



**KAREN SILVA TEIXEIRA**

**CARACTERIZAÇÃO E TRATAMENTO DE ÁGUA  
RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA: UMA REVISÃO**

**LAVRAS-MG  
2021**

**KAREN SILVA TEIXEIRA**

**CARACTERIZAÇÃO E TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA  
SUINOCULTURA: UMA REVISÃO**

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

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos  
Orientador

**LAVRAS-MG  
2021**

**KAREN SILVA TEIXEIRA**

**CARACTERIZAÇÃO E TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA  
SUINOCULTURA: UMA REVISÃO**

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.

APROVADA em 16 de novembro de 2021.

Dr. Jacineumo Falcão de Oliveira – UFLA  
Me. Guilherme de Souza Dias Andrade – UFMG  
Mestranda Marina Santos Ázara - UFLA

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos  
Orientador

**LAVRAS-MG  
2021**

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus, por ter me dado saúde e força nos momentos difíceis, tornando tudo isto possível.

Aos meus pais, Luiz e Divany, por todo esforço e dedicação para que eu tivesse oportunidade de estudar, pelo amor incondicional, incentivo e orações.

Aos meus avós, pelo amor e carinho.

Ao meu irmão Vinícius, pelos momentos de alegria, pela motivação e amizade.

Ao meu namorado Renan, pelo apoio, companheirismo e por torcer pelo meu sucesso.

Ao meu orientador Mateus Pimentel de Matos, pela orientação, dedicação, paciência, pelas valiosas sugestões e direcionamento no desenvolvimento deste trabalho.

À Universidade Federal de Lavras, pela oportunidade de realizar a graduação, com nível de ensino de excelente qualidade. Em especial ao corpo docente, por terem me dado a oportunidade de ter uma boa formação acadêmica. Aos amigos, pelos conselhos e apoio durante a minha trajetória.

A todos aqueles que contribuíram direta ou indiretamente pela realização deste trabalho.

## RESUMO

A carne suína é um alimento rico em proteínas e vitaminas, razão pela qual é por muitos anos a fonte de proteína animal mais consumida no mundo. Neste cenário, o Brasil se destaca, sendo o quarto maior exportador de carne suína do mundo, com comercialização de cortes, miúdos, industrializados, embutidos, carcaças, gorduras, tripas e cerdas, salgados, couros e peles. Para permitir essa grande produção, os criatórios utilizam cada vez mais de sistemas altamente tecnificados, resultando em grande produção de animais por área. Essa criação intensiva, no entanto, gera grandes quantidades de dejetos e, conseqüentemente, de água residuária da suinocultura (ARS), com elevado potencial poluidor, que podem trazer diversos impactos negativos ao meio ambiente. Assim, dada à elevada concentração de matéria orgânica, nutrientes, como nitrogênio e fósforo, presença de metais pesados, bactérias entéricas patogênicas, antibióticos veterinários e hormônios no efluente de suinocultura, essa deve ser tratada antes de seu retorno para o meio ambiente. Dessa forma, foi feito um levantamento na literatura acerca das características do efluente e das principais técnicas de tratamento empregadas, às quais pode-se avaliar o uso de lagoas anaeróbias, reatores UASB, lodos ativados, filtros biológicos, sistemas alagados construídos, lagoas de estabilização, disposição no solo e opções de pós-tratamento. Com base nessas informações, concluiu-se que cada alternativa apresenta suas vantagens, sendo que a escolha do tratamento depende da composição do efluente, legislação ambiental vigente, destino final pretendido da água residuária, demanda de área, relação custo/benefício, entre outros aspectos.

**Palavras-chave:** Suinocultura. Potencial Poluidor. Água Residuária da Suinocultura. Disposição de Águas Residuárias. Tratamento de Efluentes.

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL .....	7
Artigo: Caracterização e tratamento de água residuária da suinocultura: uma revisão .....	9
1. Introdução .....	10
2. Material e métodos .....	11
3. Resultados e discussão .....	11
3.1. Descrição da atividade e geração da água residuária .....	11
3.2. Características das águas residuárias da suinocultura .....	15
3.3. Características das águas residuárias de criatórios de animais .....	18
3.4. Legislação ambiental aplicada à disposição de água residuária da suinocultura .....	20
3.5. Tratamento da água residuária da suinocultura .....	20
3.5.1. Tratamento preliminar .....	21
3.5.2. Tratamento primário .....	22
3.5.3. Tratamento secundário .....	24
3.5.3.1. Tratamento secundário anaeróbio .....	24
3.5.3.1.1. Lagoas anaeróbias .....	25
3.5.3.1.2. Reator anaeróbio de manta de lodo – UASB .....	26
3.5.3.2. Tratamento secundário aeróbio .....	27
3.5.3.2.1. Lodos ativados .....	28
3.5.3.2.2. Filtros biológicos .....	29
3.5.3.2.3. Sistemas alagados construídos .....	31
3.5.3.2.4. Lagoas de estabilização .....	34
3.5.4. Tratamento combinado anaeróbio-aeróbio .....	35
3.5.5. Tratamento terciário .....	35
3.5.6. Disposição no solo .....	37
4. Conclusões .....	38
REFERÊNCIAS .....	39

## INTRODUÇÃO GERAL

A carne suína é a fonte de proteína mais consumida no mundo, um setor que se apresenta em franca evolução no cenário nacional e internacional (MELZ; GASTARDELO, 2014; SOUZA et al., 2011). Em 2021, houve crescimento da produção global de carne suína para 105 milhões de toneladas, um aumento de 3%, comparado ao mês de agosto do ano anterior, conforme relatado em documento emitido pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2021). Acredita-se que há um potencial de crescimento ainda maior, em razão da progressiva desmitificação de algumas informações, sejam por motivos culturais ou questões religiosas e que causaram preconceito em relação ao consumo da carne, além da divulgação de estudos que apontam que se trata de um alimento rico em proteínas e vitaminas, apresentando baixos teores de colesterol e gordura saturada, inclusive inferiores ao de outras carnes consumidas no país (MOURA; RIBEIRO, 2021; SOUZA et al., 2011).

