos estudos desempenhados por Cunha, Merlim e Junior (2018) e Ormonde (2012), é explicado que a escolha do material filtrante é de extrema importância para a melhor conservação do regime hidráulico e da condutividade hidráulica, e que é imprescindível materiais que possuam grande índice de vazios para a prevenção do processo de colmatção, contribuindo com a vida útil do sistema.

Outro componente importante, mas não obrigatório, é a utilização das plantas, devido a sua capacidade de extração de nutrientes, tolerância a ambientes anóxicos, alagados e hipereutróficos, além possuir alto poder de dominação (habilidade de se sobressair a outras plantas) (MATOS et al., 2008; WU et al., 2014; SEZERINO et al., 2015). As plantas que preenchem os requisitos básicos para a utilização em SACs são conhecidas como macrófitas. Diversos estudos foram feitos no mundo utilizando vários tipos de macrófitas diferentes, as mais estudadas são: *Typha spp.* (typhaceae), *Scirpus spp.* (Cyperaceae), *Juncus spp.* (Juncaceae), *Eleocharis spp.* (Spikegrass) e a *Cynodon spp.* (Proaceae). (SEZERINO et al., 2015; Wu et al., 2014; MACHADO et al. 2016).

As funções das plantas dentro de um SACs são diversas, como extração de nutrientes, liberação de oxigênio para o meio, desenvolvimento do biofilme aderido nas raízes, aumento do volume de vazios do sistema, proporcionado pelo crescimento das raízes, diminuindo a ocorrência da colmatação, desenvolvimento e manutenção de comunidades microbianas no meio (MATOS et al., 2008; BOUTILIER et al., 2009; VYMAZAL, 2011; ADRADOS et al., 2014; MATOS et al., 2015).

O cultivo de plantas ornamentais, nos SACs, tem ganhado bastante atenção dos pesquisadores. Segundo Chagas et al. (2011), o motivo de seu uso é que elas são atrativas, proporcionando bom efeito paisagístico, diminuindo a rejeição de pessoas para com o sistema, e além do mais, pode-se usar espécies com algum interesse comercial, aumentando a renda do setor. Vários trabalhos foram desenvolvidos para avaliar o quão eficientes essas plantas podem ser para o tratamento de efluentes, e entre as plantas ornamentais utilizadas pode-se destacar *Zantedeschia aethiopica* (Copo de Leite), *Hemerocallis flava* (Lírio Amarelo), *Canna hortensis* (Biri) e *Cyperus papyrus* (Papiro ou Papiro Gigante) (ZANELLA, 2008; CHAGAS et al., 2011).

Outro componente que está presente nos SACs são os microrganismos, como as bactérias, protozoários, micrometazoários e fungos (PELLISSARI, 2013) . Cada um destes grupos possui funções distintas, mas importantes para o funcionamento do sistema. As bactérias estão presentes em todo sistema e podem ficar aderidas ao material suporte ou nas raízes das plantas, formando o biofilme, e são os organismos responsáveis pela degradação da matéria carbonácea e pelo processo de nitrificação e desnitrificação. Os protozoários são organismos que diminuem a geração do lodo do sistema, pois eles se alimentam das bactérias floculadas, mantém o equilíbrio das bactérias, pois podem se alimentar de células vivas, clarificam o efluente, produzem polissacarídeos que auxiliam na floculação do material suspenso (PELLISSARI, 2013).

Outros microrganismos que também estão presentes neste tipo de sistema são os vírus, cistos e ovos de helmintos, mas diferente dos anteriores, não auxiliam no tratamento do efluente, sendo importante saber que eles estão presentes nos SACs. Costa et al. (2003) reporta que os bacteriófagos são vírus responsáveis pela morte de bactérias, pois eles as infectam, e com o processo de replicação, causam a lise, ou morte celular das bactérias. Os cistos de protozoários e ovos de helmintos necessitam de um tempo de latência para se desenvolverem e como possuem uma superfície forte, para não serem degradados facilmente, conseguem sobreviver em ambientes extremos, permanecendo no sistema por longos períodos de tempo (TONANI, 2008).

3.3 Variação das configurações em SACs

Como diversas tecnologias para tratamento de efluentes, os SACs possuem determinada eficácia na remoção de poluentes e contaminantes, e para que ocorra o aumento da eficiência de remoção, mudanças na configuração do sistema podem ser feitas, como a utilização de sistemas circulares, alteração da relação comprimento e largura em sistemas retangulares e a inserção de chicanas ou placas defletoras. De acordo com Farjood et al. (2015) e Coggins et al. (2018), chicanas são defletores porosos ou sólidos instalados dentro dos sistemas, nas mais variadas direções, para limitar e direcionar o fluxo, e para que aumente a taxa de tratamento do sistema. A implantação das chicanas é muito positiva para o aumento da eficiência de remoção de poluentes em SACs, mas isto só irá ocorrer se elas forem colocadas de forma correta, pois segundo Nighman & Harbor (1997), a eficiência só irá aumentar se as chicanas forem colocadas com a melhor localização e orientação possíveis, o que demanda estudos, pois varia de sistema para sistema. Vários trabalhos que avaliaram SACs com chicanas observaram desempenhos maiores e melhores com a implantação destas na remoção de poluentes, como é o caso de Tee et al. (2011), Farjood et al. (2015), Cui et al. (2015) e Coggins et al. (2018).

O aumento da eficiência dentro de um SAC com chicanas ocorre pois o caminho a ser percorrido pelo efluente é prolongado, fazendo com que o escoamento se aproxime do tipo pistão, o que implica no aumento da capacidade de tratamento no meio (CUI et al. 2015). Tal fato também é descrito por Von Sperling (2017), que diz que a utilização de chicanas aumenta a relação comprimento e largura (L/B), o que leva a um aumento no TDH do sistema, aumentando então a eficiência de remoção do sistema.

As chicanas podem ser construídas com diversos tipos de materiais, onde Nighman & Harbor (1997) citam chicanas construídas com madeira compensada e cerca de lodo (silt fence),

Coggins et al. (2018) exemplificam chicanas construídas com material geotêxtil e Vilas Boas et al. (2018) usam chicanas construídas com fibra de vidro. Além disso, elas podem possuir diferentes direções de escoamento, podendo estar horizontal ou verticalmente à entrada do sistema, além ainda de poder estar na diagonal do sistema.

3.4 Mecanismos de remoção em SAC-EHSS

Como dito anteriormente, nos SACs ocorrem processos químicos, físicos e biológicos que conseguem tratar o efluente inserido neles pela união de diversos mecanismos de remoção, onde cada mecanismo é responsável por retirar um ou mais poluentes do efluente. No Quadro 1 está disposto alguns dos mecanismos de remoção de poluentes em SACs.

O primeiro mecanismo é o chamado absorção pelas plantas. Segundo Santos (2015), as plantas conseguem absorver os nutrientes presentes, principalmente o nitrogênio (N) e o fósforo (P), e ainda alguns metais que são necessários para elas. Biudes e Camargo (2015) relatam que a absorção pelas plantas ocorre pelo sistema radicular (raízes) e em alguns casos, pelas folhas, quando estas estão em contato com o efluente. Um fator importante a ser levado em conta neste mecanismo é a poda da planta; de acordo com Sezerino (2018), a poda da planta tem como finalidade fornecer estímulo ao crescimento da planta, fazendo com que a remoção seja maior e mais expressiva. Ademais, um ponto em questão nesta situação é que o intervalo de poda, que seria o tempo entre uma poda e outra, não é fixa, variando para cada espécie vegetal.

Outro mecanismo envolvendo especificamente o nitrogênio é o processo chamado nitrificação/desnitrificação. De acordo com Sezerino (2006), o nitrogênio na forma orgânica é mineralizado, gerando amônio (NH_4^+), sendo esta oxidada por bactérias nitrificantes em zonas aeróbias para a formação do nitrato (NO_3) e nitrito, e após isso, em ambientes anóxicos ou anaeróbios, o nitrogênio passa de nitrato para sua forma gasosa (N_2). Conforme Vymazal (2011), as zonas aeróbias responsáveis pela nitrificação são aquelas próximas às raízes, que difundem oxigênio no sistema e a zona superficial, onde ocorre a difusão atmosférica. Também existe o mecanismo de volatilização da amônia, mas para alguns autores, como Sezerino (2006) e Tee et al. (2011), este processo é pouco eficiente comparado a outros mecanismos de remoção, tanto que a concentração de nitrogênio praticamente não se difere se avaliar apenas este último mecanismo.

Quadro 1. Mecanismos de remoção de poluentes em sistemas alagados construídos.

Constituintes do Esgoto	Mecanismos de Remoção
Sólidos Suspensos	. Sedimentação . Filtração
Material Orgânico Solúvel	. Degradação Microbiológica aeróbia e anaeróbia
Nitrogênio	. Monificação seguida de nitrificação e desnitrificação . Retirada pela planta . Adsorção . Volatilização da amônia
Fósforo	. Adsorção . Retirada pela planta
Metais	. Complexação . Precipitação . Retirada pela planta . Oxidação / Redução
Patógenos	. Sedimentação . Filtração . Predação

Fonte: Santos (2015).

