



VANESSA SALGADO BIGOGNO

**REMOÇÃO DE METAIS PESADOS EM SISTEMA
BIOLÓGICO DE TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA
DE SUINOCULTURA SUBMETIDO A DIFERENTES
CARGAS ORGÂNICAS**

LAVRAS -MG

2019

VANESSA SALGADO BIGOGNO

**REMOÇÃO DE METAIS PESADOS EM SISTEMA BIOLÓGICO DE
TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA SUBMETIDO
A DIFERENTES CARGAS ORGÂNICAS**

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

Prof. Dr. Ronaldo Fia

Orientador

LAVRAS -MG

2019

VANESSA SALGADO BIGOGNO

**REMOÇÃO DE METAIS PESADOS EM SISTEMA BIOLÓGICO DE
TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA SUBMETIDO
A DIFERENTES CARGAS ORGÂNICAS**

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

APROVADO em 02 de dezembro de 2019

Dr. Ronaldo Fia UFLA

Dr. Jacineumo Falcão de Oliveira UFLA

Dra. Fátima Resende Luiz Fia UFLA

Prof. Dr. Ronaldo Fia

Orientador

LAVRAS - MG

2019

AGRADECIMENTOS

Primeiramente devo agradecer a Deus que me concedeu saúde e não permitiu com que eu desistisse nas horas mais difíceis, sempre atendendo minhas preces.

Agradeço a Universidade Federal de Lavras por todo suporte para a realização dos cinco anos de curso, fazendo com que eu saia da instituição maior como profissional e pessoa.

Agradeço a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais - FAPEMIG (CAG-APQ02306-15) pela concessão de financiamento do projeto.

Ao prof. Dr. Ronaldo Fia pela orientação no trabalho desenvolvido. Sua ajuda foi de grande importância para que este pudesse ser apresentado

Agradeço também ao Dr. Jacineumo Falcão pela disponibilidade e ajuda para a realização deste trabalho.

Agradeço a minha mãe Maria de Fátima e meu pai Luiz Carlos, meus exemplos de vida, que me apoiaram desde o início da jornada e que sempre me apoiaram em quaisquer circunstâncias. Muito obrigada pelas palavras de alento nos dias difíceis e por me mostrar que eu sou capaz.

Aos meus amigos, sem eles a vida universitária não teria sido tão alegre. Pelas ajudas nas dificuldades com as disciplinas às risadas na cantina no horário de café.

Ao meu namorado, Gustavo, por todo apoio dado nessa reta final do curso.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram ao longo dessa jornada na UFLA.

RESUMO

Impulsionada pela demanda de carne suína no mundo, a suinocultura vem se desenvolvendo no Brasil nas últimas décadas, porém, em paralelo, trata-se de uma atividade com alto consumo de água e com potencial poluidor elevado. A água de suinocultura (ARS), produzida nos processos produtivos, além de composta por sólidos, matéria orgânica e nutrientes, também apresentam concentrações de metais pesados, que se caracterizam por sua bioacumulação e danos nos ecossistemas. Diante disso, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a remoção dos metais pesados cobre (Cu), ferro (Fe), zinco (Zn) e manganês (Mn) em sistema biológico de tratamento submetido a diferentes cargas orgânicas de água residuária de suinocultura. O sistema integrado foi composto por reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB), filtro biológico aerado submerso (FBAS) e sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS). O experimento foi conduzido em três fases, sendo cada uma correspondendo as cargas orgânicas volumétricas de 1,0 (fase I), 2 (fase II) e 3 kg⁻¹ m⁻³ d⁻¹ de DQO (fase III). O pH foi determinado por método potenciométrico. Já os metais analisados, foram determinados por espectrometria de absorção atômica. O reator UASB apresentou eficiências de remoção de 40,0% (Fase II), 77,8% (Fase I), 35,9% (Fase II) e 22,2% (Fase II) de cobre, zinco, ferro e manganês respectivamente; o capim-tifton 85 apresentou remoção crescente de cobre em função das cargas orgânicas crescentes. O sistema integrado foi capaz de remover concentrações consideráveis de metais pesados, porém, recomenda-se realizar um monitoramento com maior prazo para verificação de toxicidade e os fatores de translocamento dos metais.

Palavras-chaves: Capim- tifton 85, reatores biológicos, cobre e zinco, efluente agroindustrial

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE.....	6
1. INTRODUÇÃO	6
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	8
2.1. A suinocultura e seus impactos sociais e ambientais.....	8
2.2. Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo.....	10
2.3. Filtro biológico aerado submerso	12
2.4. Sistemas alagados construídos.....	14
3. CONSIDERAÇÕES FINAIS	17
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	17
SEGUNDA PARTE – ARTIGO	23
EFEITOS DE DIFERENTES CARGAS ORGÂNICAS DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA NA DINÂMICA DE METAIS PESADOS EM SISTEMA BIOLÓGICO DE TRATAMENTO	23

PRIMEIRA PARTE

1. INTRODUÇÃO

Desde a década de 1990 a suinocultura vem se desenvolvendo fortemente no Brasil, impulsionada pela demanda de carne suína no mundo e se tornando um dos maiores segmentos de produção no país. Possui uma grande importância econômica e social como, por exemplo, o crescimento do produto interno bruto (PIB), crescimento do mercado e geração de emprego e renda. No ano de 2018, o país esteve em quarto lugar no ranking mundial de produção e exportação de suínos, ficando atrás da China, União Europeia e Estados Unidos (ABPA, 2018).

Apesar de ser uma atividade de grande relevância para o país, é preciso fazer uma observação criteriosa acerca dos impactos desse tipo de atividade produtiva, pois é considerada pelos órgãos de fiscalização ambiental uma atividade de grande potencial poluidor. A água residuária de suinocultura (ARS) é composta de sólidos em suspensão e dissolvidos, matéria orgânica, nutrientes (nitrogênio e fósforo, principalmente), agentes patogênicos, metais pesados e sais diversos, justificando seu elevado potencial poluidor.

Quando disposta nos cursos d'água e no solo, sem o prévio tratamento, a ARS pode contaminar o local com micronutrientes que apresentam características de metais pesados como, por exemplo, a capacidade de formar sulfetos e hidróxidos e o alto nível de toxicidade para os seres vivos. O zinco e o cobre são adicionados à alimentação dos suínos com o objetivo de prevenir doenças e melhorar a digestão (SOARES E BARROS et al, 2004). O ferro é adicionado na alimentação de leitões para evitar anemias e aumentar o peso dos animais (PISSININ, 2016). Já o manganês regulariza o cio e melhora a taxa de fertilidade, pois reduz sensivelmente o número de abortos e reabsorção embrionária (ANDALUZ, 2006). Quando eliminados pelas fezes, se forem dispostos no solo, são absorvidos em pequenas quantidades pelas plantas enquanto quantidades significativas podem ficar retidas no solo. Se o solo for mais ácido, ou seja, apresentar um pH reduzido, ele não tem capacidade de reter esses micronutrientes e, por lixiviação, eles acabam sendo encaminhados aos corpos d'água. Para que os metais fiquem retidos no solo, ele deve ser rico em matéria orgânica, pois ela tem maior capacidade de adsorvê-los.

Apesar do elevado potencial poluidor da ARS tanto para cursos d'água quanto para o solo e o ar, ela pode ser utilizada como fertilizantes gerando ganhos econômicos para o produtor rural. Mas para que isso ocorra, deve-se realizar um manejo correto e tratamento anaeróbio dos efluentes da suinocultura.

Em regiões tropicais e subtropicais, onde a digestão anaeróbia é favorecida devido à temperatura, aliada ao baixo custo de implantação e operação, os reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), têm se apresentado em uma posição de destaque para o tratamento de águas residuárias. Ele também é capaz de produzir como subproduto o biogás que pode ser utilizado com fonte de energia alternativa em motores de combustão interna, gerando outro benefício ao produtor de suínos.

Por apresentar elevada carga orgânica e de nutrientes, além de patógenos, os reatores do tipo UASB não conseguem, sozinhos, tratar a ARS e produzir efluentes que atendam aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental brasileira para disposição em cursos d'água, além de terem pouco efeito na remoção dos macronutrientes, como o nitrogênio, e de coliformes, necessitando de uma etapa anóxica/aeróbia de pós-tratamento.

Um sistema aeróbio bastante utilizado como pós tratamento do reator UASB é o filtro biológico aerado submerso (FBAS). Este é um tipo de filtro de escoamento ascendente em que os microrganismos crescem aderidos em material suporte, e a introdução de oxigênio no meio é realizada de forma artificial por aeradores mecânicos.

Os sistemas de tratamento combinados (anaeróbio e aeróbio) são vantajosos, principalmente quando, além da redução da matéria orgânica, deseja-se a remoção de nutrientes, em particular do nitrogênio orgânico e amoniacal. Entre as vantagens dos sistemas anaeróbio e aeróbio, destacam-se a baixa potência de aeração requerida, a menor produção de lodo biológico e o baixo custo de implantação, quando comparado aos sistemas aeróbios convencionais operando individualmente.

Devido às características da ARS, muitas vezes torna-se necessária a utilização de sistemas complementares de tratamento para proporcionar um polimento ao efluente. Para tanto, têm sido utilizados os sistemas alagados construídos (SACs), que agem como filtro horizontal, de modo a favorecer a separação de sólidos suspensos totais remanescentes das unidades de tratamento anteriores, por sedimentação, ocorrendo o aprisionamento físico e adsorção por meio de biofilmes aderidos ao meio suporte e raízes das plantas desenvolvidas dentro do sistema.

O presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de avaliar a eficiência das três etapas de tratamento, reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), filtro biológico aerado submerso (FBAS) e sistema alagado construído (SAC) na remoção de micronutrientes como cobre, zinco, ferro e manganês, da água residuária de suinocultura.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. A suinocultura e seus impactos sociais e ambientais

Sendo considerada a fonte de proteína animal mais importante do mundo, a carne suína tem destaque no mercado mundial. Em 2017, a produção passava de 110 milhões de toneladas, das quais 53,4 milhões foi produzida na China, seguida da União Europeia (UE) e dos Estados Unidos (EUA). O Brasil se destaca como o quarto maior produtor e exportador, com 3,4% da produção, 8,5% das exportações e grande crescimento no setor internacional (ABPA, 2018).

Com o grande desenvolvimento da suinocultura no Brasil, é possível observar grandes ganhos financeiros, crescimento de emprego na área e desenvolvimento de tecnologias. A produção brasileira de carne suína é majoritariamente destinada ao consumo doméstico. Em 2015, 84,8% da produção foi absorvida pelo mercado interno, embora, no mesmo ano, obtivesse um volume per capita igual ao mundial – estimado em 15,1 kg hab⁻¹ano⁻¹, o consumo de carne suína no Brasil é, contrariamente à média dos demais países do mundo, inferior aos das carnes bovina e de frango (ABPA, 2016).