Nesse cenário, o Brasil se destaca, sendo o quarto maior exportador de carne suína, ficando atrás da União Européia, Estados Unidos e Canadá, segundo relatório divulgado pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA, 2021). Em relação aos produtos exportados, em primeiro lugar estão os cortes, seguidos de miúdos, industrializados, embutidos, carcaças, gorduras, tripas e cerdas, salgados, couros e peles (ABPA, 2021).

Para a produção de uma carne de qualidade, é preciso contar com um sistema de criação que seja eficiente e que ao mesmo tempo proporcione conforto aos animais (GUIMARÃES et al., 2017). Assim, apesar da existência de diferentes sistemas de criação, os quais podem ser divididos em extensivo; semiextensivo; intensivo de suínos criados ao ar livre (Siscal) e sistema intensivo de suínos confinados (Siscon) (CARVALHO; VIANA, 2011; GUIMARÃES et al., 2017), há predomínio das criações em sistemas altamente tecnificados (caso do Siscon), resultando em grande produção de animais por área (DIAS et al., 2011).

Os sistemas de criação podem ainda ser classificados em convencionais ou orgânicos; e em unidades de ciclo completo (CC), no qual todas as fases de produção são desenvolvidas em um mesmo local; unidades de produção de leitões (UPL), que compreende as fases de gestação, maternidade e creche; e unidades de crescimento/terminação (CT), responsável pela engorda dos leitões e entrega dos suínos para o abate (CARVALHO; VIANA, 2011; MATTIAS et al., 2010; TAVARES, 2012).

Se por um lado a criação intensiva de animais resulta em elevada produção em um menor espaço, por outro lado gera grandes quantidades de água residuária, com elevado potencial poluidor, que podem trazer diversos impactos negativos ao meio ambiente (SOARES,

2016). Assim, dada à elevada concentração de matéria orgânica, nutrientes, como nitrogênio e fósforo, presença de metais pesados, como cobre e zinco, bactérias entéricas patogênicas, antibióticos veterinários e hormônios no efluente de suinocultura, a água residuária da suinocultura (ARS) deve ser tratada antes de ser disposta nos cursos d'água ou aplicada no solo (CHENG et al., 2018; HANAJIMA et al., 2007; HUANG; YANG; LI, 2014; MARTENS; BÖHM, 2009; MORETTI, 2013; QIANG et al., 2006; RAMOS, 2011; SILVA, 2012).

Na literatura há diversas técnicas de tratamento avaliadas para a ARS como lagoas anaeróbias, reatores UASB, lodos ativados, filtros biológicos, sistemas alagados construídos, lagoas de estabilização, disposição no solo e opções de pós-tratamento, essas servindo como etapas complementares para a retirada de poluentes não removidos anteriormente, como os processos oxidativos avançados (POAs), uso de membranas e cloração, que permitem garantir melhores condições do efluente antes do seu retorno ao ambiente (ALI et al., 2016; CABRAL et al., 2011; CHENG et al., 2020; COOK et al., 2010; DU et al., 2020; KIM et al., 2014; KURT et al., 2017; LIANG et al., 2021; LIU et al., 2013; PEGORARO et al., 2014; SANDEFUR et al., 2016; SONG; SHIN; HWANG, 2010; WAKI et al., 2018; ZHANG et al., 2020).

Cada alternativa apresenta suas respectivas vantagens para emprego no tratamento da ARS, com base na eficiência necessária para cumprimento da legislação ambiental vigente, destino final pretendido da água residuária, demanda de área, relação custo/benefício, entre outros aspectos. No artigo a seguir, foi apresentada a revisão de literatura a respeito das técnicas do tratamento dessa água residuária, pontuando alguns dos fatores elencados.