Um mecanismo relacionado com a remoção de matéria orgânica (MO) no sistema é a degradação microbiológica. Segundo Von Sperling (1996) a matéria orgânica biodegradável é degradada por bactérias heterotróficas, que em SACs se aglomeram e formam o biofilme, sendo estes localizados nas raízes das plantas ou no material suporte. Além disso, a matéria orgânica pode ser biodegradável, sendo removida facilmente, ou pode ser de degradação lenta, sendo que para essa fração bactérias gram-positivas liberam enzimas (exoenzimas) para transformar substâncias complexas em compostos mais simples, contribuindo com a remoção.

De acordo com Pelissari (2013), a degradação microbiológica da MO pode ser aeróbia ou anaeróbia. A degradação aeróbia vai acontecer com as bactérias que necessitam de oxigênio, normalmente próximo às raízes, e a anaeróbia em locais onde não há entrada de oxigênio. É descrito também por Pelissari que a degradação anaeróbia possui duas fases: a primeira ocorre a conversão da matéria orgânica em ácidos e álcoois e na segunda etapa esses compostos são

convertidos em metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). Outro ponto importante é que microrganismos aeróbios são mais eficientes na degradação da matéria orgânica se comparados com os anaeróbios, devido a possuírem maior velocidade de crescimento e maior eficiência de remoção, mas se houver falta de oxigênio no meio, a degradação anaeróbia passa a ser a mais importante para remover a matéria orgânica (VON SPERLING, 1996; PELISSARI, 2013).

Os mecanismos físicos de remoção mais conhecidos dos SACs são a sedimentação e a filtração; o mecanismo de sedimentação é responsável pela remoção de todos os poluentes que se sedimentam de alguma forma no sistema. Santos (2015) comenta que nesse mecanismo são removidos sólidos suspensos e alguns microrganismos, como cistos de protozoários e ovos de helmintos. Já a filtração vai ocorrer com a retenção de poluentes que não passam pelos espaços porosos do sistema, e de acordo com Silva et al. (2019), este é um mecanismo extremamente eficiente para remoção de sólidos suspensos dentro do sistema, mas que é um dos principais fatores para a ocorrência da colmatação.

A adsorção é outro mecanismo físico que ocorre dentro dos SACs, que de acordo com Junior (2018) consiste na interação entre o adsorvido (poluente) e o adsorvato (meio de suporte) e essa interação pode ser física, por ligações de Van der Waals, que são de fácil reversão ou ainda por meio de ligações covalentes, esta sendo forte o suficiente para que a interação seja de difícil reversão, sendo desfeita apenas no momento em que seja feita a limpeza do meio filtrante. Ainda de acordo com Junior (2018), o mecanismo de adsorção vai depender da escolha do material filtrante, pois cada um possui quantidade de sítios ativos diferentes. Este mecanismo é responsável por remover principalmente fósforo (Sousa et al. 2001; Junior, 2018) e nitrogênio (Santos, 2015).

Os mecanismos químicos que ocorrem dentro dos SACs são diversos; o primeiro é o processo de precipitação, que é aquele em que elementos como os metais passam para a forma sólida, precipitando no sistema. Segundo Junior (2018), a precipitação de metais pode ocorrer devido ao ambiente ser redutor (a não serem as áreas anóxicas do sistema), pois nesse tipo de ambiente elementos como o enxofre estão na forma reduzida (S^{2-}), sendo uma forma extremamente reativa com metais, ocorrendo a precipitação após a interação desses elementos. Para Sezerino (2006), outro modo de ocorrer a precipitação é pelo pH do meio, que dependendo de seu valor, pode precipitar minerais como cálcio (Ca), alumínio (Al) e ferro (Fe).

A complexação também é um mecanismo de remoção química no sistema e segundo Gomes et al. (2017) ocorre pela interação de metais com substâncias húmicas, sendo este resultado da decomposição da MO pelos microrganismos. As substâncias húmicas possuem alto teor de oxigênio em suas estruturas, o que faz com que elas tenham boa capacidade de

complexar com os metais (GOMES et al., 2017), apesar do tempo com que é necessário para que esta substância se forme no ambiente. Vymazal (2011) relata que a complexação pode ocorrer também por alguns compostos liberados pelas raízes das plantas, como compostos chamados de fitometalóforos, que possuem poder quelante e podem se complexar com metais como ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn) e manganês (Mn). Após a complexação, o metal perde suas funções, não causando os efeitos negativos que causaria se estivesse em sua forma livre, e por fim, este complexo pode ser sedimentado, ser levado pelo efluente até a zona de saída do sistema ou ainda ser absorvido pela planta e transportados até sua parte aérea (caule e folhas) (VYMAZAL, 2011; GOMES, 2017).

Há também alguns mecanismos que são exclusivos para remoção de microrganismos no sistema. A liberação de diversos compostos no sistema por meio das raízes como íons, oxigênio, água, enzimas, e vários metabólitos formados de carbono, os chamados biocidas, que são compostos que possuem poder antimicrobiano, como as fitoalexinas, favorecem a degradação e a inibição dos microrganismos (Monteiro et al., 2012; Arruda et al., 2016; Calijuri et al., 2009).

Além dos biocidas, outros mecanismos são responsáveis pela remoção dos microrganismos; um deles é a competição e este mecanismo acontece pois como é explicado por Boutilier et al. (2009), o uso de plantas com raízes aumenta a diversidade microbiológica do local, e sendo assim, aumenta-se o número de microrganismos, o que leva a uma maior competição por alimento no sistema. A predação é o mecanismo de remoção onde microrganismos se alimentam de outros microrganismos, isso pode ocorrer por falta de alimento ou por excesso de bactérias, como visto anteriormente nas funções dos microrganismos em SACs, onde os protozoários são microrganismos que podem se alimentar das bactérias, funcionando como controlador de população.

3.5 Coliformes totais e termotolerantes

Os SACs, como dito anteriormente, conseguem remover vários poluentes, e um destes são os microrganismos. Uma atenção especial tem sido dada à remoção de microrganismos patogênicos, como os do grupo coliformes, em razão da sua potencialidade de transmissão de doenças de veiculação hídrica. Os coliformes totais (CT) são bactérias gram-negativas, aeróbias ou anaeróbias facultativas, com forma de bacilo, que fermentam a lactose com formação de gás a $35 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$. Já os coliformes termotolerantes (CTer) são um subgrupo dentro dos coliformes totais, fermentando a lactose a $44,5 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$, daí o nome de termotolerantes (CETESB, 2018; MS, 2004).

Os CT são os microrganismos que são utilizados como indicadores de contaminação fecal, pois estão presentes em grandes quantidades no trato intestinal humano e de animais de sangue quente, sendo eliminados pelas fezes, assim sua presença indica contaminação, com potencial risco de haver organismos patogênicos. Como o grupo de CT possuem também organismos que não são de origem fecal, a presença deles não é a confirmação da contaminação, e sim uma indicação de uma possível contaminação, por isso é necessário também, junto com os CT, a avaliação dos CTer, entretanto há alguns deles que também não são exclusivamente fecais, sendo necessário a avaliação da bactéria *Escherichia coli* (*E. coli*), um microrganismo que é termotolerante e possui origem exclusivamente fecal (CETESB, 2018).

A legislação federal pertinente, relacionada ao lançamento de efluentes, é a CONAMA 430/2011, sendo que esta resolução dispõe padrões para diversos parâmetros, mas estes não incluem os coliformes. Em nível estadual, há a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG 01/2008, que dispõe sobre a classificação de cursos d'água e diretrizes para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e os padrões para o lançamento de efluentes dentro do território do Estado de Minas Gerais, e semelhante ao que ocorre na Resolução CONAMA, ela também não traz padrão de coliformes para o lançamento de efluentes.

O que é feito, neste caso, é a utilização da Resolução CONAMA 357/2005 como diretriz, já que ela dispõe sobre a classificação de cursos d'água e diretrizes para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e os padrões para o lançamento de efluentes dentro do território brasileiro e traz para cada tipo de classificação de corpo d'água, os valores máximos de diversos parâmetros, inclusive os coliformes. Para este processo, deve ser averiguado se a concentração da variável analisada, neste caso os coliformes, juntamente com a vazão do efluente a ser lançado não altere a classificação do curso d'água receptor, já que um despejo inadequado pode levar a uma mudança na classificação, causando problemas ambientais.