Paralelamente às condições econômicas que tornam o Brasil relevante quanto à produção de proteína animal, há as consequências de impactos ambientais, visto que esta atividade demanda um grande volume de água (ITO; GUIMARÃES; AMARAL, 2016). Segundo Cao et al. (2018) e Ding et al. (2017), o fato de nos últimos anos a geração de água residuária de suinocultura ter crescido em volumes alarmantes, principalmente na China, maior produtor mundial, a atividade tem causado alterações em corpos hídricos da região devido à elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal (N - NH₄⁺), que geralmente encontra-se na faixa de 400-2.000 mg L⁻¹.

Segundo Matos (2010), a produção de resíduos suínos pode variar de acordo com o estágio de desenvolvimento do animal, tipo e quantidade de ração fornecida, condições climáticas, formas de manejo, dentre outros fatores. A composição dos dejetos também varia para cada tipo de criação. De acordo com Konzen (1983), a composição química média dos dejetos se caracteriza de acordo com a Tabela 1 a seguir.

Tabela 1 – Caracterização do efluente líquido gerado em suinocultura, bem como sua composição físico-química.

Componentes	Unidade	Concentração
pH	-	7,80
Matéria seca	kg m ⁻³	44,50
Nitrogênio total	kg m ⁻³	3,18
Fósforo	kg m ⁻³	5,40
Potássio	kg m ⁻³	1,38
Cálcio	kg m ⁻³	3,30
Magnésio	kg m ⁻³	1,17
Ferro	g m ⁻³	108,30
Manganês	g m ⁻³	64,70
Zinco	g m ⁻³	78,80
Cobre	g m ⁻³	69,40
Enxofre	g m ⁻³	580,00
Boro	g m ⁻³	45,60
Sódio	g m ⁻³	107,40

Fonte: Konzen (1983).

Esses componentes quando dispostos em grande quantidade no solo e na água sem os critérios de manejo adequados podem causar grandes impactos ambientais em diversos ecossistemas. Diante disso, segundo o CONAMA (1986) o termo impacto ambiental é definido como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: I - a saúde, a segurança e o bem-estar da população; II - as atividades sociais e econômicas; III - a biota; IV- as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; V - a qualidade dos recursos ambientais.

Os impactos gerados pela suinocultura são provenientes de manejo incorreto dos efluentes e disposição incorreta. Uma consequência significativa é a poluição de cursos d'água atingindo-os com altas taxas de carga orgânica, metais pesados, compostos orgânicos emergentes, coliformes fecais, dentre outros (SILVA; BASSI, 2012; BARBOSA; LANGER, 2011; PERDOMO et al., 2001), além das contaminações de solos pela disposição sem critério de manejo.

Altas taxas de nitrogênio nas águas superficiais advindos do lançamento de águas residuárias agroindustriais, como as de suinocultura é indesejável por diversas razões, uma delas é que a amônia livre é tóxica para os peixes e outros organismos aquáticos, além de favorecer a processo de eutrofização, principalmente quando nas formas nítricas. O nitrogênio e forma de nitrato está associado a doenças como a metahemoglobinemia, representando um sério problema para a saúde pública (VON SPERLING, 2014). Outro nutriente de importância ambiental é o fósforo que, quando em excesso nos corpos d'água, causa impactos negativos, como o rápido crescimento populacional de algas e plantas aquáticas, por ser um nutriente bastante limitante na natureza (SANTOS; SILVA, 2018).

Associado à poluição do ar, nos últimos anos têm ocorrido um aumento no índice de doenças relacionadas com a baixa qualidade e a poluição atmosférica, gerando problemas de saúde para os funcionários e para os suínos criados em confinamento. Podem ser encontrados, nos locais de confinamento, grandes concentrações de bactérias, gases como a amônia, gás sulfídrico e dióxido de carbono que são originários da atividade e causam poluição do ar (PERDOMO et al., 2001). Os resíduos dos suínos também emitem gases que potencializam o efeito estufa, como por exemplo, o metano (CH₄), que é liberado para a atmosfera pelas fezes e efluentes quando entram em degradação anaeróbia (BARBOSA; LANGER, 2011; SANTOS; SILVA, 2018).

A contaminação no solo ocorre quando o efluente é utilizado na fertirrigação de forma não controlada, aplicando elevadas dosagens de efluentes, o que gera sobrecarga de nutrientes e contaminantes no solo, alterando suas propriedades físicas, químicas e biológicas, fazendo com que esse excesso atinja as águas subterrâneas (BARBOSA; LANGER, 2011; SANTOS; SILVA, 2018).

Desta forma, torna-se importante o tratamento da ARS para minimizar os impactos ambientais negativos e atender à legislação vigente. Devido à elevada carga orgânica da ARS, normalmente, o tratamento é realizado por reatores biológicos anaeróbios, seguidos de reatores anóxicos e, ou, aeróbios (WEI et al., 2010; AMORIM et al., 2015).

2.2. Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo

A indústria suína é caracterizada pela produção intensiva de suínos, o que gera quantidades substanciais de efluentes em pequenas áreas. Este resíduo possui altas concentrações de matéria orgânica, nutrientes e metais com maior potencial poluidor (STEINMETZ et al., 2009). Portanto, novas estratégias de manejo são necessárias quando

comparadas com as adotadas atualmente, que são o armazenamento de efluentes e o uso agrícola, especialmente em áreas de alta densidade populacional (KUNZ et al., 2009).

O reator do tipo UASB constitui-se de um tanque no qual o escoamento do efluente é ascendente e os microrganismos crescem dispersos, sem a necessidade de um material suporte. Ao longo do tempo, são formados em seu interior flocos ou grânulos densos com alta resistência mecânica. A parte superior do reator possui um separador trifásico capaz de remover o gás produzido e também sedimentar o lodo (CHERNICHARO, 2016).

Por ser um sistema compacto, com baixo custo de operação e instalação, há baixa produção de lodo em relação aos reatores aerados, baixo consumo de energia, além de possuir satisfatória eficiência de remoção de DQO e DBO, entre outras características. A matéria orgânica é estabilizada ao longo de todas as zonas do reator e a mistura do sistema é promovida pelo fluxo ascendente dos gases formados (CHERNICHARO, 2016).

Os reatores UASB apresentam boa adaptação às condições climáticas do Brasil, para diversos efluentes líquidos, facilidades operacionais e hidrodinâmica mais eficiente quando comparado a outros sistemas convencionais (BELLI FILHO et al., 2001). Este reator utiliza um processo de tratamento biológico com biomassa dispersa, no qual os compostos orgânicos são biodegradados e digeridos por meio de uma transformação anaeróbia, resultando na produção de biogás por meio da manutenção de uma associação de microrganismos (PEREIRA-RAMIRES et al., 2004).

A evolução do reator UASB possui vantagens que possibilitam a sua utilização para diferentes tipos de águas residuárias e, devido a isso, sua adoção em larga escala. Ele pode ser construído e operado de forma a minimizar os custos do tratamento com baixa produção de sólidos. Entretanto, assim como outros reatores anaeróbios, o reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo também está suscetível a limitações relacionadas à concentração de sólidos suspensos totais (SST) do afluente, o que tem prejudicado a sua indicação para tratamento de águas residuárias agropecuárias, como as de suinocultura (CAMPOS et al., 2006; OLIVEIRA; FORESTI, 2004).

Com o intuito de avaliar a eficiência do reator UASB no tratamento da ARS, Tomoto et al. (2017) realizou um trabalho de comparação entre a entrada e a saída do efluente de um reator UASB. As concentrações de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) obtidas nesse estudo foram de 3.875,6; 2.093,3 e 1.782,3 mg L⁻¹, respectivamente. No tratamento da ARS em UASB, houve uma eficiência de remoção de STV de 70,37%, indicando, possivelmente, eficiência também para a produção de biogás. A grande quantidade de sólidos explica o alto valor de demanda

química de oxigênio (DQO) que se aproxima de 10.000 mg.L⁻¹. A remoção de DQO no sistema foi muito baixa, um pouco acima de 6%, indicando que possivelmente o inóculo (lodo) utilizado não estava adequado para o sistema (TOMOTO et al., 2017).

Ainda existem algumas limitações para o uso dos reatores UASB, sendo uma delas o controle de emissões gasosas, como o sulfeto de hidrogênio (H₂S) (CHERNICHARO; STUETZ, 2008; GARCIA et al., 2012). Isso ocorre devido à redução do sulfato a H₂S por meio do processo dissimilatório de redução de sulfato, através das bactérias redutoras de sulfato (BRS).

Devido à presença de enxofre no efluente de suinocultura, como foi possível observar na Tabela 1, ocorre a formação de sulfetos no interior do reator UASB, pois trata-se de um processo anaeróbio. Dentro desse reator acontece a sulfetogênese, isso porque, em condições anaeróbias a bactérias redutoras de sulfato, reduzem compostos orgânicos simples como sulfato e geram sulfeto e alcalinidade (JONG; PARRY, 2003).

As formas de sulfeto dependem do pH: se o meio for ácido, o sulfeto permanecerá na forma volátil, como H₂S; o HS⁻ é a forma predominante em pH neutro; S²⁻ é a forma dominante em pH alcalino (KOYDON, 2004). O controle do pH é importante quando se objetiva a remoção de sulfetos, pois, com o pH em torno de 7,0, cerca de 50% da concentração de íons aparece dissociada (HS⁻) e 50%, na forma não dissociada (H₂S), caracterizando-se como de baixa e alta toxicidade, respectivamente (CHERNICHARO, 2007; SOUZA, 2010).

Para que o enxofre precipite os metais no sistema é preciso que o efluente se encontre com pH acima de 7, para que ocorra a formação de íons sulfeto (S²⁻) e, assim, associe-se aos metais formando sulfetos metálicos.

2.3. Filtro biológico aerado submerso

Desde os anos 1950, o filtro biológico aerado submerso (FBAS) é utilizado para o tratamento de efluente líquidos e, com o desenvolvimento ao longo dos anos, continuaram atraindo o interesse dos pesquisadores. Nesse tipo de filtro, os microrganismos crescem aderidos no meio suporte intersticial eliminando a necessidade de recirculação de lodo. As bolhas de ar, por meio de esforços de cisalhamento, podem erodir o biofilme e prevenir a colmatação do meio filtrante. A turbulência também assegura um bom contato entre o substrato e os microrganismos (RUSTEN, 1984).