## **Artigo: Caracterização e tratamento de água residuária da suinocultura: uma revisão**

### **Resumo**

A suinocultura é uma atividade em elevada expansão no país, graças aos avanços tecnológicos e a constatação dos benefícios de seu consumo. No entanto, esta atividade gera um grande volume de águas residuárias, provenientes da lavagem das instalações de criatórios de animais, desperdícios dos bebedouros e dos vazamentos nos sistemas hidráulicos. Dada às elevadas concentrações de matéria orgânica, nutrientes, presença de metais pesados, substâncias patogênicas, antibióticos veterinários e hormônios, a água residuária da suinocultura (ARS) apresenta grande potencial de causar impactos negativos no meio ambiente, como a eutrofização de corpos de águas, depleção dos níveis de oxigênio, toxicidade à comunidade aquática e da população, quando despejados nos cursos d'água, além do acúmulo de metais pesados em níveis fitotóxicos em solos, quando esses recebem quantidades excessivas de ARS. Assim, foi feito um levantamento na literatura avaliando as tecnologias mais efetivas para o tratamento de ARS, bem como as características do efluente, de forma a mitigar os impactos do retorno do mesmo para o ambiente. Como base no levantamento, verificou-se que as lagoas de estabilização e sistemas alagados construídos têm sido alternativas muito bem avaliadas no tratamento da ARS, dada a simplicidade operacional e os menores custos. No entanto, dada à elevada demanda de área para essas unidades, outras opções podem ser empregadas para localidades desprovidas de grandes espaços físicos disponíveis, como o uso de reatores UASB, biodigestores, lodos ativados e filtros biológicos. Além disso, dado o fato de que as granjas suínícolas buscam autonomia energética, como forma de reduzir custos e proporcionar menor impacto ambiental, a geração de biogás a partir do tratamento anaeróbio da ARS também é muito citada na literatura, devendo prosseguir com o tratamento aeróbio ou realizar a disposição do efluente tratado no solo. Sobre a última alternativa para a disposição final da água residuária, essa pode ser uma saída interessante, pois reduz os impactos negativos do lançamento em corpos receptores e reduz-se os gastos com água e adubação mineral, na técnica conhecida como fertirrigação. Dessa forma, a escolha do tratamento adequado dependerá da composição do efluente, legislação ambiental vigente, condições locais, destino do efluente a ser tratado, área disponível, grau de operacionalização, custos de implantação e condições econômicas dos produtores.

**Palavras chaves:** Atividade Suinícola. Tratamento de Águas Residuárias. Unidades de Tratamento. Características de Águas Residuárias. Fertirrigação.

## 1. Introdução

A suinocultura brasileira é uma atividade pecuária de importância social e econômica, e que vem crescendo vertiginosamente no país desde o final da década de 1980, graças a evolução tecnológica nas áreas de genética, nutrição e manejo (DIAS et al., 2011) além da constatação dos benefícios de seu consumo, contrariando mitos anteriormente atribuídos à carne (MOURA; RIBEIRO, 2021).

Essa condição resulta no grande plantel, isto é, animais de qualidade superior criados no país, sendo um fator importante para a economia nacional (DIAS et al., 2011). Segundo levantamento realizado pela Associação Brasileira de Proteína Animal (ABPA), em 2020, as exportações de carne suína totalizaram 1,021 milhão de toneladas pela primeira vez na história, número 36,1% superior ao registrado em 2019, com perspectiva que se mantenha o resultado positivo em 2021 (ABPA, 2020). De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2019), o efetivo nacional de suínos atingiu a marca de 40,6 milhões de cabeças, onde a região Sul destaca-se como maior produtora do país, responsável por 49,5% do total nacional, tendo maior plantel no estado de Santa Catarina (7,6 milhões), seguido pelo Paraná (6,8 milhões) e pelo Rio Grande do Sul (5,6 milhões).

Junto ao aumento na produção de suínos, no entanto, também cresceu a magnitude dos impactos associados aos atuais modelos de produção em confinamento, que possui alta concentração de animais por área e, assim, geram grandes quantidades de água residuária e resíduos sólidos, que podem contaminar fontes hídricas e o solo (SOARES, 2016). Em termos de potencial poluidor, a capacidade de contaminação das águas residuárias da suinocultura (ARS) é superior ao do esgoto sanitário (em termos de concentração) e maior que a originada da criação de outros animais. Uma granja de 600 animais, por exemplo, possui um poder poluente semelhante ao de um núcleo populacional de aproximadamente 2.100 pessoas (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002).

A denominada água residuária da suinocultura (ARS) é constituída por urina, fezes, águas de lavagem, água desperdiçada pelos bebedouros, restos de ração, resíduos de medicamentos antimicrobianos e microrganismos patogênicos (MORETTI, 2013; VIANCELLI et al., 2013). Sua composição varia em função do sistema de manejo adotado, quantidade de água usada na limpeza das unidades, do tipo de alimento e idade dos animais (INOUE et al., 2016; PEREIRA, 2006). Em média, considera-se uma produção de 5,0 a 10,0 L d<sup>-1</sup> por animal de ARS (MATOS; MATOS, 2017), sendo que há grande variação em relação ao estágio de desenvolvimento dos suínos, tendo uma variação de 1,4 L cab<sup>-1</sup> (cabeça) d<sup>-1</sup> para leitões até 27,0 L cab<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> para porcas em lactação com leitões (MATOS; MATOS, 2017).

A ARS contém elevada carga orgânica, em função da alta concentração de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO), presença de nutrientes, sólidos em suspensão e dissolvidos, substâncias patogênicas, alguns metais pesados, como cobre e zinco (presentes na formulação das rações administradas) e substâncias inorgânicas, que contribuem para a poluição do meio ambiente (CHO; LEE; RA, 2010; HANAJIMA et al., 2007; MARTENS; BÖHM, 2009; RAMOS, 2011), sendo de grande importância o tratamento e a disposição adequada do efluente.

Diante do contexto, o trabalho teve como objetivo realizar uma revisão das características da água residuária da suinocultura e os sistemas de tratamento empregados, destacando as vantagens, desvantagens e as limitações quanto aos aspectos técnicos.