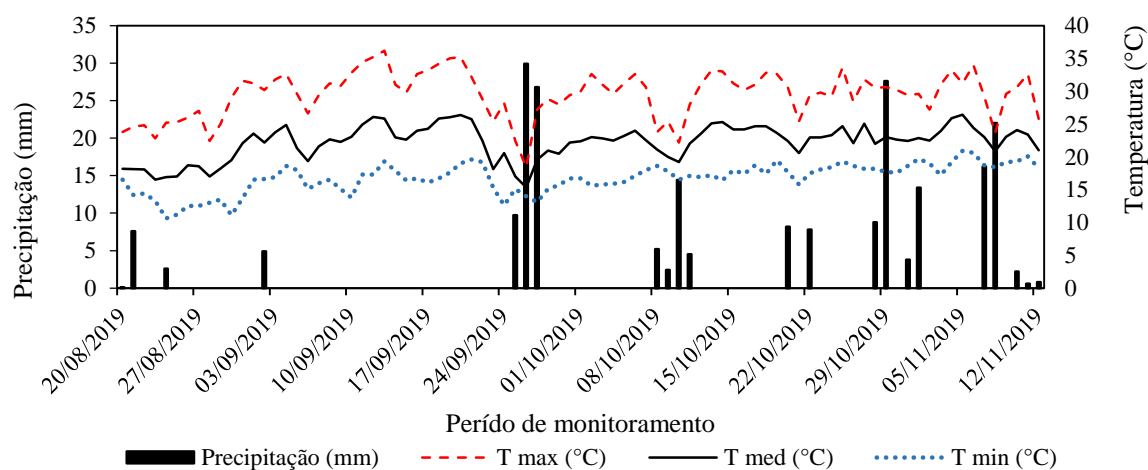
4 METODOLOGIA

4.1 Caracterização do experimento

O experimento foi conduzido de agosto a novembro de 2019 nas dependências da Estação de Tratamento de Esgoto da Universidade Federal de Lavras (ETE - UFLA), em Lavras, Minas Gerais, com latitude de 21°14'S e longitude 44°59'W, altitude média de 919 metros e clima Cwa segundo a classificação Köppen (SÁ JUNIOR et al., 2012). Os dados de precipitação e temperatura máxima, média e mínima diária foram obtidas da estação de monitoramento meteorológico, alocado no campus da UFLA, monitorado pelo Inmet (Figura 4).

O efluente utilizado foi proveniente da própria ETE - UFLA, após este passar pelo tratamento preliminar da estação (gradeamento, calha *Parshall* e caixa de gordura). O efluente é gerado em todo campus da universidade, resultante de todas as atividades realizadas, como o uso de banheiros, lavagens dos pavilhões e laboratórios e ainda os gerados nas atividades do restaurante universitário e no hospital veterinário. Ademais, a instituição possui vários laboratórios, e os resíduos químicos gerados são recolhidos e tratados separadamente.

Figura 4. Precipitação diária, temperatura máxima, média e mínima referente ao período de monitoramento.



Fonte: Do Autor (2021)

O experimento contou com três SACs, sendo todos de escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS), cada qual com uma configuração interna distinta (Figura 5). Todos os SACs foram preenchidos com brita zero ($D_{60}=7,0$ mm) até uma altura de 0,55 metros, com volume de vazios de $0.494 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, sendo a altura útil do líquido de 0,5 metros, mantido a 5 centímetros abaixo do leito superficial e declividade de 2% na direção do escoamento. A

espécie cultivada nos sistemas foi a gramínea *Pennisetum setaceum*, comumente conhecida como Capim-do-Texas, que é uma espécie vegetal ornamental, com 10 mudas por metro quadrado, em cada sistema.

Figura 5 - Visão lateral (A) e frontal (B), dos três SAC-EHSS, plantados com *Pennisetum setaceum*.



Fonte: Do Autor (2021).

Os SACs-EHSS foram construídos em fibra de vidro, com dimensões de 2,0 metros de comprimento, 0,5 metros de largura e 0,70 metros de altura. O SAC-A não possui divisórias internas, assim como ocorrem nos SACs convencionais. O SAC-B, diferentemente do SAC-A, possuía divisórias internas, chicanas, sendo estas dispostas lateralmente para favorecer o escoamento de uma lateral a outra dentro do reator e ao todo foram introduzidas 4 divisórias, separadas por uma distância de 0,4 metros uma da outra, com 0,7 metros de altura, formando assim 5 compartimentos. O SAC-C apresentava chicanas dispostas acima e abaixo do leito, com objetivo de forçar o efluente a percorrer um caminho ascendente e descendente dentro do

sistema, passando por regiões anaeróbias e regiões aeróbias. As dimensões do SAC-C são de 0,4 metros de distância uma da outra, resultando em 5 compartimentos, sendo a primeira e a terceira dispostas a 0,1 metros do fundo com altura total de 0,60 metros, enquanto a segunda e a quarta chicana apresentavam altura total de 0,45 metros. As características construtivas e operacionais podem ser observadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Características construtivas e operacionais dos SAC-EHSS.

Parâmetros	Unidade	SAC-A	SAC-B	SAC-C
Largura útil (B)	m	0,5	0,5	0,5
Comprimento útil (L)	m	2	2	2
Razão L/B	-	4	6,3*	6,3*
Área superficial (A_s)	m ²	1	1	1
Altura do meio suporte	m	0,55	0,55	0,55
Altura útil do líquido	m	0,5	0,5	0,5
Declividade	%	2	2	2
Porosidade	m ³ m ⁻³	0,494	0,494	0,494
Volume útil	m ³	0,247	0,247	0,247
Vazão média de entrada (Q_{afi})	m ³ dia ⁻¹	0,189	0,181	0,187
Vazão média de saída (Q_{efl})	m ³ dia ⁻¹	0,182	0,175	0,163
Tempo de detenção hidráulica teórico (TDH _t)	d ⁻¹	1,31	1,36	1,32

*Calculado de acordo com o número de divisórias internas, paralelas a largura (Von Sperling, 2017).

Fonte: Barbosa (2021).

Para garantir a alimentação dos sistemas foram utilizadas três bombas solenoides da marca *ProMinent*®, sendo uma para cada sistema, e o controle da vazão foi realizado diariamente pelo método direto, com o intuito de manter e controlar a vazão média de entrada para cada um dos SACs. A taxa de carregamento orgânico superficial (TCO) foi de 592,7 kg DQO ha⁻¹ d⁻¹ e a taxa de carregamento orgânico volumétrico foi de 240,0 g m⁻³ d⁻¹.

4.2 Monitoramento dos SACs

O período de monitoramento teve início no dia 20 de agosto e foi encerrado no dia 12 de novembro de 2019, sendo as coletas realizadas semanalmente, todas as terças-feiras, entre 7:00 e 8:00 horas da manhã. As amostras foram coletadas, afluente e efluente aos sistemas, em garrafas plásticas de 500 mL previamente limpas para análises microbiológicas e encaminhadas ao Laboratório de Análises Microbiológicas e ao Laboratório de Águas Residuárias do Departamento de Engenharia Ambiental (DAM) da Universidade Federal de Lavras, para que

fossem determinadas as análises de potencial Hidrogeniônico (pH) por peagâmetro, condutividade elétrica (CE) através de condutivímetro, coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes (CTer), determinados pela técnica dos tubos múltiplos, sólidos totais (ST), fixos (STF) e voláteis (STV) por gravimetria, segundo APHA et al. (2012).

4.3 Perfil de retenção dos contaminantes ao longo dos SAC-EHSS

Foram introduzidos 4 tubos de PVC, com diâmetro nominal de 32mm, ao longo de cada sistema, com furos de 5 mm, com espaçamento horizontal e vertical de 1 cm. A entrada, onde ocorria a alimentação dos SACs, foram dispostas a 5cm da parede de entrada, assim como a tubulação de saída, dispostas a 5cm da parede de saída. Abaixo estão descritas as posições de cada um destes pontos de coleta (Tabela 2).

Tabela 2 - Posição dos pontos de coleta, ao longo de cada sistema, em relação ao ponto de entrada e em relação ao tempo de detenção hidráulico teórico (TDH).

SAC-EHSS		Pontos de coleta					Saída (Efluente)
		Entrada (Afluente)	P1	P2	P3	P4	
Distância (m)	SAC-A	0,00	0,30	0,75	1,20	1,65	2,00
	SAC-B	0,00	0,45	0,85	1,25	1,65	2,00
	SAC-C	0,00	0,45	0,85	1,25	1,65	2,00
TDH_t (d⁻¹)	SAC-A	0,00	0,20	0,51	0,81	1,11	1,35
	SAC-B	0,00	0,30	0,57	0,84	1,11	1,35
	SAC-C	0,00	0,30	0,57	0,84	1,11	1,35

Distância dos pontos, em metros; Tempo de detenção hidráulico teórico, em dias.

Fonte: Barbosa (2021)

Foram realizadas três amostragens ao longo de cada SAC, bem como na entrada e saída, durante os meses de setembro, outubro e novembro de 2019, ocorrendo todas as primeiras terças-feiras do mês, entre 07:00 e 08:00 horas da manhã, para a determinação das concentrações de CT, CTer, sólidos totais, fixos e voláteis, além do pH e CE, ao longo de cada sistema.