O FBAS pode ser operado de duas formas, tanto com escoamento ascendente quanto descendente, e devido à necessidade de aeração, a inserção de ar é realizada artificialmente. São duas as formas principais de se inserir oxigênio: por meio de difusores de ar alimentados por sopradores, e por meio de turbilhamento do líquido causado por aeração mecânica (VON SPERLING, 2014; GONÇALVEZ et al., 2001).

De acordo com Von Sperling (2012), o difusor deve ser colocado na parte inferior do tanque para que o ar passe por todo o líquido e o oxigênio seja transferido a ele nesse trajeto. Esse método apresenta eficiência de transporte de oxigênio de 10 a 30%. O processo aeróbio é fundamental para completar a remoção da matéria orgânica e possibilitar a remoção de tudo aquilo que foi pouco afetado durante o tratamento anaeróbio como nutrientes e patógenos (CHERNICHARO, 2007).

O emprego do biofilme aderido a um meio suporte traz grandes vantagens. Segundo Nicoletta et al. (2000) o biofilme aderido ao meio suporte promove uma alta velocidade de sedimentação da biomassa, otimizando a clarificação do efluente, assim, a exemplo do filtro fluidizado, o meio filtrante e o biofilme aumenta a área superficial para a transferência de massa, resultando em uma alta capacidade de conversão da matéria orgânica.

Em qualquer sistema aeróbio, o pH deve ser verificado periodicamente e ajustado caso esteja excessivamente baixo, pois o valor do pH pode diminuir para aproximadamente 5,5 em longos tempos de detenção hidráulica (TDH). A queda potencial do pH ocorre devido ao processo de nitrificação e à diminuição da capacidade tampão do sistema (METCALF; EDDY, 2003).

No Brasil, a utilização do FBAS tem sido ampla para o pós-tratamento de reatores anaeróbios, como reatores UASB (NASCENTES; ROQUE, 2003). Dentre os fatores limitantes de operação do FBAS está a escolha do meio suporte. Ela é de fundamental importância, uma vez que irá promover a retenção física dos sólidos suspensos presentes, e fornecerá suporte para a fixação de microrganismos, com consequente formação do biofilme.

Pessoa et al (2015) avaliaram a eficiência de um FBAS no tratamento do efluente de suinocultura em seu trabalho. Notou-se que o filtro praticamente manteve o nível para os diferentes parâmetros físicos, químicos e biológicos do filtro anaeróbio, sem exibir remoção significativa. Ainda apresentou valor negativo de eficiência do DBO_5 . As eficiências globais do sistema foram muito abaixo do esperado sendo 47,77% para DQO_{total} e de 45,81% para DBO_5 . Para remoção de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos

(STF) e sólidos totais voláteis (STV) houve uma remoção da ordem de 9,74%, 15,65% e 2,27%, respectivamente, o que ainda é considerado muito baixo. No fim do trabalho foi possível concluir que o sistema constituído por filtro biológico aerado submerso (FBAS) e tanque de decantação (TD), tratando o efluente do filtro anaeróbio (FA) de suinocultura, foi uma alternativa interessante e de boa flexibilidade (PESSOA et al., 2015).

No tratamento aeróbio, com o incremento do oxigênio no efluente, os metais começam a precipitar em forma de hidróxido pois há uma ligação entre os íons metálicos e o hidróxido livre formado (LENZI et al., 2011). Uma outra forma de tratamento realizada é a bioadsorção, na qual os metais são removidos da solução aquosa por meio de sítios funcionais da biomassa e a bioacumulação, a qual inclui processos responsáveis pela captação de íons metálicos por células vivas e a degradação enzimática, abrangendo mecanismos bioadsorptivos, juntamente com a acumulação intracelular e bioprecipitação (WHITELEY; LEE, 2006).

Assim, considerando a manta de lodo do reator UASB, anaeróbio, combinado com a biomassa formada no filtro biológico aerado submerso, este conjunto de reatores pode apresentar eficiente remoção de Fe, Cu, Zn e Mn no sistema de tratamento.

Kadir et al. (2015) trabalharam com a remoção de metais pesados em um sistema anaeróbio (UASB) seguido de um sistema aeróbio (filtro de fluxo descendente), e puderam relatar boa eficiência desse sistema. A alta eficiência de remoção foi encontrada para Al > Pb (78% a 82%), de acordo com suas médias. Os metais Zn > Cd > As > Fe (52% a 64%) obtiveram eficiência de remoção mediana.

2.4. Sistemas alagados construídos

Os sistemas alagados construídos, também denominados SACs, são sistemas biológicos de tratamento de efluentes em ambientes inundados ou saturados contidos num leito artificial ou tanque previamente construído, preenchido com um meio natural ou artificial, com profundidade tipicamente inferior a 1,0 m, que suporta o crescimento de espécies de plantas (SILVESTRE; JESUS, 2002).

Os SACs imitam as condições ótimas de tratamento que ocorrem em sistemas naturais; porém, com a possibilidade de serem construídos em quase todas as localidades e de poderem ser usados para o tratamento de diversos tipos de efluentes, tais como esgotos domésticos nos níveis preliminar, primário, secundário e terciário, efluentes

industriais e agroindustriais, líquidos percolados de aterros sanitários, efluente de drenagem ácida de mina e águas de drenagem (VYMAZAL, 2014).

Os sistemas alagados construídos podem ser classificados de três modos: escoamento superficial, escoamento vertical e escoamento subsuperficial, sendo este o encontrado no presente trabalho. Os subsuperficiais, são filtros horizontais preenchidos com brita ou areia como meio suporte, onde as raízes das plantas crescem. O efluente é mantido abaixo da superfície do substrato, geralmente granular. Este sistema tem se mostrado eficiente no tratamento secundário de águas residuárias, porém com baixa taxa de nitrificação (VYMAZAL, 2013).

A vegetação utilizada nos sistemas alagados desempenha um papel fundamental no tratamento de efluentes líquidos, pela transferência de oxigênio através das raízes e rizomas (VYMAZAL, 2011). Segundo USEPA (2003), nem todas as espécies vegetais apresentam boas características para cultivo em SACs, pois elas devem suportar a combinação de inundação constante e exposição a altas cargas orgânicas e outros contaminantes. A espécie de planta selecionada deve ser tolerante às cargas tóxicas, para não deixar de cumprir a função planejada para ela (MATOS et al., 2008; VYMAZAL, 2011). Por esse motivo, no presente trabalho, foi utilizado o capim-tifton 85, do gênero *Cynodon* que, segundo Queiroz (2014) e Fia et al. (2014), tem grande capacidade de remover nutrientes do meio em que está inserida.

Assim, nos SACs o tratamento do efluente ocorre em razão da associação do substrato com as plantas. As raízes das plantas se fixam no substrato e retiram os elementos essenciais ao seu desenvolvimento, oxigenam e criam ambiente biológico e químico favorável para o desenvolvimento dos microrganismos que degradam a matéria orgânica e excretam substâncias bactericidas, eliminando parte dos coliformes fecais (HUSSAR, 2001).

No trabalho realizado por Matos et al. (2010) em que trabalharam com cinco sistemas alagados construídos do mesmo tamanho, porém com diferentes tipos de cultivos. Notou-se que os cinco SACs tiveram eficiências de remoção de poluentes estatisticamente iguais entre si, sendo que tais sistemas foram mais eficientes na remoção de SST, DQO, DBO_{total} e Zn, com valores médios, considerando-se os cinco SACs de 91, 89, 86 e 94%, respectivamente. No entanto, foram obtidas remoções consideráveis também nas concentrações de ST, N-total, NH₄⁺ e P-total com valores médios de 62, 59, 52 e 50%, respectivamente. As plantas se equivaleram entre si, em termos de conferir eficiência ao sistema. O SAC não cultivado apresentou capacidade semelhante na

remoção de poluentes da ARS que os SACs cultivados, entretanto, ainda que não tenham sido obtidas diferenças significativas, há de se considerar que tenha sido obtida tendência de maior remoção de macro e micronutrientes nos SACs cultivados com capim-tifton, alternantera e sistema misto.

Quanto à remoção de metais realizada pelos SACs, já foram relatados resultados satisfatórios em seus diferentes tipos de operação. Os sistemas alagados de escoamento superficial foram empregados principalmente para tratar águas residuárias com altas concentrações de metais pesados pois esses precipitam no meio aeróbio como óxidos, hidróxidos e oxi-hidróxidos. Nos sistemas alagados de escoamento subsuperficial horizontal ocorre a precipitação dos metais em forma de sulfetos (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008).

Outros mecanismos utilizados pelos SACs para remoção de metais do meio são: sedimentação, filtração, reações de adsorção, precipitação na forma de hidróxidos e sulfetos, precipitação com material orgânico e acúmulo no sedimento, assimilação pelas plantas aquáticas e transformações microbianas como as oxidações por exemplo.

Lim et al. (2003) trabalharam na Malásia com um pequeno SAC de escoamento horizontal subsuperficial para remover metais, relatando uma eficiência de remoção superior a 99% para Cd, Pb e Zn. Kröpfelová et al. (2009) aplicando três SACs de escoamento subsuperficial para remoção de traços de metal de efluentes municipais, obtiveram em média 78% de remoção de Zn e 50% e 75% de Cu e Cd. Com isso, foi possível determinar que os processos de remoção de contaminantes em SACs são físicos, químicos e biológicos.

Na maioria das pesquisas realizadas, foi verificado que metais poderiam ser removidos pelos SACs, embora a eficiência na remoção de metais pesados pareça ser influenciada pelos tipos de meios suportes utilizados e tipos de efluentes a serem tratados (KHAN et al., 2009; SAHU, 2014).

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os efluentes de suinocultura têm elevado potencial poluidor devido à presença de matéria orgânica, nutrientes, e podem ainda conter metais pesados, como o cobre e o zinco adicionados à ração animal.

O tratamento normalmente empregado para os efluentes de suinocultura é do tipo anaeróbio, que sozinho não remove, de forma satisfatória, a matéria orgânica, os nutrientes e nem os metais pesados. Então, normalmente, são utilizadas unidades aeróbias e, ou anóxicas para o tratamento completar e redução do potencial poluidor do efluente, entre estas unidades encontram-se os biofiltros aerados submersos e os sistemas alagados construídos, com potencial de remoção inclusive de metais pesados por processos físicos, químicos e biológicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMORIM, D.; FIA, R.; FRANÇA, F.A.; TERRA, L. M.; FIA, F.R.L. Unidades combinadas RAFA-SAC para tratamento de água residuária de suinocultura – Parte I carga orgânica removida. **Engenharia Agrícola**. Jaboticabal, v.35, n.6, p.1149-1159, nov./dez. 2015.