## **2. Material e métodos**

Para o desenvolvimento do trabalho de revisão de literatura, foi feita uma busca no Periódicos da CAPES e nas bases Web of Science, Scopus e Google Scholar, utilizando os termos “água residuária da suinocultura”, “swine wastewater”, “Piggery wastewater”, “fertirrigation”, “wastewater disposal”, “energy recovery”, além de termos associados a unidades de tratamento (“swine wastewater treatment”, “constructed wetlands”, “activated sludge”, “anaerobic lagoon”, “stabilization ponds”, “trickling filter”, entre outros).

## **3. Resultados e discussão**

### **3.1. Descrição da atividade e geração da água residuária**

A atividade suínica pode ser classificada conforme os sistemas de criação em: extensivo, voltados para o autoconsumo com baixo nível tecnológico; semiextensivo, caracterizado por utilizar instalações na qual os animais são separados por idade e sexo; intensivo de suínos criados ao ar livre (Siscal), em que os animais são mantidos em piquetes com boa cobertura vegetal e cercados por fios ou telas de arame, o que garante baixo custo de implantação e manutenção da produção e em sistema intensivo de suínos confinados (Siscon), com o objetivo de aumentar o ganho de peso em menor espaço de tempo (CARVALHO; VIANA, 2011; GUIMARÃES et al., 2017), havendo predomínio do último (DIAS et al., 2011).

Além dos sistemas citados anteriormente, também pode haver segregação da criação de suínos em sistemas convencionais (utilizando-se de confinamento, ração balanceada e cuidados sanitários), ou orgânicos (onde os animais são criados livres em todo o ciclo de vida, à base de

uma alimentação orgânica, utilizando de tratamentos homeopáticos e fitoterápicos) (GUIMARÃES et al., 2017). E ainda podem ser classificados em unidades de ciclo completo (CC), que envolve todas as fases de produção (gestação, maternidade, creche e crescimento/terminação) em um mesmo local, de forma que o suíno nasce na granja e permanece até o momento de ser conduzido para o abate; ou pode executar apenas partes das etapas de produção, como as unidades de produção de leitões (UPL), que compreende as fases de gestação, maternidade e creche; e as unidades de crescimento/ terminação (CT), no qual correspondem à produção de suínos na faixa entre 25 até 100 kg de peso vivo (CARVALHO; VIANA, 2011; GUIMARÃES et al., 2017; MATTIAS et al., 2010; NEVES et al., 2016; TAVARES, 2012).

Segundo Neto et al. (2019), a gestação é a fase na qual as fêmeas prenhas são encaminhadas para as baias coletivas ou gaiolas individuais, permanecendo até uma semana antes do parto, período que tem duração de aproximadamente 114 dias. A seguir, tem-se a fase da maternidade, em que as fêmeas são transferidas para outra instalação, permanecendo até o desmame, quando os leitões atingem idade entre 21 e 28 dias. Os leitões são então separados, sendo encaminhados para creche, enquanto as porcas são transferidas para o setor de reprodução (onde são cobertas e permanecem até a confirmação da prenhez). Os crechários recebem os leitões desmamados até que esses atinjam 25 kg, o que ocorre por volta dos 65 dias de idade, para que então sigam para as unidades de crescimento/terminação e haja engorda até aproximadamente 100 kg.

Em todas essas etapas são geradas grandes quantidades de resíduos sólidos, compostos por dejetos suínos, cama sobreposta (quando houver), restos de ração, esterco e sujeiras presentes no piso, paredes e baias. Dessa forma, um dos procedimentos mais importantes dentro do ciclo de produção é o programa de limpeza e desinfecção (PLD), que tem como objetivo a eliminação de agentes causadores de doenças, reduzindo, dessa forma, a taxa de mortalidade e gastos com medicamentos. A higienização ocorre com uso de detergentes, enxague com jato de água quente/fria sob pressão e aplicação de desinfetantes. (FERREIRA et al., 2014; SESTI; SOBESTIANSKY; BARCELLOS, 1998).

Segundo Dias et al. (2011), é recomendado fazer diariamente a limpeza completa das instalações, realizando a varredura e a retirada dos dejetos em todos os setores de criação, e a lavagem nas fases de: maternidade quando houver necessidade, fazendo uso de desinfetantes; na fase de creche, executando a lavagem dos corredores e áreas abaixo das gaiolas usando jatos de água de duas a três vezes por semana; no setor de gestação, no qual deve ser realizada limpeza e desinfecção completa após a transferência de cada lote de animais; e, por fim, no

setor de crescimento e terminação, sendo essa prática feita uma ou duas vezes por semana, com remoção das impurezas dos corredores.

Para garantir a biossegurança nas granjas, é indicado utilizar o sistema de manejo, conhecido como “todos dentro, todos fora”, em todas as fases, sistema esse que consiste na transferência de grupos de animais de uma instalação para outra dentro da granja ao mesmo tempo, quebrando o ciclo de infecção entre os lotes produzidos, possibilitando a limpeza e desinfecção completa das baias e a realização do vazio sanitário. Deve-se fechar e isolar locais (para animais e pessoas) suspeitos de haver propagação de doenças por um período de cinco a sete dias, sendo permitido o acesso somente para os responsáveis pela higienização do local. No entanto, por vezes, pode ser dificultoso realizar a prática em todas as fases de criação (FERREIRA et al., 2014; SESTI; SOBESTIANSKY; BARCELLOS, 1998), motivo pelo qual o procedimento não é observado em quaisquer instalações.