4.4 Análise de dados

Após a obtenção dos dados, foi possível determinar a mediana, média e o desvio padrão, assim como a distribuição empírica, representada em gráficos do tipo boxplot, utilizando o software Excel®. Para avaliar a normalidade dos dados foi realizado o teste de Shapiro-Wilk, e para o teste de comparação de agrupamentos, considerando dados independentes e pareados, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis, com 5% de significância, realizados em linguagem de programação R.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Características do esgoto universitário e eficiências de tratamento

Os valores médios, seguido do desvio padrão, medianos e a eficiência de remoção, das variáveis analisadas, afluente e efluente aos sistemas, podem ser observados na Tabela 4. O pH é um parâmetro muito importante para se avaliar em sistemas de tratamento de efluentes, visto que ele se relaciona com todos os outros. Os valores de pH, afluente aos tratamentos, ficaram muito próximos da neutralidade, favorecendo o desenvolvimento de microrganismos responsáveis pela degradação dos poluentes, que necessitam que os valores de pH estejam entre 6 e 9, como é o caso dos coliformes (METCALF & EDDY, 2003).

Os valores de pH efluente aos sistemas também apresentaram valores próximos da neutralidade, favorecidos provavelmente pelos microrganismos presentes nos SACs-EHSS que possuem a capacidade de liberar tampões naturais, que fazem trocas de íons de hidrogênio com o meio externo, sendo que estas ações tem a função de regular o pH do meio para um valor dentro de sua faixa ótima de crescimento. Entretanto, estes tampões e as trocas iônicas são ações que vão auxiliar a estabilidade do pH quando as mudanças não forem extremas e se por algum motivo o valor de pH variar de forma extrema para longe da neutralidade, estas ações não serão suficientes, o que poderá acarretar diminuição do desenvolvimento dos microrganismos por estarem em um ambiente que não é propício ao crescimento (NETO et al., 2015).

A variável condutividade elétrica (CE) é um parâmetro que avalia a presença de sais no sistema, e como é possível observar na Tabela 3, o valor de entrada de CE é inferior aos valores de saída, este processo ocorre, pois segundo Souza et al. (2015), em sistemas de tratamento que possuem material filtrante de origem rochosa, pode ocorrer aos poucos a liberação de ânions

que estão adsorvidos neste material para o meio líquido, o que explicaria este aumento. Outra fonte de aumento de CE no sistema é devido a degradação da MO, que libera sais que estavam retidos na cadeia carbônica, ficando então disponíveis no sistema. Alguns casos em que a ocorrência deste processo de aumento da CE dentro do sistema, podem ser vistos, por exemplo, no estudo feito por Souza et al. (2015) que tratou efluente doméstico em SACs - EHSS utilizando Copo de Leite, e observou aumento de CE de 465,55 para 634,64 $\mu\text{S cm}^{-1}$, e também no trabalho conduzido por Díaz et al. (2010), onde tratando efluente sanitário em SACs-EHSS cultivado com taboa (*Typha latifolia*), obteve aumento da CE de 1700 para 2100 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Em contrapartida, para sistemas onde não é feita a utilização destes tipos de materiais filtrantes, a CE não passa por este aumento; este é o caso do estudo feito por França et al. (2014), que utilizando uma lagoa facultativa para tratar efluente sanitário, obteve uma queda de 1068 para 817,6 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

Tabela 3 - Médias geométricas, seguidas do desvio padrão (DP), mediana e eficiência média de remoção (Ef), das variáveis analisadas no esgoto universitário (Entrada) e efluente aos SACs-EHSS.

SAC - EHSS	N	Variáveis				
		pH	CE	ST	STV	STF
		10	10	10	10	10
Entrada	Média±DP	7,5 (0,2)	1100,4 (121,7)	430,6 (169,0)	247,7 (149,8)	181,9(135,3)
	Mediana	7,6a	1073,5a	509,2a	315,0a	149,2a
SAC - A	Média±DP	7,4 (0,1)	1130,4 (238,0)	343,1 (119,6)	223,3 (138,3)	119,8 (91,7)
	Mediana	7,4a	1203,5a	410,4a	248,3a	93,3a
	Ef (%)	-	-	20,3	9,9	34,1
SAC - B	Média±DP	7,3 (0,1)	1147,6 (214,1)	342,7 (127,9)	219,3 (134,8)	123,3 (97,9)
	Mediana	7,4a	1221,5a	422,9a	248,3a	102,5a
	Ef (%)	-	-	20,4	11,5	32,2
SAC - C	Média±DP	7,3 (0,1)	1152 (228,1)	329,5 (131,3)	226,8 (142,5)	113,8 (101,0)
	Mediana	7,3a	1209a	399,2a	258,3a	85,8a
	Ef (%)	-	-	23,5	8,4	37,4

N: número de amostras; pH: potencial de hidrogênio; CE: condutividade elétrica, em $\mu\text{S cm}^{-1}$; ST: sólidos totais, em mg L^{-1} ; STV: sólidos totais voláteis, em mg L^{-1} ; STF: sólidos totais fixos, em mg L^{-1} ; Ef: Eficiência média de remoção (%)

Medianas seguidas pela mesma letra minúscula na coluna, não diferem significativamente pelo teste de *Kruskal-Wallis* em nível de 5% de significância. Do autor (2021).

As eficiências médias de remoção de ST, STF e STV alcançaram valores satisfatórios, mas baixos se comparados com outros trabalhos, como de Matos et al. (2008) que conseguiram 95,7% de remoção de ST, tratando efluente de suinocultura em SACs-EHSS cultivado com capim tifton 85. Calijuri et al. (2009) ao tratar efluente sanitário em SACs-EHSS, plantado com

Typha e *Brachiaria*, obteve remoção de 70% para ST e Aalam & Khalil (2019) ao utilizar SACs-EHSS para tratar efluente sanitário alcançou 80% de remoção para ST. Uma possível causa para esta diferença, tão pronunciada, é o tempo de operação, já que a avaliação deste trabalho se iniciou quando o sistema já possuía 1 ano de funcionamento, indicando uma possível colmatção do leito e prejudicando o processo de remoção de sólidos.

Para os Coliformes Totais e Termotolerantes, os valores médios, seguidos do desvio padrão, medianos e a eficiência de remoção, tanto afluente quanto efluente aos sistemas, podem ser observadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Médias, seguidas do desvio padrão (DP), mediana e eficiência média de remoção (Ef), das variáveis Coliformes Totais e Termotolerantes, afluente e efluente aos SACs-EHSS.

SAC - EHSS	N	Variáveis	
		CT	CTer
		12	12
Entrada	Média Geo. + DP	4,76 x 10 ⁷ (6,86 x 10 ⁷)	8,04 x 10 ⁵ (9,28 x 10 ⁶)
	Mediana	5,6 x 10 ⁷ a	9,45 x 10 ⁵ a
SAC - A	Média Geo. + DP	5,14 x 10 ⁶ (4,08 x 10 ⁷)	2,43 x 10 ⁵ (1,02 x 10 ⁶)
	Mediana	3,3 x 10 ⁶ b	5,6 x 10 ⁵ a
	Ef (%)	89,2	69,7
SAC - B	Média Geo. + DP	5,0 x 10 ⁶ (4,8 x 10 ⁷)	9,35 x 10 ⁴ (6,13 x 10 ⁵)
	Mediana	2,8 x 10 ⁶ b	3,3 x 10 ⁵ a
	Ef (%)	89,5	88,4
SAC - C	Média Geo. + DP	4,54 x 10 ⁶ (2,92 x 10 ⁷)	7,17 x 10 ⁴ (4,15 x 10 ⁵)
	Mediana	4,1 x 10 ⁶ b	1,5 x 10 ⁵ a
	Ef (%)	90,5	91,1

N: número de amostras; CT: Coliformes Totais em NMP/100ml; CTer: Coliformes Termotolerantes em NMP/100 ml; Ef: Eficiência média de remoção, em porcentagem.

É possível observar que os três sistemas apresentaram resultados muito similares de eficiência de remoção, não tendo ocorrido diferença estatística entre eles; Entretanto, o SAC-C, que possui chicanas verticais, conseguiu ser um pouco mais eficiente numericamente na remoção dos CT e CTer, seguido pelo SAC-B que possui chicanas laterais, e por fim o SAC-A. Autores como Cui et al. (2015) e Von Sperling (2017) explicam que sistemas que fazem uso de chicanas aproximam a hidráulica do reator a um fluxo em pistão, e que segundo estes, aumenta a habilidade destes sistemas em tratar águas residuárias, melhorando a eficiência de remoção.