ANDALUZ, D. **Suplementação mineral melhora reprodutividade nos suínos**. Out 2006. Disponível em: <<https://www.suinoculturaindustrial.com.br/imprensa/suplementacao-mineral-melhora-reprodutividade-nos-suinos/20061009-091306-2996>>. Acesso em 01 nov. 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. Relatório ABPA 2018. Disponível em: <<http://abpa-br.com.br/setores/suinocultura/publicacoes/relatorios-anuais/2018>> Acesso em: 09 out. 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL (ABPA). Relatório anual 2016. 2016. Disponível em: <<http://abpa-br.com.br/setores/suinocultura/publicacoes/relatorios-anuais/2016>>. Acesso em 20 nov. 2019.

BARBOSA, G.; LANGER, M.; Uso de biodigestores em propriedades rurais: uma alternativa à sustentabilidade ambiental. **Unoesc & Ciência – ACSA**, Joaçaba, v. 2, n. 1, p. 87-96, 2011.

BELLI FILHO, P.; CASTILHOS JÚNIOR, A. B.; COSTA, R. H. R.; SOARES, S. R.; PERDOMO, C. C. Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.5, n.1, p.166-170, 2001.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R.; BOTELHO, C. G.; COSTA, C. C. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. **Ciência e Agrotecnologia**, v.30, n.1, p.140-147, 2006.

CAO, L., ZHOU, T., LI, Z., WANG, J., TANG, J., RUAN, R., & LIU, Y. Effect of combining adsorption-stripping treatment with acidification on the growth of *Chlorella vulgaris* and nutrient removal from swine wastewater. **Bioresource Technology**, 263, 10-16, 2018.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte, UFMG. 2016.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: reatores Anaeróbios**. 2 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, v. 5, 2007.

CHERNICHARO, C. A. L.; STUETZ, R. M. Improving the design and operation of UASB reactors for treating domestic wastewater: Management of gaseous emissions. In: IX LATIN AMERICAN WORKSHOP AND SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION, n 6, 2008. p. 19-23.

CONAMA; Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução no 20, de 18 de junho de 1986. Brasília, 1986. 92p.

COSTA, J.F. **Remoção de poluentes em um sistema de alagados construídos atuando como pós tratamento de efluente de reator UASB e de filtro biológico percolador**. 2013. 193 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

DING, W., CHENG, S., YU, L., & HUANG, H. Effective swine wastewater treatment by combining microbial fuel cells with flocculation. **Chemosphere**, 182, 567-573, 2017.

FIA, R.; VILAS BOAS, R.B.; CAMPOS, A.T.; FIA, F.R.L.; SOUZA, E.G. Removal of nitrogen, phosphorus, copper and zinc from swine breeding waste water by bermudagrass and cattail in constructed wetland systems. **Engenharia Agrícola**. Jaboticabal, v. 34, n.1, p 112-123, 2014.

GARCIA, G. P. Biological oxidation of sulphides by microorganisms present in the scum layer of UASB reactors treating domestic wastewater. **Water Science & Technology**, v.66, p.1871-1878, 2012.

GONÇALVES, R.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; ANDRADE NETO, C.O; ALÉM SOBRINHO, P.; KATO, M.T.; COSTA, R.H.R; AISSE, M.M.; ZAIAT, M. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. **Projeto PROSAB**, Belo Horizonte, c 4, p 171-271. 2001.

HUSSAR, G. J. **Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura**.2001, 118 p. Dissertação (Mestrado Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.

ITO, M.; GUIMARÃES, D.D.; AMARAL, G.F. Impactos ambientais da suinocultura: desafios e oportunidades. **BNDES Setorial** 44, p. 125-156. 2016.

JONG, T.; PARRY, D. L. Removal of sulfate and heavy metals by sulfate reducing bacteria in short-term bench scale upflow anaerobic packed bed reactor runs. **Water Research**, v. 37, p. 3379-3389, 2003.

KADIR, M, A. A.; LATIFF, A.A.A.; DAUD, Z.; KHALED, N.; MUSTAFA, F. Heavy metal removal in a combined uasb-dfaf and huasb-dfaf system reactors treating municipal wastewater. **Malaysian Journal of Civil Engineering**, v. 27, p. 352-366, 2015.

KHAN, S.; AHMAD, I.; SHAH, M.T.; REHMAN, S.; KHALIQ, A. Use of constructed wetland for the removal of heavy metals from industrial wastewater. **Journal of Environmental Management**. Pakistan, v 90, p3451-3457, 2009.

KONZEN, E.A. **Manejo e utilização dos dejetos suínos**. Embrapa, Concórdia, 1983. Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/435305>>. Acesso em 02 nov. 2019.

KOYDON, S. Contribution of sulfate reducing bacteria in soil to degradation and retention of COD and sulfate. Inst. für Ingenieurbiologie und Biotechnologie des Abwassers, 2004.

KRÖPFELOVÁ, L.; YMAZAL, J.; ŠVEHLA, J.; ŠTÍCHOVÁ, J. **Removal of trace elements in three horizontal sub-surface flow constructed wetlands in the Czech Republic**. Environ. Pollut., 157, pp. 1186-1194, 2009

LENZI, E.; ALMEIDA, V.C.; FAVERO, L.O.B.; BECKER, F.J. Detalhes da utilização do íon hidróxido, HO-, no tratamento de efluentes contaminados com metal pesado zinco efluentes contaminados com metal pesado zinco, **Acta Scientiarum. Technology**, Maringá, v. 33, n. 3, p. 313-322, 2011.

LIM, P. E., TAY, M. G., MAK, K. Y., & MOHAMED, N. The effect of heavy metals on nitrogen and oxygen demand removal in constructed wetlands. **Science of the total environment**, v. 301, n. 1-3, p. 13-21, 2003.

MATOS, A. T. Poluição ambiental: impactos no meio físico. 1. ed. Viçosa, MG: Ed. UFV, p 260. 2010

MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; MONACO, P.A.V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 5, n. 2, pp. 119-132, Taubaté. 2010.

METCALF, L.; EDDY, H. P., *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. New York, **McGraw-Hill International Editions**, 4th ed., 1334 p., 2003.

NASCENTES, A.L.; ROQUE, O.C.C. Otimização de Sistema UASB + Filtro Biológico em Escala Reduzida Tratando Esgotos Sanitários. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 22., 2003, Joinville. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes22/xxxi.pdf>>. Acesso em 04 nov. 2019.

OLIVEIRA, R. A. DE.; FORESTI, E. Balanço de massa de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) tratando águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, v.24, n.3, p.807-820, 2004.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M.; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, n 9, 2001, Gramado. **Anais eletrônicos...** 2001, p 8-24. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_publicacoes/anais0104_perdomo.pdf>. Acesso em: 02 out .2019.

PEREIRA-RAMIRES, O.; QUADRO, M. S.; ANTUNES, R. M.; KOETZ, P. R. Influência da recirculação e da alcalinidade no desempenho de um reator UASB no tratamento de efluente de suinocultura. **Revista Brasileira de Agrociência**, v.10, n.1, p.103-110, 2004.

PESSOA, V.F.S. **Uso do filtro biológico aerado submerso (FBAS) no tratamento de água residuária de suinocultura**. 85 p. Dissertação (mestrado profissional) – Universidade Federal de Lavras, Lavras. 2015.

PISSININ, D. Ferro para leitões: revisão de literatura. **Nutritime**. v 13, n 6, nov./dez. 2016 Disponível em: <https://www.nutritime.com.br/arquivos_internos/artigos/Artigo_4.pdf>. Acesso em 01 Nov. 2019

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A.; LEMOS, A. L. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de

tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 012, n. 2, p. 77-90, 2004

RUSTEN, B. Wastewater treatment with aerated submerged biological filters. **Journal WPCF**, 1984.

SAHU, O. Reduction of Heavy Metals from Waste Water by Wetland. **International Letters of Natural Sciences**, Kombolcha, v 12, 0 35-43, 2014.

SANTOS, D.T.; SILVA, V.M. A Suinocultura e os Impactos ao Meio Ambiente. **Ciência & Tecnologia**. Cruz Alta, v. 2, n. 2, 2018. Disponível em <<http://revistaeletronica.unicruz.edu.br/index.php/CIENCIAETECNOLOGIA/article/view/8120/1839>>. Acesso em 01 out. 2019.

SILVA, C.L.; BASSI, N.S.S. Análise Dos Impactos Ambientais No Oeste Catarinense E Das Tecnologias Desenvolvidas Pela Embrapa Suínos E Aves. **Informe Gepec**, Toledo, v. 16, n. 1, p. 128-143, 2012.

SILVESTRE, A. C.; JESUS, M. P. **Tratamento de Águas Residuais Domésticas em Zonas Úmidas Artificiais**. Monografia (Licenciatura em Engenharia do Ambiente) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia do Ambiente. Instituto Superior Técnico, Portugal, 2002.

SOUZA, C. L. **Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB**. Tese de Doutorado (Programa de Pós-Graduação em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos) Escola de Engenharia-Universidade Federal de Minas Gerais, 2010.

SOARES E BARROS, L.S.; AMARAL, L.A.; LUCAS JÚNIOR, J. Poder poluente de águas residuárias de suinocultura após utilização de um tratamento integrado. **Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science**. p 126-135. 2004.

TAKITANE, I. C.; SILVA, T. N.; WILK, E. O. **Sustentabilidade, competitividade e gestão ambiental no sistema de produção de suínos- uma discussão interdisciplinar**. Anais do V Encontro Nacional da ECOECO. Caxias do Sul, 2003. Disponível em: <http://www.ecoeco.org.br/conteudo/publicacoes/encontros/v_en/Mesa4/4.pdf>. Acesso em: 02 out. 2019.

TOMOTO, A.L.S.; LANDGRAF, A.C.M.; SILVA, L.E.F.; ARANTES E.J.; CASTRO, T.M. Uso de reator uasb tratando água residuária da suinocultura. **Acta Tecnológica**, v.12, n. 2, p. 1-11, 2017.

USEPA (US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). Integrated risk information system (IRIS). 2003.

- VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos ativados**. 3. ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG. 2012.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Universidade Federal de Minas Gerais, 4ª Ed., Belo Horizonte, 2014.
- VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. **Hydrobiologia**. República Tcheca, v 674, pp133-156. 2011.
- VYMAZAL, J. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. **Water Research**, v 47, p 4795-4811, 2013.
- VYMAZAL, J. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. **Ecological Engineering**. n 73, pp.724–751, 2014.
- WEI, X.M; LIN, C.; DUAN, N.; PENG, Y.X.; YE, Z.Y. Application of aerobic biological filter for treating swine farms wastewater. **Procedia Environmental Sciences**, v 2, p 1569-1584, 2010.
- WHITELEY, C. G.; LEE, D.-J. Enzyme technology and biological remediation. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 38, n. 3-4, p. 291-316, 2006.