Além das águas de lavagem, constituída pelas impurezas sólidas removidas, por água e produtos de limpeza utilizados, a água residuária da suinocultura (ARS) também é constituída do líquido proveniente dos bebedouros e dos vazamentos nos sistemas hidráulicos, resultando em volumes expressivos de efluente que requerem descarte adequado (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002; TAVARES, 2012). Um bebedouro ideal é aquele que fornece adequado volume de água na unidade de tempo (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002). Assim, na Tabela 1 estão apresentados valores de consumo de água (ingestão animal + desperdício) e a produção de dejetos em função de três tipos de bebedouros: chupeta bite-ball (BB), chupeta convencional (CH) e taça/concha horizontal (BO) e do tempo de alojamento dos suínos (10 e 15 semanas), em estudo avaliado por Tavares et al. (2014).

**Tabela 1** – Médias do consumo de água e produção de dejetos em função do tipo de bebedouro e tempo de alojamento dos animais.

	<b>BB</b>	<b>CH</b>	<b>BO</b>
	<b>(L suíno<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>)</b>		
<b>Consumo de Água</b>			
10 semanas	7,71±0,61	6,43±0,70	7,14±0,67
15 semanas	8,23±0,42	6,84±0,45	8,16±0,45
<b>Produção de Dejetos</b>			
10 semanas	4,80±0,19	3,88±0,22	3,68±0,22
15 semanas	5,35±0,20	4,15±0,21	4,26±0,22

Fonte: Tavares et al. (2014).

Estima-se que tenha produção de 5,0 a 10,0 L cab<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de ARS (MATOS; MATOS, 2017), havendo grande variação do volume diário gerado em função do estágio de desenvolvimento do animal, alimentação e tipo de criação como apresentado na Tabela 2.

**Tabela 2** - Produção média diária de águas residuárias para diferentes estágios de desenvolvimento do suíno.

<b>Estádio de desenvolvimento do animal</b>	<b>Água residuária (L cab<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>)</b>
25-100 kg	7,00
Porcas recobrição e gestantes	16,00
Porcas lactação c/leitões	27,00
Macho	9,00
Leitões	1,40
Média	8,60

Fonte: Matos e Matos (2017).

A Tabela 3 refere-se aos valores de referência do Instituto de Meio Ambiente de Santa Catarina – IMA, para produção média de dejetos de acordo com os sistemas de produção de suínos.

**Tabela 3** – Produção média de dejetos em sistemas de suinocultura no Estado de Santa Catarina.

<b>Sistema de Produção de Suínos</b>	<b>Produção de Dejetos (L animal<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>)</b>
Unidade de Terminação	4,5
Creche	1,6
Unidade de Produção de Desmamados	11,4
Unidade de Produção de Leitões	15,6
Ciclo Completo	50,6

Fonte: IMA (2021).

Batista (2007) cita valores de produção de ARS para uma granja de suínos do tipo ciclo completo (CC), que geram 36 L dia<sup>-1</sup> por animal de água residuária para um plantel médio de 420 suínos. Dessa forma, reforça-se a grande influência dos procedimentos adotados na criação de animais no volume diário produzido de ARS.

### 3.2. Características das águas residuárias da suinocultura

Da mesma forma que a vazão produzida é dependente de diferentes fatores como tipo de criação, alimentação utilizada e fase de desenvolvimento do animal, o mesmo ocorre com a composição da ARS (INOUE et al., 2016; MATOS; MATOS, 2017; PEREIRA, 2006). Diversos criatórios utilizam de rações com presença de Cu (promotor de crescimento, resultando em melhor ganho de peso e conversão alimentar) e Zn (reduzidor de diarreias pós desmame), o que explica a detecção de concentrações relevantes nessa água residuária (GONZALEZ-ESQUERRA, 2019; INOUE et al., 2016; JOHANNNS et al., 2020; PEREIRA, 2006). Os citados contaminantes inorgânicos estão contidos na alimentação dos suínos e nos antibióticos administrados e são eliminados nas fezes e urina (DO AMARAL et al., 2014; RADIS STEINMETZ et al., 2009). De acordo com Suzuki et al. (2010), os suínos podem absorver apenas 10 a 20% do Cu e Zn que ingerem, sendo o resto excretado. Dessa forma, tais elementos podem acumular em níveis fitotóxicos em solos que recebem quantidades excessivas de ARS (HANAJIMA et al., 2007).

Na Tabela 4 estão apresentados alguns resultados das características das ARS, na qual pode-se observar a grande variação em sua composição. Essas variações são decorrentes da quantidade de água utilizada nas instalações, a alta concentração de nutrientes presentes nas águas residuárias, além do sistema de manejo adotado, do tipo de alimento e da fase de crescimento dos animais (BORTOLI, 2014; INOUE et al., 2016; PEREIRA, 2006).