Os valores da relação L/B foram de 4, 6,3 e 6,3 para o SAC-A, SAC-B e SAC-C, respectivamente. O SAC-B e o SAC-C possuem chicanas e a relação L/B foi igual para os dois, mas mesmo assim, os resultados do SAC-C foram superiores aos do SAC-B, e isto pode ter

ocorrido em função da velocidade do efluente dentro do sistema. É dito por Farjood, Melville e Shamseldin (2015) que em SACs-EHSS com chicanas laterais, pode ocorrer aumento de velocidade do líquido pela diminuição das áreas de passagem entre compartimentos, e com a redução destas áreas, a velocidade pode crescer, podendo criar caminhos preferenciais, o que não é interessante para este sistema, pois caminhos preferenciais diminuem a taxa de remoção do sistema, pois reduzem o tempo de detenção hidráulica. Quanto ao SAC-C, mesmo tendo chicanas e relação L/B igual ao SAC-B, conseguiu melhores eficiências de remoção, o que indica que as chicanas verticais podem aumentar a velocidade do líquido entre compartimentos, mas não o suficiente para diminuir a remoção dos coliformes.

Avaliando os resultados obtidos nos três sistemas, é possível observar que os SACs foram satisfatórios na remoção dos coliformes, mas que estão fora dos intervalos de remoção relatados por alguns autores como Von Sperling (2005), que propõe que em SACs subsuperficiais ocorram remoções de 1 a 4 log de CT e 2 a 4 log de CTer, e Vymazal (2009), que admite remoção de 1 a 4 log tanto de CT quanto para CTer em SACs - EHSS. Mesmo fora dos intervalos, os resultados alcançados foram semelhantes com os encontrados por Amorim et al. (2019), mesmo estando trabalhando com efluentes de origem diferentes, que em seu estudo operando SACs-EHSS com esgoto proveniente de suinocultura plantado com capim tifton 85 (*Cynodon spp.*), também não alcançou eficiências de remoção dentro do esperado pelos autores, já que em um SAC com vazão igual a $0,4766 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, TDH de 0,5 dias e taxa de carregamento orgânico (TCO) de $6,34 \text{ kg DQO ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, obteve remoção de 0,09 log de CT e 0,09 log de CTer, enquanto em outro SAC com vazão de $0,0439 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, TDH de 6,1 dias e TCO de $850 \text{ kg DQO ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, a remoção foi de 1,33 log para CT e 0,55 log de CTer, sendo que apenas neste último SAC a remoção de CT estava dentro do esperado.

Por outro lado, inúmeros outros trabalhos conseguiram resultados dentro do previsto, como é o caso do estudo conduzido por Calijuri et al. (2009), que utilizou esgoto doméstico após tratamento em reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB), para alimentar SACs-EHSS, plantados com Taboa (*Typha sp.*) e Braquiária do brejo (*Brachiaria arrecta*), com vazão de $1 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, TDH igual a 2,9 dias e a TCO de $690 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, e conseguiram eficiências de remoção de 2 log para CT e de 3 log para CTer. Eficiências de remoção parecidas foram encontradas também em trabalho realizado por Winward et al. (2008), que usando água cinza de dormitórios e aplicando em SACs superficiais plantados com caniço (*Phragmites australian*), com uma vazão de $0,48 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, TDH de 2,1 dias e TCO igual a $800 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, obteve resultados de remoção de 2,55 log tanto para CT quanto para CTer.

Esta diferença dos resultados obtidos, tanto para coliformes quanto para sólidos, com os observados na literatura pode estar relacionada com a maturação dos SACs, já que os sistemas foram avaliados anteriormente por De Melo (2019) e estavam em operação por aproximadamente um ano. A autora observou por meio de testes hidrodinâmicos, ao final do monitoramento, indícios de colmatção dos sistemas, resultando na formação zonas mortas e caminhos preferenciais, que segundo Fia et al. (2017), são locais onde o escoamento passa prioritariamente, e estes podem aparecer na área do rizoma da planta, facilitando a passagem do esgoto em tratamento, fazendo com que se diminua a chance do efluente ser tratado e uniformizando o tratamento entre os sistemas o que justifica provavelmente as baixas eficiências de remoção se comparadas com os outros trabalhos.

Outra questão que deve ser avaliada em relação aos coliformes é a influência que o TDH e a TCO tem na eficiência do sistema. Abaixo na Tabela 5, estão descritos os resultados obtidos em dois diferentes trabalhos, bem como o TDH e a TCO de cada SAC-EHSS.

Tabela 5. Relação de Eficiência de remoção de coliformes totais e termotolerantes com TCO e TDH.

Autor	SAC	TCO (Kg DQO/ha.d)	TCO (Kg DBO/ha.d)	TDH (d)	Ef. CT (log)	Ef. CTer (log)
Chagas et al.	1		44	3,9	4	4
	2		98	2	1	2
	3		230	1	2	2
	4		395	0,75	2	2
Amorim et al.	1	850		6,1	1,33	0,55
	2	656		2	0,43	0,09
	3	6340		0,5	0,09	0,04

Fonte: Do Autor (2021)

Na literatura, é reportado que maiores valores de TDH resultam em maiores eficiências de remoção de coliformes (VON SPERLING, 1996; WINWARD, 2008; DÍAZ et al., 2010) Segundo os autores citados acima, o aumento do TDH é um fator que exerce grande influência na remoção destes microrganismos, visto que em maior TDH, há maior tempo para crescimento microbiano, o que conduz a uma maior eficiência de remoção. Ainda segundo Chagas et al. (2011), o aumento do TDH indica uma maior exposição dos microrganismos aos mecanismos de remoção, o que explica o aumento da eficiência com o aumento do TDH.

Quanto a TCO, no trabalho de Amorim et al. (2019), quando a TCO aumenta, o TDH diminui, e esta não é uma combinação de parâmetros operacionais adequada, visto que não há tempo suficiente para remoção dos coliformes, e assim, decaindo a remoção de coliformes (AMORIM et al., 2019). De forma similar, quando a TCO diminui, o TDH também aumentou, e segundo os autores, isto contribuiu para o não estabelecimento de colônias de

microrganismos nos sistema, culminando em baixas eficiências de remoção, já que existia pouco alimento no sistema.

De forma semelhante, no trabalho feito por Chagas et al. (2011), menores valores de TCO resultaram em maiores eficiências, e de acordo com os autores, este fato ocorreu pois por mais que houvesse baixo TCO, o sistema contava com o respaldo de um grande TDH, o que permitiu que houvesse um ambiente mais propício para o crescimento microbiano, o que indica um ambiente com alta remoção de coliformes.

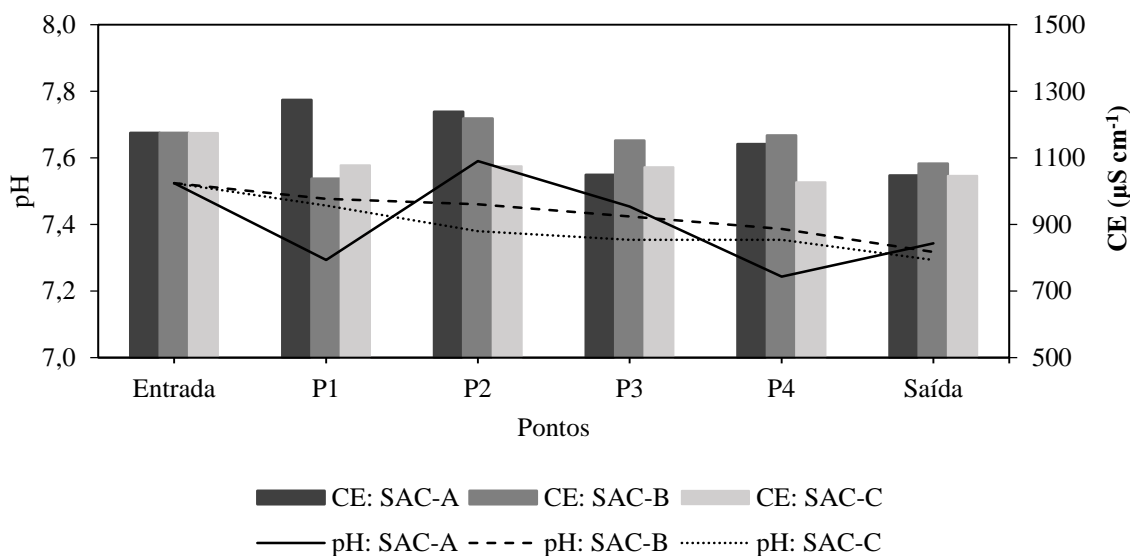
Com base nas informações discutidas anteriormente, é provável que a TCO e TDH utilizadas no presente trabalho estejam influenciando os baixos resultados obtidos para remoção de coliformes, sendo que uma alternativa para contornar esta questão seria o aumento do TDH, para que assim, possam aumentar as eficiências de remoção de coliformes. Entretanto, por mais que a mudança do TDH possa auxiliar na questão de aumento de eficiência de remoção de coliformes, deve-se levar em conta que outros fatores também afetam os resultados dentro de um SAC; neste caso, dois fatores devem ser analisados; o primeiro seria a predação no sistema e um outro fator que deve ser observado é a colmatação, e como os autores De Melo (2019) e Barbosa (2021) observaram certo grau de colmatação nos três sistemas ao final de seus respectivos monitoramentos, isto indica que mesmo diminuindo o TDH dos sistemas, esta mudança não contribuiria para maiores eficiências de remoção de coliformes, uma vez que a colmatação afetaria esta melhora de resultados.