SEGUNDA PARTE – ARTIGO

**EFEITOS DE DIFERENTES CARGAS ORGÂNICAS DE ÁGUA RESIDUÁRIA
DE SUINOCULTURA NA DINÂMICA DE METAIS PESADOS EM SISTEMA
BIOLÓGICO DE TRATAMENTO**

**Artigo redigido conforme a NBR 6022 (ABNT, 2003) e formatado de acordo com o
Manual de normalização e estruturas de teses da UFLA.**

RESUMO

A suinocultura apresentou um crescimento no setor agropecuário do Brasil nos últimos anos e, juntamente com seu crescimento, também surgiu a preocupação com o potencial poluidor da água residuária de suinocultura (ARS). Dentre os contaminantes estão os metais pesados como cobre (Cu), ferro (Fe), zinco (Zn) e manganês (Mn), que apresentam relevante impacto tendo origem, principalmente, na alimentação dos suínos. O objetivo deste trabalho foi avaliar a dinâmica de cobre, zinco, ferro e manganês em reatores biológicos integrados UASB, FBAS e SAC-EHSS submetidos às variações de cargas orgânicas de ARS em condições tropicais. Para isso, um sistema sequencial constituído de reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB), filtro biológico aerado submerso (FBAS) e um sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial (SAC - EHSS) foram construídos em material acrílico em escala laboratorial. O experimento foi conduzido em três fases, sendo cada uma representando as cargas orgânicas volumétricas de 1,0 (partida dos reatores), 2,0, e 3,0 $\text{kg}^{-1} \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de DQO aplicadas aos três reatores presentes no experimento. O pH foi determinado por método potenciométrico. Já os metais analisados, foram determinados por espectrometria de absorção atômica. Pode-se concluir com esse trabalho houve eficiências de remoção de 40,0% (Fase II), 77,8% (Fase I), 35,9% (Fase II) e 22,2% (Fase II) de cobre, zinco, ferro e manganês, respectivamente no reator UASB. Para o FBAS, não foi possível observar eficiência na remoção dos metais. Já o capim-tifton 85 apresentou remoção crescente de cobre em função do aumento das cargas orgânicas.

Palavras-chaves: Capim- tifton 85, efluente suíno, tratamento biológico, remoção de oligoelementos.

1. INTRODUÇÃO

A atividade suinícola compreende um setor agropecuário de grande importância econômica no Brasil e no mundo, com implementação de empregos e renda, porém, ao mesmo tempo, é responsável por grande consumo de águas superficiais e geração de águas residuárias de suinocultura (ARS) ricas em compostos orgânicos, nutrientes, contaminantes emergentes, metais pesados, dentre outros (CHENG et al., 2019; KIM et al., 2019; TULLO et al., 2019; STARK et al. 2016) e com potencialidades de contaminação de rios e solos (SILVA et al., 2019; SU et al., 2014).

Dentre os contaminantes, os metais pesados compreendem uma parcela considerável e de impactos relevantes (ZHANG et al., 2017). Além disso, a ARS pode apresentar altas concentrações de cobre, zinco, arsênio, cádmio e cromo, tendo origem, principalmente, no consumo de rações e tais condições foram observadas por Steinmetz et al. (2009), que constataram concentrações de 15 e 40 mg L⁻¹ de cobre e zinco, respectivamente, em ARS. Nesse contexto, a implementação e/ou aprimoramento de sistemas de tratamento de águas residuárias configura-se como uma forma segura de redução dos possíveis impactos sobre a saúde humana, solos e ambientes aquáticos (LANCHEROS et al., 2019; LI et al., 2019; LI et al., 2018; KIRAN et al., 2017).

Os reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendentes (UASB), embora sejam aplicados para remoção de matéria orgânica de águas residuárias agroindustriais (SHAMS et al., 2019; YANG et al., 2019; LOGANATH; MAZUMDER, 2018; FIA et al., 2015), não apresentam remoção satisfatória de metais pesados, necessitando de unidades de pós-tratamentos. Dentre esses, a aplicação sequencial de filtros biológicos aerados submersos (FBAS) e sistemas alagados construídos (SACs) pode ser uma alternativa viável e interessante, visto que alguns metais além de serem floculados junto a matéria orgânica, podem também ser precipitados ou absorvidos por plantas e microrganismos em sistemas com maior diversidade de mecanismos de remoção (VERMA; SUTHAR, 2018; CALIJURI et al., 2011).

Estudos como os de De La Varga et al. (2013) com reator UASB seguido de sistema alagado construído de fluxo superficial cultivado com *Juncus effusus*, obtiveram remoções de cromo, cobre, chumbo, ferro e zinco variando entre 71 e 94%, além disso, os autores afirmam que o comportamento do ferro pode ser atribuído à alta solubilidade dos óxidos de ferro nas condições anóxicas/anaeróbias. Para os óxidos de arsênio e manganês, sua maior solubilidade em condições anaeróbias pode ser responsável pela

baixa eficiência em reatores de manta de lodo (KRÖPFELOVÁ et al., 2009). Enquanto Xin et al. (2019) observaram que o aumento de cádmio na água rica em metais tratada por sistema alagado proporcionou aumento na concentração do metal nas raízes de *Triarrhena sacchariflora*, aumentando a eficiência do reator.

Diante do exposto, o estudo teve o objetivo de avaliar a dinâmica de cobre, zinco, ferro e manganês em reatores biológicos integrados UASB, FBAS e SAC-EHSS submetidos às variações de cargas orgânicas de água residuária de suinocultura em condições tropicais. A importância do estudo surgiu com a preocupação da deterioração de rios e solos por metais pesados presentes na linha de produção de pequenos e médios criadores de suínos em países em desenvolvimento, como o Brasil.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Local de desenvolvimento e descrição do sistema de tratamento integrado

O sistema sequencial de tratamento consistiu de um reator anaeróbico de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB), filtro biológico aerado submerso (FBAS) e um sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial (SAC - EHSS), projetados para o tratamento de água residuária de suinocultura (ARS), com ênfase na remoção de matéria orgânica. O reator UASB e o FBAS foram construídos em material acrílico com 0,80 m de altura, 0,25 m de diâmetro interno e volume útil de 0,016 m³.

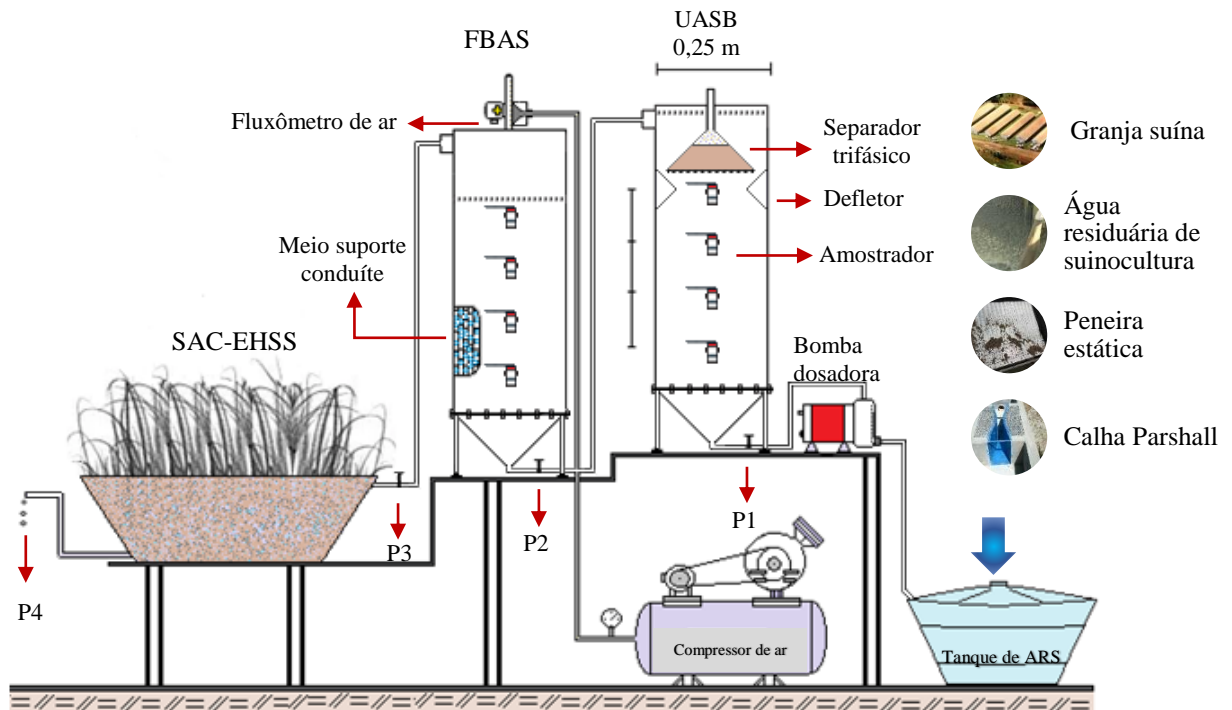
Como inóculo, foi utilizado lodo advindo de reator UASB da estação de tratamento de efluentes da Universidade Federal de Lavras, apresentando 130,8 g L⁻¹ de ST, 37,9 g L⁻¹ de STV, 89,6 g L⁻¹ de SS e 25,3 g L⁻¹ de SSV, para inocular o reator experimental, com o objetivo de obter carga orgânica biológica inicial (COB) igual a 0,10 kg kg⁻¹d⁻¹ expressa em termos de [DQO] [STV]⁻¹[d]⁻¹ (CHERNICHARO, 2016), totalizando 0,00423 m³ de lodo.

O reator FBAS foi preenchido com meio suporte que consistiu de material plástico de construção civil (fragmentos de conduítes) em função de sua rugosidade, praticidade e custo, além de possibilitar maior área superficial de desenvolvimento do biofilme (SÁNCHEZ; MATSUMOTO, 2012) e, portanto, maior capacidade de interação e tratamento entre os microrganismos e a água residuária da suinocultura (ARS). O fornecimento de ar foi realizado com compressor de ar comprimido de capacidade de 14,4 m³ h⁻¹ e a vazão de ar inserida com médias entre 4 e 6 L min⁻¹. O SAC- EHSS, utilizado como pós tratamento dos reatores UASB e FBAS, foi montado em vaso prismático com

estrutura de polietileno e dimensões de 0,75 m de comprimento, 0,25 m de largura e 0,30 m de altura, declividade de 0,002 m m⁻¹, índice de vazios de 47,5% e nível do efluente mantido a 0,05 m abaixo da superfície do reator, a fim de evitar possíveis odores e proliferação de insetos. No SAC - EHSS foi cultivado o capim-tifton 85 (*Cynodon ssp*), visto que se trata de uma cultura perene, com altas taxas de crescimento e capacidade de absorção de nutrientes, resultando em cortes frequentes (ARAÚJO et al., 2018).