**Tabela 4** – Características gerais das águas residuárias da suinocultura.

Variáveis	Valores							
	1	2	3	4	5	6	7	8
<b>DBO (mg L<sup>-1</sup>)</b>	1195 – 3955	2218– 5689	3000 – 5000	948,02 – 1213,16	1916 – 8726	3244 – 8552*	949 – 1305	1500-29400
<b>DQO (mg L<sup>-1</sup>)</b>	3107 – 8760	4338 – 18471	8000 – 17000	1691,84 – 2216,64	9142 – 23006	7757–12115*	4056 – 4098	3000-136000
<b>SS (mg L<sup>-1</sup>)</b>	690 – 2520	-	5000 – 10000	160,61 – 209,63	2978 – 7796	5102 – 20842	3510 – 3842	9400-123000
<b>NT (mg L<sup>-1</sup>)</b>	-	-	3000 – 5000	628,50 – 815,44	-	1656 – 3660	-	900-8600
<b>NTK (mg L<sup>-1</sup>)</b>	210 - 715	-	-	-	-	-	-	-
<b>N amon (mg L<sup>-1</sup>)</b>	98 - 242	-	2000 – 4000	464,21 – 638,73	71 - 333	1071 – 1713	-	-
<b>PT (mg L<sup>-1</sup>)</b>	58 - 221	64,3 - 389	-	61,25 – 106,03	40 - 160	260 - 564	-	30-2500
<b>Cu (mg L<sup>-1</sup>)</b>	-	0,34 – 12,2	-	-	-	-	-	0,3-780
<b>Zn (mg L<sup>-1</sup>)</b>	-	1,17 - 209	-	-	-	-	-	1,15-114
<b>Colif. Totais (NMP/100 mL)</b>	-	7,0x10 <sup>5</sup> -1,6x10 <sup>8</sup>	-	-	-	-	-	-
<b>E. coli (NMP/100 mL)</b>	-	3,3x10 <sup>5</sup> -1,6x10 <sup>8</sup>	-	-	-	-	-	-
<b>pH</b>	-	7,1 – 8,0	8,3	7,16 – 8,32	-	6,7 – 7,8	7,0 – 7,6	5,6-8,6

Fonte: 1 - Lo, Cheuk e Tsai (2004); 2 – Pereira (2006); 3 - Yamamoto et al. (2006); 4 - Wang et al. (2014); 5 - Pinto et al. (2014); 6 - Yamashita et al. (2019); 7 - Su, Ding e Chung (2020); 8 – Matos e Matos (2017).

DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; SS: sólidos suspensos; NT: nitrogênio total; NTK: nitrogênio total kjeldahl; N amon: nitrogênio amoniacal; PT: fósforo total; Cu: cobre; Zn: zinco; Colif. Totais: coliformes totais; E. coli: *Escherichia coli*; pH: potencial hidrogeniônico.

\* Foram trocados os valores de DBO e DQO do referido trabalho, em razão dos valores de DBO serem sempre menores ou iguais a DQO.

Pelos valores apresentados, verifica-se que a ARS contém alta concentração de matéria orgânica, em virtude dos elevados valores de DBO e DQO. Conseqüentemente, o lançamento da ARS sem tratamento ou com nível insuficiente, pode resultar em depleção dos níveis de oxigênio dissolvido na água, com riscos de anaerobiose e mortandade de peixes. As concentrações de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, também são elevadas, sendo superiores aos reportados no esgoto sanitário. Assim, a disposição inadequada de ARS pode causar eutrofização, toxicidade à comunidade aquática e à população quando despejados nos cursos d'água, dada a grande presença de amônia, nitritos e nitratos (HUANG; YANG; LI, 2014; RAMOS, 2011).

A ARS também é rica em bactérias entéricas patogênicas, indicadores de poluição fecal e de riscos sanitários e de saúde (MARTENS; BÖHM, 2009; SILVA, 2012; MORETTI, 2013). Segundo Hutchison et al. (2005), *Escherichia coli*, *Salmonella spp.*, *Listeria monocytogenes*, *Campylobacter spp.* e *Cryptosporidium parvum* são alguns dos patógenos presentes nas fezes de suínos e que podem ser causadores de enfermidades nos animais e humanos.

Outro aspecto importante é a presença de antibióticos veterinários e hormônios na ARS, comumente aplicados para prevenir doenças e promover o crescimento, sendo que uma parte desses compostos é absorvida, uma metabolizada e a outra parte excretada pelas fezes e urina dos animais, estima-se que cerca de 70%-90% é eliminado de forma inalterada ou como metabólitos (CHENG et al., 2018; MASSÉ; SAADY; GILBERT, 2014; QIANG et al., 2006). Oliveira et al. (2020), por exemplo, identificaram a presença de cafeína, genfibrozila, ibuprofeno, acetaminofeno (paracetamol), naproxeno, diclofenaco, estrona, estradiol, etinilestradiol, estriol, bisfenol, 4-octilfenol e nonilfenóis na ARS. Enquanto Wang et al. (2019), encontraram tetraciclina, oxitetraciclina, clortetraciclina, sulfadimidina, claritromicina, tilmicosina, ciprofloxacina, ofloxacina, enrofloxacina, penicilina G e lincomicina na ARS.

Ainda que não se saiba ao certo o efeito da presença desses compostos, denominados compostos orgânicos emergentes (Emerging Organic Compounds - EOCs) em água, pesquisas têm encontrado relações com o potencial risco à saúde humana e animal (anfíbios, moluscos e peixes), além de contaminação de solos que recebem essas águas residuárias, afetando a dinâmica dos microrganismos presentes no mesmo (AMÉRICO et al., 2012). Como risco à saúde humana, pode-se citar o crescimento do número de anomalias identificadas no sistema reprodutivo feminino, dentre elas se destacam a puberdade precoce, síndrome dos ovários policísticos e falência ovariana prematura, além da incidência de câncer e redução da fertilidade masculina (BILA; DEZOTTI, 2007; COSTA et al., 2014). Miodovnik et al. (2011), por exemplo, relatam potencial efeito sobre o desenvolvimento inicial do cérebro de crianças

quando há exposição pré-natal a desreguladores endócrinos (EDCs). A confirmação das consequências aos EOCs é complexa, pois os resultados da exposição à EDCs podem ser evidentes anos ou décadas depois, além de ser dificultoso avaliar as consequências em humanos dada à exposição à um grande número de substâncias químicas diferentes (ENCARNAÇÃO et al., 2019).