Pensando em uma possibilidade para aumentar a eficiência de sistemas que possuem baixa remoção, Garcia, Paredes e Cubillos (2013), verificaram que os SACs podem ser muito mais eficientes na remoção de coliformes quando trabalhados em série. Os autores conduziram um trabalho com dois SACs EHSS em série plantados com Papiro (*Cyperus sp.*) e neles foram feitas aplicações de esgoto doméstico a uma vazão de $0,024 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, com TDH de 8 dias, levando a uma TCO de $1000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Como resultados, foram obtidas remoções de 0,51 log para CT e 0,54 log para CTer para um SAC funcionando sozinho, mas quando os dois funcionaram juntos, a eficiência de remoção subiu para 1,52 log para CT e 1,4 log para CTer, confirmando que SACs em série aumentam a eficiência de remoção de coliformes. Entretanto, uma avaliação de viabilidade deste método deve ser feita em cada caso, já que as eficiências não aumentaram tão expressivamente, o que pode então não ser muito interessante em alguns casos.

5.2 Perfil de retenção dos poluentes analisados

Avaliando a Figura 6 é possível visualizar que os valores de pH nos três SACs ficaram próximos a neutralidade, sendo que estes resultados estão dentro da faixa ótima de pH para os microrganismos, de acordo com Metcalf & Eddy (2003), faixa que varia de 6 a 9. Este comportamento constante do pH, não variando em diferentes faixas é o resultado dos compostos tamponantes, que conforme já dito, conseguem manter o pH em uma faixa sem ocorrer grandes variações.

Figura 6 - Valores médios de pH e condutividade elétrica (CE), ao longo dos SAC-EHSS avaliados.



De forma semelhante ao pH, os valores de CE foram parecidos em todos os três SACs, o que mostra que a presença das chicanas, laterais ou verticais, assim como a forma como ocorria o fluxo do efluente, são características que não interferiram nos resultados obtidos para essas variáveis.

Na Tabela 6, é possível observar os perfis estratigráficos para ST, STF, STV, e na Tabela 7, é possível observar os perfis estratigráficos para CT e CTer, demonstrando a dinâmica desses poluentes no interior dos sistemas.

Tabela 6 - Perfil de retenção de sólidos totais (ST), fixos (STF) e voláteis (STV), ao longo dos SAC-EHSS avaliados.

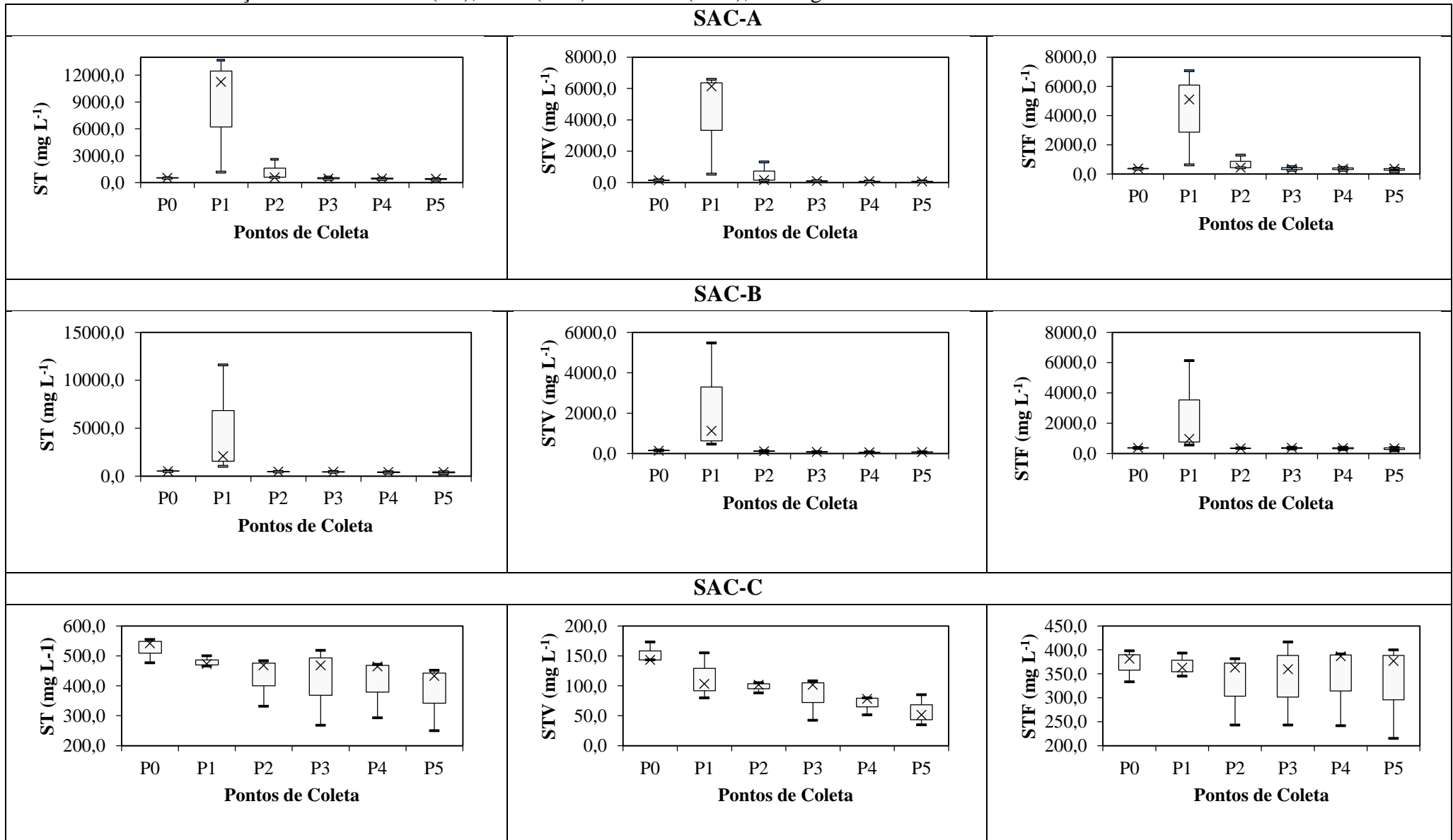
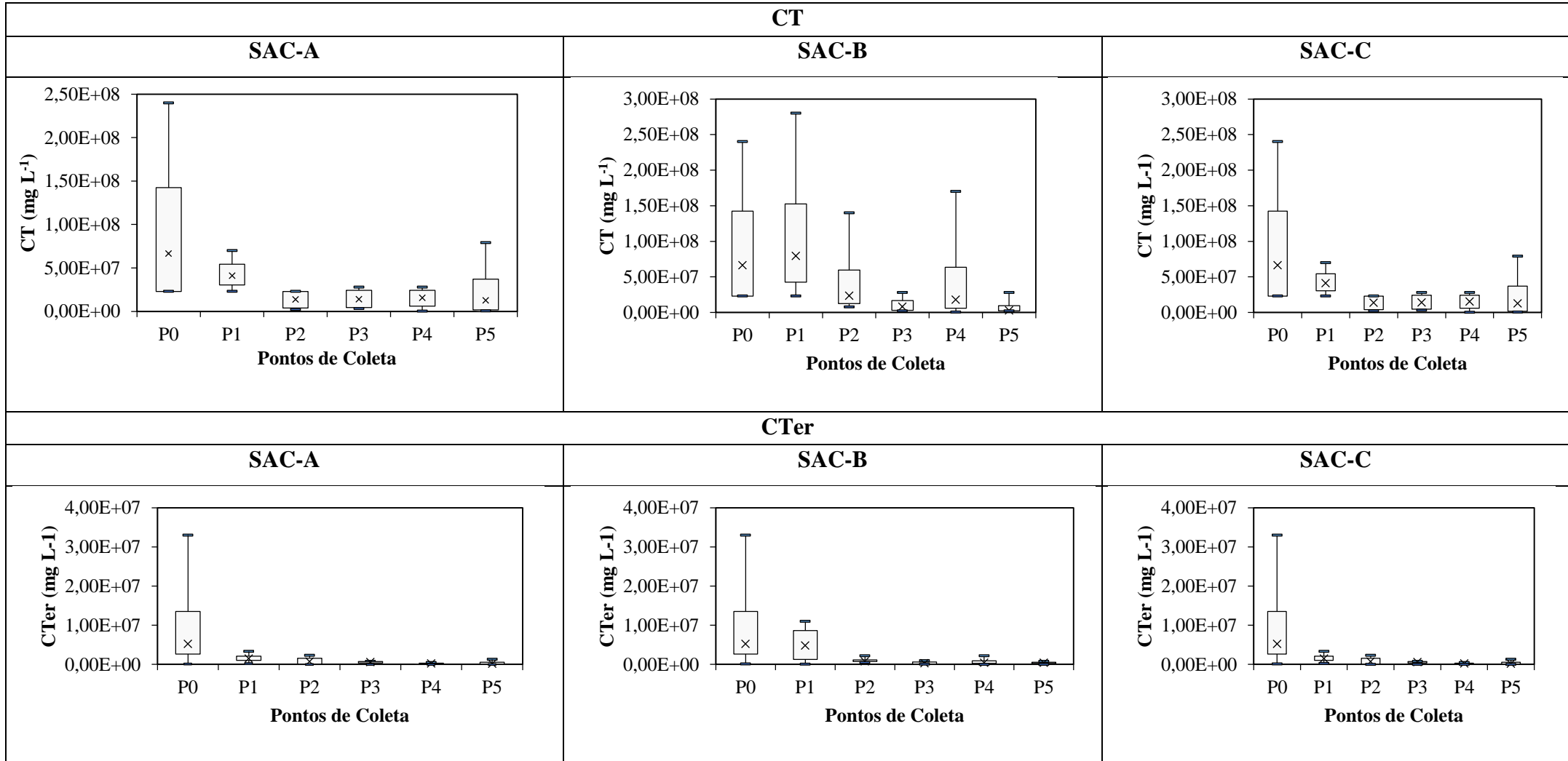


Tabela 7 – Perfil de retenção de coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes (CTer), ao longo dos SAC-EHSS avaliados.