A água residuária da suinocultura (ARS) foi proveniente da granja suinícola de ciclo completo, localizada em Lavras, MG. Antes das coletas realizadas quinzenalmente, a ARS passou previamente por uma caixa de retenção de areia seguido de peneiramento e medidor de vazão, sendo posteriormente armazenada em galões de 25 litros sob temperatura de 4°C. Na Figura 1, é demonstrada a estrutura e fluxograma de todo o sistema de tratamento.

Figura 1. Fluxograma da instalação experimental composta por reator UASB, FBAS e SAC utilizada no tratamento de águas residuária de suinocultura.



Fonte: Falcão (2019)

O experimento foi conduzido em três fases, sendo a primeira representando a partida do reator com carga orgânica volumétrica de 1,0 kg⁻¹ m⁻³ d⁻¹ de DQO durante 163

dias, a segunda com $2,0 \text{ kg}^{-1} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO durante 136 dias e a terceira com $3,0 \text{ kg}^{-1} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO por 77 dias, contabilizando 376 dias.

2.2. Características ambientais e parâmetros de entrada no sistema

As caracterizações da ARS bruta foram avaliadas semanalmente e as principais características físicas, químicas e operacionais dos reatores, encontram-se na Tabela 1. Dados de temperatura ambiente, umidade relativa do ar e precipitação foram obtidas na estação meteorológica instalada no campus da UFLA e monitorada pelo Inmet, sendo os dados presentes na Figura 2.

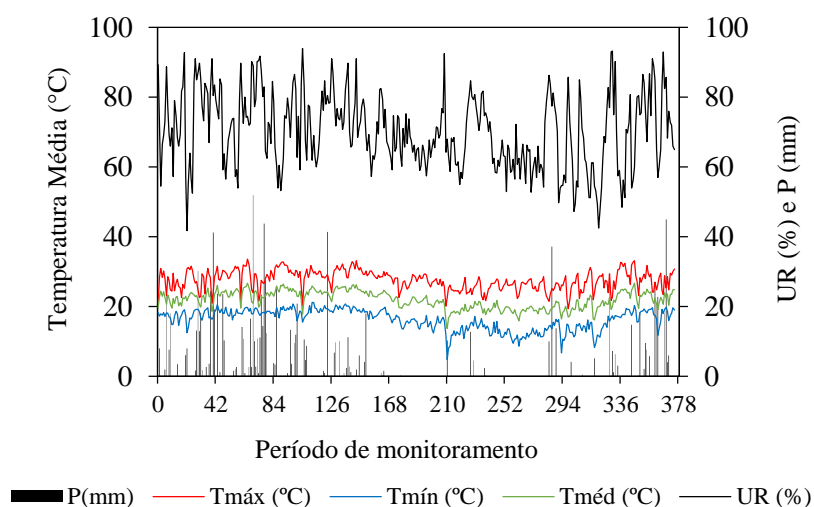
Tabela 1. Valores médios e desvio padrão das principais características da ARS bruta e características operacionais observadas ao longo das três fases avaliadas.

Variáveis	Fase 1	Fase 2	Fase 3
pH	$6,4 \pm 0,4$	$6,9 \pm 0,4$	$6,7 \pm 0,2$
CE (dS m^{-1})	$10,33 \pm 1,18$	$10,99 \pm 1,44$	$10,15 \pm 0,97$
Cu (mg)	0,58	0,58	0,58
Zn (mg)	1,28	1,28	1,28
Fe (mg)	2,29	2,29	2,29
Mn (mg)	0,60	0,60	0,60
NTK (mg L^{-1})	578 ± 118	782 ± 229	758 ± 65
P_T (mg L^{-1})	397 ± 149	422 ± 96	329 ± 59
DBO (mg L^{-1})	5.806 ± 1.102	7.269 ± 1.315	8.130 ± 1204
DQO (mg L^{-1})	14.747 ± 3.164	15.901 ± 2.903	14.532 ± 1.903
Vazão UASB/FBAS ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)	$0,016 \pm 0,0010$	$0,015 \pm 0,001$	$0,016 \pm 0,0025$
TDH UASB/FBAS (d)	$0,975 \pm 0,065$	$1,060 \pm 0,094$	$1,015 \pm 0,104$
*COV ($\text{kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO)	$0,962 \pm 0,042$	$2,014 \pm 0,068$	$3,001 \pm 0,099$
Vazão SAC	$0,014 \pm 0,061$	$0,013 \pm 0,002$	$0,013 \pm 0,001$
TDH SAC (d)	$3,36 \pm 0,11$	$3,54 \pm 0,23$	$3,59 \pm 0,19$
Temperatura da ARS	$25,7 \pm 2,3$	$20,1 \pm 2,6$	$22,4 \pm 2,8$

pH: Potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; Cu: cobre; Zn: zinco; Fe: ferro; Mn: manganês; NTK: Nitrogênio total Kjeldahl; P_T : Fósforo total; TDH: Tempo de detenção hidráulica; *COV: Carga orgânica volumétrica de entrada no sistema (UASB).

As cargas orgânicas volumétricas foram manipuladas para alcançar o valor desejado nas três diferentes fases do experimento. Essa manipulação ocorreu através de diluições realizadas antes de serem inseridas no sistema.

Figura 2. Comportamento da temperatura ambiente máxima (T_{máx}), mínima (T_{mín}) e média (T_{méd}); umidade relativa (UR) e precipitação (P) ao longo do monitoramento.



Fonte: Inmet (2019)

2.3. Partida do sistema e variáveis avaliadas

A partida do sistema foi realizada no dia 18/10/2017 e a amostragem do afluente e do efluente do reator UASB foi pontual e ocorreu duas vezes por semana, entre às 7h00min e às 7h30min, sendo imediatamente encaminhadas para análise no Laboratório de Análises de Águas Residuárias do Setor de Engenharia Ambiental e Sanitária, do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento da UFLA.

Duas vezes por semana foram coletadas 150 mL de ARS nos pontos de entrada e saída de cada reator e determinados os valores de potencial hidrogeniônico (pH) por método potenciométrico; e os metais cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe) e manganês (Mn) com digestão ácida em bloco digestor Marconi (Micro - MA 850/16) e leitura por espectrometria de absorção atômica com sucção de gás acetileno (3111B) (APHA et al., 2012). A temperatura do líquido e a temperatura máxima e mínima do ambiente foram monitoradas a partir da instalação de sensores automáticos em cada reator e de um termohigrômetro no local de instalação dos reatores.

2.4. Análises estatísticas

Todas as análises foram submetidas à análise de variância usando o teste F a 0,05. Na análise estatística, utilizou-se o programador estatístico SISVAR® (FERREIRA, 2011).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Qualidade dos efluentes nos reatores integrados UASB, FBAS e SAC-EHSS

A qualidade da água residuária de suinocultura, representada pela variabilidade das cargas orgânicas de 1, 2 e 3 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO proporcionaram alterações e dinâmicas diferenciadas dos metais pesados no sistema biológico sequencial de tratamento, observando os resultados de pH na Tabela 2 e concentrações e fluxo de massas em cada fase na Tabela 3.

Tabela 2. Valores médios de pH nos pontos de coleta dos reatores biológicos integrados.

Fases	Potencial Hidrogeniônico (pH)			
	P1	P2	P3	P4
I	7,44a	7,51a	7,39a	7,13a
II	7,68a	7,77a	7,77a	7,54a
III	7,67a	7,67a	7,60a	7,58a
Média	7,60	7,65	7,59	7,42
CV (%)	1,82	1,75	2,58	3,49

Ponto 1 (P1: afluente ao UASB); ponto 2 (P2: efluente UASB e afluente FBAS); ponto 3 (P3: efluente FBAS e afluente SAC - EHSS); e ponto 4 (P4: efluente SAC - EHSS) para cada fase experimental.

Tabela 3. Valores médios das concentrações dos metais pesados cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe) e manganês (Mn) em três fases experimentais.

Variáveis	Pontos	Conc. Média (mg L ⁻¹)			Conc. Média (mg L ⁻¹)	Fluxo Médio (mg d ⁻¹)			ΣMetais (mg)
		Fase I	Fase II	Fase III		Fase I	Fase II	Fase III	
Cu	P1	0,12	0,10	0,12	0,11a ± 0,01	2,02	1,68	2,02	0,71
	P2	0,13	0,06	0,13	0,11a ± 0,04	2,03	0,94	2,03	0,62
	P3	0,14	0,05	0,33	0,17a ± 0,14	2,31	0,83	5,45	0,38
	P4	0,45	0,04	0,06	0,18a ± 0,23	6,16	0,55	0,82	1,14
Zn	P1	0,81	0,30	0,20	0,47a ± 0,33	11,87	4,4	2,93	2,95
	P2	0,18	0,13	0,49	0,27a ± 0,20	2,73	1,97	7,43	1,29
	P3	0,30	0,26	0,15	0,24a ± 0,08	4,97	4,31	2,48	1,28
	P4	0,24	0,13	0,16	0,18a ± 0,06	3,28	1,78	2,19	0,95
Fe	P1	0,98	1,14	1,02	1,05a ± 0,08	17,03	19,81	17,72	18,23
	P2	0,90	0,73	1,07	0,90a ± 0,17	14,6	11,84	17,36	5,33
	P3	6,39	1,07	0,78	2,75a ± 3,16	9,91	1,66	1,21	2,22
	P4	2,53	1,47	0,66	1,55a ± 0,94	33,15	19,26	8,65	8,69
Mn	P1	0,14	0,18	0,11	0,14a ± 0,04	2,35	3,02	1,85	7,71
	P2	0,12	0,14	0,11	0,12a ± 0,02	2,01	2,35	1,85	0,79
	P3	0,17	0,14	0,09	0,13a ± 0,04	2,61	2,15	1,38	6,97
	P4	0,15	0,12	0,10	0,12a ± 0,03	1,94	1,56	1,3	0,63

Cu: cobre; Zn: zinco; Fe: ferro; Mn: manganês; P1 (afluente ao UASB), P2 (efluente UASB e afluente FBAS), P3 (efluente FBAS e afluente SAC) e P4 (efluente SAC) para cada fase experimental.