### **3.3. Características das águas residuárias de criatórios de animais**

As características das águas residuárias de criatórios de animais apresentam grande variabilidade em sua composição, em função do processo industrial empregado, do tipo de animal, da digestibilidade e composição da ração, bem como a idade, sistema de manejo adotado, quantidade de água usada na higienização das baias, das perdas dos bebedouros, entre outros fatores (BARRIOS et al., 2018; MATOS; MATOS, 2017; VON SPERLING, 2014). Assim, à título de comparação na Tabela 5 estão apresentadas as características de algumas águas residuárias brutas de criatórios de animais, ao qual verifica-se a real variabilidade existente nos dados, além do potencial poluidor das ARS.

**Tabela 5-** Características gerais de águas residuárias brutas de criatórios de animais.

Variáveis	Valores						
	Suinocultura	Bovinocultura	Frango(liquame)	Aquicultura	Piscicultura	Equinocultura(liquame)	Ranicultura
<b>DBO (mg L<sup>-1</sup>)</b>	1500-29400	18000	-	200-1000	200-1600	39000	130-660
<b>DQO (mg L<sup>-1</sup>)</b>	3000-136000	52000	-	5500-8000	20-40	-	140-1700
<b>SS (mg L<sup>-1</sup>)</b>	9400-123000	-	-	500-8000	-	75000	-
<b>NT (mg L<sup>-1</sup>)</b>	900-8600	3000-4900	9900	<10-240	60-100	450	60-130
<b>N amon (mg L<sup>-1</sup>)</b>	-	200-3000	7900	<10-900	-	-	-
<b>PT (mg L<sup>-1</sup>)</b>	30-2500	1,1-1,4	1,9	0,15-0,25	<0,01	0,12	<0,01
<b>Cu (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,3-780	-	-	-	-	-	-
<b>Zn (mg L<sup>-1</sup>)</b>	1,15-114	-	-	-	-	-	-
<b>pH</b>	5,6-8,6	7,2	-	7-7,8	6,8-7,1	-	-

Fonte: Matos e Matos (2017).

DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; SS: sólidos suspensos; NT: nitrogênio total; N amon: nitrogênio amoniacal; PT: fósforo total; Cu: cobre; Zn: zinco; pH: potencial hidrogeniônico.

### 3.4. Legislação ambiental aplicada à disposição de água residuária da suinocultura

Em termos gerais, a legislação ambiental aplicada para o lançamento de águas residuárias da suinocultura em corpos hídricos é definida pelo Conselho Nacional de Meio ambiente através da resolução CONAMA N° 430/2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Resume-se, a seguir, os padrões de lançamento determinados por esta norma:

- Potencial hidrogeniônico (pH): entre 5 e 9.
- Temperatura: inferior a 40 °C e a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C na zona de mistura.
- Sólidos sedimentáveis: até 1mL L<sup>-1</sup>.
- Óleos e graxas: até 20 mg L<sup>-1</sup> para óleos minerais e até 50 mg L<sup>-1</sup> para óleos vegetais e gorduras animais.
- Ausência de materiais flutuantes.
- Demanda bioquímica de oxigênio (DBO 5 dias a 20°C): deve apresentar remoção mínima de 60%.
- Nitrogênio amoniacal total: máximo de 20 mg L<sup>-1</sup>.

Além dos padrões estabelecidos pela resolução, o efluente não pode conferir alterações na qualidade do corpo receptor que modifique o seu enquadramento.

### 3.5. Tratamento da água residuária da suinocultura

Dada à elevada concentração de matéria orgânica, nutrientes e metais pesados, técnicas de tratamento devem ser empregadas a fim de diminuir o volume e as concentrações de poluentes gerados pela atividade suinícola, sendo de fácil operacionalização e compatíveis com as condições econômicas dos produtores, atendendo a legislação ambiental vigente (BORTOLI, 2014; CHO; LEE; RA, 2010; MORETTI, 2013).

A seguir serão descritas as etapas do tratamento preliminar, primário, secundário e pós-tratamento citados na literatura para tratamento da ARS, bem como os principais tipos de estruturas e reatores associados.

### 3.5.1. Tratamento preliminar

O tratamento preliminar de ARS tem por finalidade a remoção de sólidos grosseiros, gorduras e areia, sendo que nesta etapa predominam os mecanismos físicos, sendo utilizadas estruturas de grades, peneiras, desarenadores, caixas de gordura, flotores, tanque de equalização e unidades para medição da vazão (JORDÃO; PESSÔA, 2017; MOTTERAN; PEREIRA; CAMPOS, 2013; RAMOS, 2011; SILVA, 2012; VIANCELLI et al., 2013; VON SPERLING, 2014). O intuito de remover esses poluentes é para evitar possíveis problemas de entupimento, abrasão e obstrução de tubulações e bombas hidráulicas, bem como custos com manutenção e operação dos sistemas, além de possíveis transtornos nas etapas de tratamento subsequentes e a proteção dos corpos receptores (MORETTI, 2013; VON SPERLING, 2014).