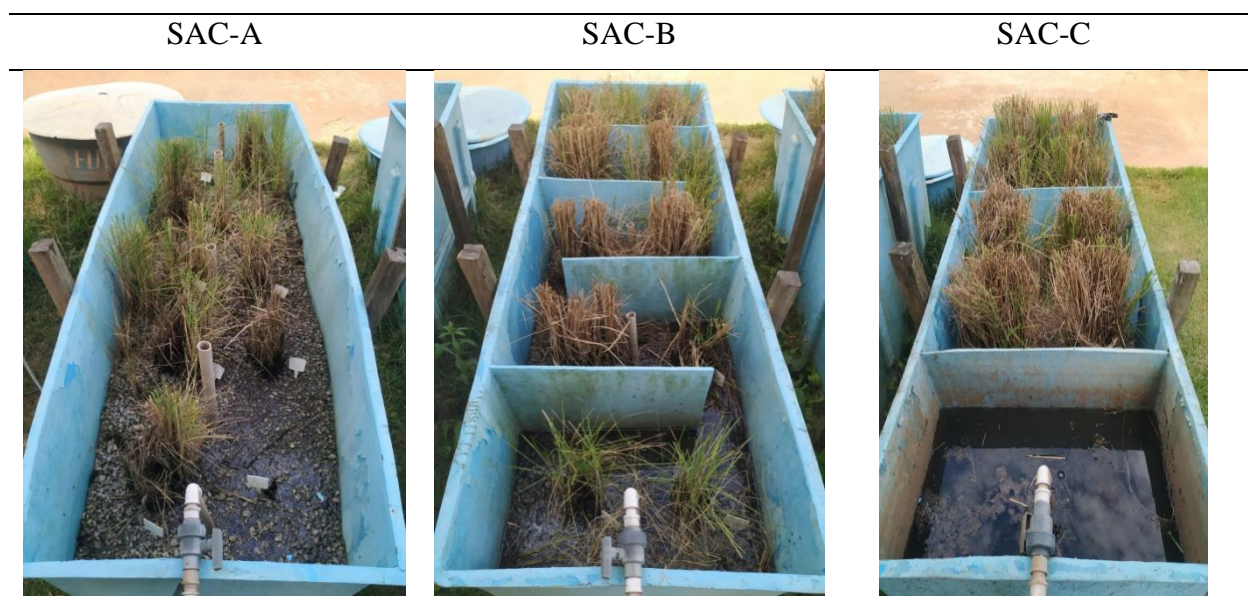


Do autor (2021).

É visível que no SAC-A, tanto para ST, STV e STF, a zona de entrada é o local onde há as maiores concentrações em todo o sistema, e este acúmulo que ocorre nesta zona acontece devido aos mecanismos de filtração e sedimentação das partículas sólidas. Este é um fenômeno que acontece com frequência em SACs, como pode ser visto em outros trabalhos, como por exemplo De Paoli e Von Sperling (2013) e Borges et al. (2018).

Diferentemente dos outros SACs, não foi possível verificar no SAC-C um acúmulo tão significativo na zona de entrada, e isto ocorreu devido ao fato de que o primeiro ponto de coleta não estava dentro da zona de entrada do sistema, e por esta razão, não pode ser quantificado o mesmo acúmulo de sólidos no esquema. Apesar disso, na Tabela 8, é possível observar que na zona de entrada deste SAC ocorreu o aparecimento de lâmina d'água, e este é um indício de que os poros estão saturados, indicando que há um grande acúmulo de sólidos naquela região e que o sistema está em processo de colmatção.

Tabela 8. Situação dos SAC-EHSS no período de monitoramento do sistema.



Fonte: Barbosa (2021)

Outra questão que pode ser observada no SAC-C é a de que a concentração de sólidos fixos no sistema não variou tanto, mantendo uma constância durante todo trajeto do sistema, que não ocorreu nos outros dois SACs, e isto pode ser explicado pelo tipo de escoamento dentro do sistema, descendente e ascendente, ocorrendo o arraste desse material, uniformizando a concentração ao longo do sistema.

Avaliando os microrganismos, é possível observar que as concentrações de CT e de CTer no SAC-A foram diminuindo em relação ao comprimento do reator, e de forma similar

aos sólidos, havendo acúmulo na zona de entrada do sistema. Este comportamento é típico de um SAC plantado conforme dito por De Paoli (2010).

No SAC-B, é possível averiguar que a concentração de CT e CTer, no primeiro ponto dentro do sistema, é maior que o aflente deste mesmo SAC, e também do primeiro ponto de cada um dos outros SACs, e esta diferença provavelmente se dá por conta da presença das chicanas e da direção do escoamento, que contribui para o retardamento desses poluentes nesta zona inicial do sistema.

Em relação ao SAC-C, a concentração no primeiro ponto dentro do sistema foi menor que as dos outros dois SACs, e da mesma forma como foi visto para os sólidos, o primeiro ponto de coleta não estava no primeiro compartimento, prejudicando a visualização desse poluente nessa região.

Outra questão que pode ser observada no SAC-C é que a partir da zona de entrada, os resultados de CT e CTer se mantiveram de forma semelhante, e este fato ocorre devido ao escoamento do sistema, pois o movimento ascendente e descendente, pode causar arraste de material sólido, e isso faz com que o sistema fique homogêneo, uniformizando as concentrações.

6 CONCLUSÃO

Os três SACs-EHSS apresentaram eficiências satisfatórias na remoção dos poluentes, e mesmo não ocorrendo diferença estatística entre eles, são soluções interessantes e muito eficientes para serem desenvolvidas em regiões onde se faz necessário um tratamento de esgotos de forma descentralizada.

As baixas eficiências, em relação aos reportados pela literatura, assim como a semelhança na remoção dos poluentes, podem ser justificadas pelas altas concentrações de sólidos observadas no início dos sistemas, o que leva a redução da condutividade hidráulica, contribuindo com a formação de lâmina superficial, indicando a colmatação dos sistemas.

Além do mais, a relação utilizada entre TDH e TCO pode ter influenciado a baixa remoção de coliformes, mostrando que uma alteração no TDH poderia ser uma estratégia para aumentar a eficiência de remoção de coliformes totais e termotolerantes, apesar do grau de colmatação do sistema.

Como sugestões para uma continuidade deste experimento seria a avaliação de sistemas alagados construídos com chicanas em outras direções, como horizontal ou diagonal,

além de utilizar outros tipos de espécies vegetais e materiais filtrantes, a fim de encontrar resultados distintos.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AALAM, T.; KHALIL, N. Performance of horizontal sub-surface flow constructed wetlands with different flow patterns using dual media for low-strength municipal wastewater: a case of pilot scale experiment in a tropical climate region. **Journal of Environmental Science and Health. Part A**, New York, v. 54, n. 12, p. 1245-1253, 2019.

ADRADOS, B. et al. Microbial communities from different types of natural wastewater treatment systems: vertical and horizontal flow constructed wetlands and biofilters. **Water research**, v. 55, p. 304-312, 2014.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA), W.E.F. (WEF). Standard methods for the examination of water and wastewater, twentieth. Ed. Washington, 2012, USA.

AMORIM, F. et al. Coliform removal in a constructed wetland system used in post-swine effluent treatment. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, n. 5, 2019.

ARRUDA, R. L. et al. An approach on phytoalexins: function, characterization and biosynthesis in plants of the family Poaceae. **Ciência Rural**, v. 46, n. 7, p. 1206-1216, 2016.

BARBOSA, M. H. **Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial com Chicanas**: Desempenho, Cinética de degradação e Colmatação. 2021. 100 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Lavras, 2021.

BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. Uso de macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Boletim da Associação Brasileira de Limnologia**. v. 10, 2015.