Os valores médios medidos de pH apresentaram baixa variabilidade ao longo das fases, constatando-se máximo de 7,6 em P2 (saída do UASB) e mínima de 7,4 em P4 (saída do SAC-EHSS), porém com média global não significativa entre todas as fases (Tabela 2), resultados que ficam dentro da ampla faixa de 6,0 a 9,0 proposta por Chernicharo (2016) para manutenção da estabilização orgânica em reatores anaeróbios. Em contra partida, valores próximos a neutralidade apresentam concentrações consideráveis dos metais cobre, zinco, ferro e manganês, enquanto que maiores que 8,0 otimizam a precipitação, a exemplo de Wang et al. (2014) com drenagem de mineração, em que observaram precipitação total de cobre com pH acima de 8,0, enquanto que foi constatado redução de 95% da concentração de zinco com pH 9,0, condição resultante da precipitação em sais de zinco, como observado em água residuária de suinocultura por Fia et al. (2015).

A capacidade do reator UASB em assimilar as concentrações dos metais avaliados foram verificadas principalmente nas fases I e II, com máxima eficiência de remoção de 40,0% (fase II), 77,8% (Fase I), 35,9% (Fase II) e 22,2% (Fase II) de cobre, zinco, ferro e manganês respectivamente (Tabela 3). Entretanto, foi constatado aumento na concentração dos metais no efluente do reator aerado (P3), a exemplo dos 6,39 mg L⁻¹ de ferro na fase I, 0,26 mg L⁻¹ de zinco na fase II e 0,17 mg L⁻¹ de manganês na fase I, o que pode ser consequência, provavelmente, do consumo da acidez do reator anaeróbio e aumento do pH do meio, proporcionando a precipitação dos metais e deslocamento no meio líquido em função da dinâmica de aeração do reator FBAS (entre 0,4 e 0,6 L min⁻¹), ou pelo carreamento de metais adsorvidos aos sólidos suspensos do meio, sendo esta condição corroborada por Wang et al. (2014). Os autores relatam que em sistemas aerados tratando efluente suíno no Japão, as maiores concentrações dos metais, cobre e zinco, estavam na forma solúvel e que foram removidos em associação aos sólidos floculados (entre 71 e 93%). Além disso, segundo Ziolkowski et al. (2011) a remoção de metais em reatores aerados, a exemplos dos lodos ativados, ocorre através de um processo complexo que depende de muitos parâmetros físicos, químicos, biológicos e operacionais inter-relacionados.

Com o uso do SAC-EHSS como unidade de polimento através da atuação dos mecanismos físicos, químicos e físico-químicos, microbiológico e fisiológico pelo capim-tifton 85, a exemplo da filtração, imobilização por precipitação oxidativa, sedimentação de metais particulados, adsorção por troca catiônica, complexação pela matéria orgânica e redução de sulfato (FIA et al., 2015; KADLEC; WALLACE, 2009), foram constatadas reduções das concentrações dos metais no ponto P4 (Saída do SAC-EHSS), verificando-se máximas eficiências de 60,4% (fase I), 50% (fase II) e 81,8% (fase III) para ferro, zinco e cobre, respectivamente (Tabela 3). Esses resultados são corroborados por Fia et al. (2015), em que associaram as eficiências entre 91 e 97% de cobre e entre 51 a 98% de zinco às remoções de sólidos suspensos totais. Mais que isso, Vymazal e Březinová (2016) afirmam que provavelmente o processo mais extenso sob condições anaeróbicas é a formação de sulfetos metálicos altamente insolúveis, além disso, sob condições anóxicas, os metais também podem formar carbonatos que são menos estáveis que os sulfetos (SHEORAN E SHEORAN, 2006). Em condições aeróbicas que podem ocorrer em pequenas áreas adjacentes às raízes, os metais pesados podem ser co-precipitados em óxidos férricos, hidróxidos ou oxi-hidróxidos.

A quantificação dos estudos de fluxos de massas (mg d^{-1}) dos metais pesados no sistema biológico integrado de tratamento foi realizada de acordo com a massa de cada metal e as vazões determinadas ao longo de cada fase, considerando ainda as condições de equilíbrios alcançadas ao final orgânico. Assim, os resultados estão presentes na Tabela 3.

Durante cada fase, foram observados oscilações nos fluxos de massa, constatando-se maiores resultados de zinco (entre 11,87 e 2,93 mg d^{-1}) e ferro (entre 33,15 e 8,65 mg d^{-1}) ao longo das cargas orgânicas aplicadas de 1,0 (fase I), 2,0 (fase II) e 3,0 $\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de DQO (fase III) (Tabela 3). Esta condição, além de estarem associadas às diversidades de micronutrientes excretadas nos efluentes suínos, em função da qualidade da alimentação fornecida para otimizar o metabolismo dos animais, a exemplo de cobre, zinco ferro, manganês, molibdênio, cobalto, iodo e selênio (HEJNA et al., 2020; HUANG et al., 2019; AMARAL et al., 2014; LÓPEZ-ALONSO et al., 2012; STEINMETZ et al., 2009), também é resultante da assimilação microbológica, saturação do meio suporte do SAC-EHSS e absorção pelo capim-tifton85. Mais que isso, Chernicharo (2016) afirma que em condições anaeróbias, mesmo em baixas concentrações de metais de cobre e zinco solúvel, poderá ocorrer intoxicação microbiana.

A presença dos “outliers”, pontos fora da curva, na saída do SAC-EHSS (P4) de 6,16 e 33,15 mg d^{-1} de cobre e ferro, respectivamente (Tabela 3), inferiores aos 119,11 mg d^{-1} no efluente de SAC-EHSS tratando água residuária suína sob carga de 35,2 $\text{g ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ de cobre aplicados por Fia et al. (2015), podem estar associados a redução do pH, principalmente em momentos de mudança de carga orgânica e restabelecimento do equilíbrio dos mecanismos de remoção no reator com capim-tifton 85. Além disso, com exceção do cobre, o sistema biológico integrado promoveu remoção global de massas dos metais, diferença entre P1 (entrada no UASB) e P4 (saída do SAC-EHSS) de 2,00, 9,54 e 7,08 g de zinco, ferro e manganês, respectivamente, promovendo eficiências entre 52 e 92% ao longo de todas as fases (Tabela 3).

3.2. Performance do SAC-EHSS na remoção de cobre, zinco, ferro e manganês

O uso do capim-tifton 85 como mecanismo de remoção de metais pesados em SAC-EHSS, aplicados como unidades de polimento dos reatores UASB e FBAS, apresentaram resultados consideráveis ao longo dos cortes trimestrais realizados e em função das cargas orgânicas aplicadas, como pode ser observado na Tabela 4.

Tabela 4. Remoção média dos metais pesados cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe) e manganês (Mn) pelo capim-Tifton 85 em função das cargas de DQO média de água residuária de suinocultura aplicada em cada corte.

Trimestre	Cortes	DQO _{ap}	Cu	Zn	Fe	Mn
		kg ha ⁻¹ d ⁻¹	-----g ha ⁻¹ d ⁻¹ -----			
(1)	I	264,11	0,18	7,74	90,64	18,06
	II	247,15	0,66	28,38	93,15	27,20
	Média	255,63	0,42	18,06	91,89	22,63
	CV (%)	3,32	57,76	57,14	1,36	20,19
(2)	III	519,06	0,05	11,11	87,48	20,52
	IV	577,41	1,71	24,88	69,40	51,86
	Média	548,24	0,88	18,00	78,44	36,19
	CV (%)	5,32	94,62	38,25	11,52	43,29
(3)	V	506,75	1,32	14,41	54,46	30,59
	VI	489,53	1,29	16,37	61,67	28,48
	Média	498,14	1,30	15,39	58,06	29,53
	CV (%)	1,73	1,41	6,36	6,21	3,56
(4)	VII	896,60	5,39	45,27	111,98	44,14
	VIII	630,38	6,70	55,12	154,61	57,08
	Média	763,49	6,05	50,19	133,29	50,61
	CV (%)	17,43	10,83	9,82	15,99	12,79

DQO_{ap}: carga de demanda química de oxigênio; Cu: cobre; Zn: zinco; Fe: ferro; Mn: manganês; CV (%): coeficiente de variação.

Com os incrementos aplicados de cargas orgânica, constatou-se que o capim-tifton 85 apresentou remoção crescente de cobre, com concentração média de 0,42 g ha⁻¹ d⁻¹ no 1º trimestre (cortes I e II) aplicando-se 255,63 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO; e 6,05 g ha⁻¹ d⁻¹ no 4º trimestre (cortes VII e VIII) aplicando-se 763,49 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO. Por outro lado, embora as maiores remoções de zinco e ferro tenha sido no 4º trimestre (cortes VII e VIII) com 50,19 e 133,29 g ha⁻¹ d⁻¹, respectivamente, houve redução na concentração extraída de metais de zinco e ferro de 14,8 e 36,8%, respectivamente, mesmo com incremento de 242,5 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO, entre a média dos metais removidos dos cortes I e II em relação aos cortes V e VI. Esses resultados foram inferiores aos 74% de eficiência de remoção

em SAC-EHSS observado por Khan et al. (2009), porém, as concentrações no efluente ao ponto P4 foram inferiores, em média, 5,5 e 88 mg kg⁻¹ de planta de cobre e zinco, respectivamente, em sistema alagado tratando água residuária de escoamento pluvial em rodovias observada por Gill et al. (2017).

Em outros estudos, Matos et al. (2010) observaram tendência em se obter maiores eficiências na remoção de Cu no SAC cultivado com capim-tifton 85 em cerca de 90%, enquanto que, em relação às remoções de Zn, os referidos autores observaram em todos os SAC de escoamento horizontal eficiências superiores a 88%, mesmo aplicando cargas entre 250 e 1.580 g ha⁻¹ d⁻¹ de Cu e Zn, respectivamente, condições de eficiências superiores aos observados neste estudo.

Segundo Vymazal e Březinová (2016) em estudo com *Phragmites australis* e diferentes águas residuárias, a acumulação de metais pesados em SAC-EHSS é altamente variável das características qualitativas e operações de produção de água residuária, assim, segundo os autores, os metais pesados podem representar até 60% da carga de entrada nessas unidades, o que evidencia a eficiência dos diversos mecanismos de remoção, como bioacumulação no tecido vegetal, precipitação, filtração, sedimentação, dentre outros.

Além disso, diversos estudos apontam que, em geral, há um maior acúmulo de metais pesados nas raízes em relação a parte aérea, condição que pode chegar entre 3 a 5 vezes maiores em comparação com os resultados foliares de todos os metais, com exceção de Cu (~9 vezes maior) (GILL et al., 2017). Acredita-se que por ser uma planta de crescimento rápido, o capim-tifton 85 possa apresentar um maior potencial de translocamento de metais pesados para seu xilema, visto que este compreende um tecido vascular vegetal misto e com condição também de água e minerais das raízes pra planta (CLEMENS et al., 2002).

4. CONCLUSÃO

As diferentes cargas orgânicas aplicadas incrementaram as concentrações dos metais cobre, zinco, ferro e manganês na água residuária de suinocultura.