BORGES, A. C. et al. Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos operando sob condições climáticas tropicais. **Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 2, p. 301-310, 2009.

BOUTILIER, L. et al. Adsorption, sedimentation, and inactivation of E. coli within wastewater treatment wetlands. **Water research**, v. 43, n. 17, p. 4370-4380, 2009.

BULLER, L. S.; TEXEIRA, M. B.; ORTEGA, E. **Wetlands naturais e construídas para tratamento de resíduos da suinocultura**. v. 2, 2014.

CALIJURI, M. L. et al. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 421-430, 2009.

CETESB - Companhia Ambiental de Saneamento Básico de São Pulo, Norma Técnica L5.202. **Coliformes Totais, Coliformes Termotolerantes e *Escherichia coli* - Determinação pela técnica dos Tubos Múltiplos**, p. 29, 2018.

CHAGAS, R. C. et al. remoção de coliformes em sistemas alagados construídos cultivados com lírio Amarelo (*Hemerocallis flava*). **REVISTA ENGENHARIA NA AGRICULTURA-REVENG**, v. 20, n. 2, p. 142-150, 2011.

COGGINS, L. X. et al. Impact of hydrodynamic reconfiguration with baffles on treatment performance in waste stabilization ponds: a full-scale experiment. **Water**, v. 10, n. 2, p. 109, 2018.

COSTA, L. et al. Eficiência de Wetlands construídos com dez dias de retenção hidráulica na remoção de colífagos e bacteriófagos. **Revista de biologia e ciências da terra**, v. 3, n. 1, p. 23, 2003.

COSTA, J. A. et al. Eutrophication in aquatic ecosystems: a scientometric study. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, 2018.

CUI, L. et al. Removal of nutrients from septic tank effluent with baffle subsurface-flow constructed wetlands. **Journal of environmental management**, v. 153, p. 33-39, 2015.

CUNHA, D. O.; MERLIM, R. L.; JUNIOR, E. S. O uso do tratamento de esgoto sustentável: o estado da arte das Wetlands. **Revista de Administração e Negócios da Amazônia**, v. 10, n. 2, p. 143-163, 2018.

DE MELO, A. F. S. R. **Remoção de contaminantes e hidrodinâmica em Sistemas Alagados Construídos contendo chicanas dispostas de diferentes formas**. 2019. 109f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, 2019.

DE PAOLI, A. C. **Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos**. 2010. 165 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais. 2010.

DE PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 1, n. 2, p. 213-222, 2013.

DÍAZ, F. J.; O'GEEN, A. T.; DAHLGREN, Randy A. Efficacy of constructed wetlands for removal of bacterial contamination from agricultural return flows. **Agricultural water management**, v. 97, n. 11, p. 1813-1821, 2010.

FARJOOD, A.; MELVILLE, B. W.; SHAMSELDIN, A. Y. The effect of different baffles on hydraulic performance of a sediment retention pond. **Ecological Engineering**, v. 81, p. 228-232, 2015.

FIA, F. R. L. et al. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 303-311, 2017.

FRANÇA, J. B. A. et al. Tratamento de efluente doméstico com macrófitas aquáticas para reúso na fertirrigação. **Irriga**, v. 1, n. 1, p. 85-93, 2014.

GARCÍA, J. A.; PAREDES, D.; CUBILLOS, J. A. Effect of plants and the combination of wetland treatment type systems on pathogen removal in tropical climate conditions. **Ecological engineering**, v. 58, p. 57-62, 2013.

GOMES, V. M. et al. ESTUDO DA INTERAÇÃO DE METAIS (Pb E Cd) COM SUBSTÂNCIAS HÚMICAS DE TURFA. In: **Colloquium Exactarum**. 2017. p. 54-64.

GUEDES, G. R.; SIMÃO, A. B.; DIAS, C. A.; BRAGA, E. D. O. Risco de adoecimento por exposição às águas do Rio Doce: um estudo sobre a percepção da população de Tumiritinga, Minas Gerais, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v.31, n.6, p.1257-1268, 2015.

JÚNIOR, E. D. S. **Influência climática em modelos cinético-hidrodinâmicos para dimensionamento de wetlands construídas no tratamento de esgoto doméstico**. 2018. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília.

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.

MALIK, A. Environmental challenge vis a vis opportunity: the case of water hyacinth. **Environment international**, v. 33, n. 1, p. 122-138, 2007.

MARENGONI, N. G. et al. Bioacumulação de metais pesados e nutrientes no mexilhão dourado do reservatório da usina hidrelétrica de Itaipu binacional. **Química Nova**, v. 36, n. 3, p. 359-363, 2013.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônomico 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. **Disposição de águas residuárias no solo**. Viçosa: UFV, Associação dos Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais, 2010. 140p.

MATOS, M. P. et al. Uso de traçador salino para avaliação da colmatação e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 6, p. 1137-1148, 2015.

N/A METCALF & EDDY. **Wastewater engineering treatment disposal reuse**. 3rd ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1848 p.

MS - Ministério da Saúde. Portaria 518 de 2004: Norma de Qualidade da Água para Consumo Humano, 2004.

MONTEIRO, R. C. M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo wetlands para tratamento de água cinza visando o reúso não potável**. 2009. 84f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade de São Paulo. 2009.

MONTEIRO, F. P. et al. Exsudatos radiculares de plantas de cobertura no desenvolvimento de *Sclerotinia sclerotiorum*. **Bioscience Journal**, v. 28, n. 1, 2012.

NETO, C. L. A. Influência do pH no desenvolvimento de Coliformes Totais dos Resíduos Sólidos Urbanos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 28, 2015, Rio de Janeiro. **Anais...**, Rio de Janeiro: ABES, 2015.

NIGHMAN, D.; HARBOR, J. M. Trap efficiency of a stormwater basin with and without baffles. **Proc. Int. Erosion Control Assn**, v. 28, p. 469-483, 1997.

ORMONDE, V. S. S. **Avaliação de 'Wetlands' construídos no pós-tratamento de efluente de lagoa de maturação**. 2012. 96f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental) - Universidade Federal do Mato Grosso, 2012.

PELLISSARI, C. **Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando Wetlands construídos de escoamento subsuperficial**. 2013. 147f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Maria. 2013.

SÁ JÚNIOR, A.; CARVALHO, L.G.; SILVA, F.F.; ALVES, M.C. Application of the koppen classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theor. Appl. Climatol.** v.108, p. 1–7, 2012.

SANTOS, M. O. et al. **Definição de altura de saturação do maciço filtrante em wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário**. 2015. 105f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina. 2015.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina. 2006.

SEZERINO, P. H. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015.

SEZERINO, P. H. et al. **Wetlands Construídos aplicados no Tratamento de Esgoto Sanitário: recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção**. Ministério da Saúde, Fundação Nacional da Saúde. Universidade Federal e Santa Catarina, p. 56, 2018 .

SILVA, J. A.; SILVA, G. H. R.; SARTI, A. Treatment of low-strength sanitary sewage using an anaerobic/aerobic baffled reactor in pilot scale. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 3, p. 539-549, 2017.

SILVA, E. L. et al. Desempenho de SACs cultivados com forrageiras, quanto à remoção de matéria orgânica de esgoto doméstico. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 4, p. 36-44, 2019.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; GUIMARÃES, A. V. A. ACUMULAÇÃO DE FÓSFORO EM SISTEMAS WETLANDS. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21. 2001. **Anais Eletrônicos...** 2001.

SOUZA, C. F. et al. Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reuso agrícola. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 3, p. 587-597, 2015.

TEE, H.; et al. Newly developed baffled subsurface-flow constructed wetland for the enhancement of nitrogen removal. **Bioresource technology**, v. 104, p. 235-242, 2012.

TONANI, K. A. A. **Identificação e quantificação de metais pesados, parasitas e bactérias em esgoto bruto e tratado da Estação de Tratamento de Esgoto de Ribeirão Preto-SP**. 2008. Dissertação (Mestrado em Enfermagem em Saúde Pública) - Universidade de São Paulo, 2008.

VILAS BOAS, R. B. et al. NUTRIENT REMOVAL FROM SWINE WASTEWATER IN A COMBINED VERTICAL AND HORIZONTAL FLOW CONSTRUCTED WETLAND SYSTEM. **Engenharia Agrícola**, v. 38, n. 3, p. 411-416, 2018.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 1. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1996. 211 p.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade de águas e esgotos**. 2 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005. 452p.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização: princípios básicos do tratamento biológico de águas residuárias**. 3. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2017. 196 p.

VYMAZAL, J. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. **Ecological engineering**, v. 35, n. 1, p. 1-17, 2009.

VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. **Hydrobiologia**, v. 674, n. 1, p. 133-156, 2011.

WINWARD, G. P. et al. A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse. **Ecological engineering**, v. 32, n. 2, p. 187-197, 2008.

WU, S.; et al. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: a nitrogen and organic matter targeted review. **Water research**, v. 57, p. 40-55, 2014.

ZANELLA, L. et al. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte**. 2008. 219f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas. 2008.