Houve eficiências de remoção de 40,0% (Fase II), 77,8% (Fase I), 35,9% (Fase II) e 22,2% (Fase II) de cobre, zinco, ferro e manganês respectivamente no reator UASB.

O capim-tifton 85 apresentou remoção crescente de cobre em função das cargas orgânicas crescentes.

O sistema alagado construído mostrou-se eficiente para a remoção dos quatro elementos, porém, apresentou uma menor média para remoção do cobre quando comparado ao zinco, ferro e manganês.

5. REFERÊNCIAS

AMARAL, A. C.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; JUSTI, K. C. Zinc and copper distribution in swine wastewater treated by anaerobic digestion. **Journal of Environmental Management**, 141, p. 132-137, 2014.

APHA - **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 22nd edition edited by E. W. Rice, R. B. Baird, A. D. Eaton and L. S. Clesceri. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), Washington, D.C., USA, 2012.

ARAÚJO, E. D.; BORGES, A. C.; DIAS, N. M.; RIBEIRO, D. M. Effects of gibberellic acid on Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon* spp.) in constructed wetland systems. **Plos One**, v. 13, n. 10, p. 1-26, 2018.

CALIJURI, M. L., DA FONSECA SANTIAGO, A., NETO, R. F. M., & DE CASTRO CARVALHO, I. Evaluation of the ability of a natural wetland to remove heavy metals generated by runways and other paved areas from an airport complex in Brazil. **Water, Air, & Soil Pollution**, v 219, n 1-4, p 319-327, 2011.

CHENG, D. L.; NGO, H. H.; GUO, W. S.; CHANG, S. W.; NGUYEN, D. D.; KUMAR, S. M. Microalgae biomass from swine wastewater and its conversion to bioenergy. **Bioresource Technology**, v. 275, p. 109-122, 2019.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbicos**. 2. ed. ampliada e atualizada. Belo Horizonte: DESA – UFMG, 2016. 379 p.

CLEMENS, S.; PALMGREN, M. G.; KRÄMER, U. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. **Trends in plant science**, v. 7, p. 309-315, 2002.

DE LA VARGA, D.; DÍAZ, M.A.; RUIZ, I.; SOTO, M. Avoiding clogging in constructed wetlands by using anaerobic digesters as pretreatment. **Ecological Engineering**, v.52, p.262–269, 2013.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.

FIA, R.; PEREIRA, E.; FIA, F. R. L.; EMBOABA, D. G.; GOMES, E. W. Start-up of anaerobic reactors for slaughterhouse wastewater treatment. **Engenharia Agrícola**, v. 35, p.331-339, 2015.

FIA, F. R. L.; DE MATOS, A. T.; FIA, R.; BORGES, A. C.; & ABREU, E. C. Influência da carga de nutrientes e da espécie cultivada na remoção de K, Na, Cu e Zn da água residuária da suinocultura tratada em sistemas alagados construídos. **Ambiente & Água- An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 10, n 3, p 542-553, 2015.

GILL, L. W.; RING, P.; CASEY, B.; HIGGINS, N. M.; JOHNSTON, P. M. Long term heavy metal removal by a constructed wetland treating rainfall runoff from a motorway. **Science of the Total Environment**, v. 601, 32-44, 2017.

HEJNA, M.; MOSCATELLI, A.; STROPPA, N.; ONELLI, E.; PILU, S.; BALDI, A.; ROSSI, L. Bioaccumulation of heavy metals from wastewater through a *Typha latifolia* and *Thelypteris palustris* phytoremediation system. **Chemosphere**, v. 241, p. 125018, 2020.

HUANG, H.; LI, B.; LI, J.; ZHANG, P.; YU, W.; ZHAO, N.; YOUNG, B. Influence of process parameters on the heavy metal (Zn^{2+} , Cu^{2+} and Cr^{3+}) content of struvite obtained from synthetic swine wastewater. **Environmental pollution**, v. 245, p. 658-665, 2019.

KADLEC, R.H.; WALLACE, R.D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Florida: CRC Press, 2009. 1016p.

KHAN, S.; AHMAD, I.; SHAH, M. T.; REHMAN, S. KHALIQ, A. Use of constructed wetland for the removal of heavy metals from industrial wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. 3451-3457, 2009.

KIM, H-R.; YU, S.; OH, J.; KIM, K-H.; HO-LEE, J.; MONIRUZZAMAN, M.; KIM, H. K.; YUN, S-T. Nitrate contamination and subsequent hydrogeochemical processes of shallow groundwater in agro-livestock farming districts in South Korea. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 273, p. 50-61, 2019.

KIRAN, M. G.; PAKSHIRAJAN, K.; DAS, G. An overview of sulfidogenic biological reactors for the simultaneous treatment of sulfate and heavy metal rich wastewater. **Chemical Engineering Science**, 158, 606-620, 2017.

KRÖPFELOVÁ, L.; VYMAZAL, J.; ŠVEHLA, J.; ŠTÍCHOVÁ, J. Removal of trace elements in three horizontal sub-surface flow constructed wetlands in the Czech Republic. **Environmental Pollution**, v. 157, p. 1186-1194, 2009.

LANCHEROS, J. C.; MADERA-PARRA, C. A.; CASELLES-OSORIO, A.; TORRES-LÓPEZ, W. A.; VARGAS-RAMÍREZ. Ibuprofen and Naproxen removal from domestic wastewater using a Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland coupled to Ozonation. **Ecological Engineering**, v. 135, p. 89-97, 2019.

LI, D.; CHU, Z.; HUANG, M.; ZHENG, B. Multiphasic assessment of effects of design configuration on nutrient removal in storing multiple-pond constructed wetlands. **Bioresource Technology**, v. 290, p. 1-9, 2019.

LI, M.; LIANG, Z.; CALLIER, M. D.; D'ORBCASTEL, E. R.; SUN, G.; MA, X.; LI, X.; WANG, S.; LIU, Y.; SONG, X. Nutrients removal and substrate enzyme activities in vertical subsurface flow constructed wetlands for mariculture wastewater treatment: Effects of ammonia nitrogen loading rates and salinity levels. **Marine Pollution Bulletin**, v. 131, p. 142-150, 2018.

LOGANATH, R.; MAZUMDAR, D. Performance study on organic carbon, total nitrogen, suspended solids removal and biogas production in hybrid UASB reactor treating real slaughterhouse wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 2, p. 3474-3484, 2018.

LÓPEZ-ALONSO, M.; GARCÍA-VAQUERO, M.; BENEDITO, J. L.; CASTILLO, C.; MIRANDA, M. Trace mineral status and toxic metal accumulation in extensive and intensive pigs in NW Spain. **Livestock Science**, v. 146, p. 47-53, 2012.

MATOS, A. T., DA SILVA FREITAS, W., & MONACO, P. A. V. L. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 5, n 2, p 119-132, 2010.

NAGARAJAN, D.; KUSMAYADI, A.; YEN, H. W.; DONG, C. D.; LEE, D. J.; CHANG, J. S. Current advances in biological swine wastewater treatment using microalgae-based processes. **Bioresource technology**, p. 121718, 2019.

SÁNCHEZ, I. A.; MATSUMOTO, T. Hydrodynamic characterization and performance evaluation of an aerobic three phase airlift fluidized bed reactor in a recirculation aquaculture system for Nile Tilapia production. **Aquacultural Engineering**, v. 47, p. 16-26, 2012.

SHAMS, D. F.; SINGHAL, N.; ELEFSINIOTIS, P. Effect of feed characteristics and operational conditions on treatment of dairy farm wastewater in a coupled anoxic-upflow and aerobic system. **Biochemical Engineering Journal**, v. 133, p. 186-195, 2018.

SHEORAN, A. S.; SHEORAN, V. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: a critical review. **Minerals engineering**, v. 19, p.105-116, 2006.

SILVA, Y. J. A. B. D.; CANTALICE, J. R. B.; SINGH, V. P.; NASCIMENTO, C. W. A. D.; WILCOX, B. P.; SILVA, Y. J. A. B. D. Heavy metal concentrations and ecological risk assessment of the suspended sediments of a multi-contaminated Brazilian watershed. *Acta Scientiarum. Agronomy*, v. 41, p. 1-11, 2019.

STEINMETZ, R.L.R.; KUNZ, A.; DRESSLER, V. L.; FLORES, E. M. M.; MARTINS, A. F. Study of metal distribution in raw and screened swine manure. *CLEAN–Soil, Air, Water*, v. 37, p. 239-244, 2009.

SU, C.; JIANG, L.; ZHANG, W. A review on heavy metal contamination in the soil worldwide: Situation, impact and remediation techniques. **Environmental Skeptics and Critics**, v. 3, n. 2, p. 24, 2014.

TULLO, E.; FINZI, A.; GUARINO, M. Review: Environmental impact of livestock farming and Precision Livestock Farming as a mitigation strategy. **Science of The Total Environment**, v. 650, p. 271-2760, 2019.

VERMA, R.; SUTHAR, S. Performance assessment of horizontal and vertical surface flow constructed wetland system in wastewater treatment using multivariate principal component analysis. **Ecological Engineering**, v. 116, p. 121-126, 2018.

VYMAZAL, J.; BŘEZINOVÁ, T. Heavy metals in plants in constructed and natural wetlands: concentration, accumulation and seasonality. **Water Science and Technology**, v. 71, p. 268-276, 2016.

WANG, L. P.; PONOU, J.; MATSUO, S.; OKAYA, K.; DODBIBA, G.; NAZUKA, T.; FUJITA, T. Selective precipitation of copper and zinc over iron from acid mine drainage by neutralization and sulfidization for recovery. **International Journal of the Society of Materials Engineering for Resources**, v. 20, p. 136-140, 2014.

XIN, J.; TANG, J.; LIU, Y.; ZHANG, Y.; TIAN, R. Pre-aeration of the rhizosphere offers potential for phytoremediation of heavy metal-contaminated wetlands. **Journal of hazardous Materials**, v. 374, p. 437-446, 2019.

YANG, H.; DENG, L.; WANG, L.; ZHENG, D.; LIU, Y.; WANG, S.; HUANG, F. Comparison of three biomass-retaining reactors of the ASBR, the UBF and the USR treating swine wastewater for biogas production. **Renewable Energy**, v. 138, p. 512-530, 2019.

ZHANG, J.; HUA, P.; KREBS, P. Influences of land use and antecedent dry-weather period on pollution level and ecological risk of heavy metals in road-deposited sediment. **Environmental Pollution**, v. 228, p. 158-168, 2017.

ZIOLKO, D.; MARTIN, O. V.; SCRIMSHAW, M. D.; LESTER, J. N. An evaluation of metal removal during wastewater treatment: the potential to achieve more stringent final effluent standards. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 41, p. 733-769, 2011.