O gradeamento é comumente empregado para remoção de sólidos grosseiros (folhas, galhos, pedras, entre outros) (OLIVEIRA, 2018). Dependendo das dimensões do material a ser removido podem ser utilizadas grades finas, médias ou grossas, sendo que no espaçamento fino a médio é possível reter de 40 a 50 litros de sólidos, respectivamente, por 1.000 m<sup>3</sup> de água residuária (JORDÃO; PESSÔA, 2017; VON SPERLING, 2014). Quando a finalidade do tratamento é remover pelos ou sólidos de dimensões menores, utiliza-se de peneiras que podem ser rotativas ou estáticas, de limpeza manual ou mecanizada, que desempenham o mesmo objetivo (SILVA, 2012; VON SPERLING, 2014).

A remoção de areia é feita por meio da utilização de desarenadores, de modo que o mecanismo de retenção ocorre por meio da ação da gravidade e condicionamento da velocidade de fluxo afluyente, proporcionando condições nas quais as partículas de maiores diâmetros sedimentam, requerendo limpezas periódicas do material acumulado no fundo do tanque (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

A utilização da caixa de gordura visa remover os óleos e graxas, originados dos óleos vegetais presentes nas rações dos suínos, entre outros, que por diferença de densidade, sobem à superfície da ARS, sendo então separados do efluente (JORDÃO; PESSÔA, 2017; MAGALHÃES; LO MONACO; MATOS, 2013). Para obter êxito na etapa, deve-se proporcionar tempo de detenção hidráulica (TDH) suficiente para que haja separação da espuma (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

De forma a otimizar a segregação de óleos e graxas, economizando tempo e espaço físico, pode-se realizar a remoção de espuma por meio de flotores, com adição de ar dissolvido, gerando microbolhas de ar/gás que se prendem as partículas e as eleva até a superfície, demandando posterior raspagem do material flotado. Para auxiliar o processo, pode-

se aplicar produtos químicos, objetivando a ocorrência dos mecanismos de coagulação e floculação, que permite também a remoção de sólidos suspensos (CREAMER et al., 2010; JORDÃO; PESSÔA, 2017; MOTTERAN; PEREIRA; CAMPOS, 2013).

O tanque de equalização é muito utilizado em agroindustrias, como é o caso das suinoculturas, em razão dessas apresentarem picos de vazão ao longo das horas do dia. Dessa forma, esse dispositivo tem a função de manter a vazão contínua do fluxo do efluente, evitando sobrecarregar os sistemas de tratamento à jusante, além de homogeneizar a carga e proporcionar estabilização do pH (VON SPERLING, 2014). Nesta etapa pode ser necessário o uso de misturadores para evitar a sedimentação dos sólidos e a possível liberação de maus odores devido a decomposição anaeróbia (VON SPERLING, 2014).

Outra alternativa para o tratatamento preliminar é o tanque de acidificação e equalização (TAE), unidade que funciona como equalização, flotação, sedimentação, hidrólise e acidificação do efluente, ao qual apresenta baixo custo de implementação e operação (MOTTERAN; PEREIRA; CAMPOS, 2013), atuando como um misto de tratamento preliminar e primário.

### **3.5.2. Tratamento primário**

O tratamento primário tem como principal objetivo a remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis, o denominado lodo primário (OLIVEIRA, 2018). O uso de processos de sedimentação, coagulação, floculação, eletrocoagulação e flotação são algumas das alternativas aplicadas nessa fase (CREAMER et al., 2010; KUNZ; STEINMETZ; BORTOLI, 2010; MOTTERAN; PEREIRA; CAMPOS, 2013; YANG et al., 2015).

O processo de sedimentação utilizando decantadores é amplamente utilizado devido ao baixo custo e a fácil operação (HJORTH et al., 2011). Viancelli et al. (2013), por exemplo, obtiveram remoções da ordem de 39% da DQO, 20% de nitrogênio total kjeldahl (NTK) e 43% de fósforo total (PT) da água residuária da suinocultura utilizando peneira, tanque de equalização e decantador primário.

Conforme discutido no item do tratamento preliminar, com o objetivo de melhorar a eficiência de remoção de sólidos em suspensão e diminuir a concentração de nutrientes nas águas residuárias, podem ser utilizados processos de coagulação e floculação (KUNZ; STEINMETZ; BORTOLI, 2010; SÁNCHEZ-MARTÍN; BELTRÁN-HEREDIA; SOLERA-HERNÁNDEZ, 2010). Os produtos químicos mais empregados como coagulantes são sulfato de alumínio, cloreto férrico, sulfato férrico e cal hidratada, sendo que esses podem ser

empregados em conjunto com um agente floculante, como as poliacrilamidas (REDDY, 2013). Lo Monaco et al. (2010) utilizaram um coagulante natural, o extrato de semente de moringa, que possui como vantagens o fato de poder ser produzido no local e com baixo custo financeiro, além de baixa toxicidade e baixo índice de produção de lodos residuais, este tratamento proporcionou remoção de 94,8% de coliformes termotolerantes (concentração de coagulante de  $0,8 \text{ g L}^{-1}$ ) da ARS. Já Lo Monaco et al. (2012) avaliaram o uso de sais NaCl e de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , do extrato de semente de moringa e da mistura entre sais e o coagulante orgânico. Os melhores resultados obtidos na redução da turbidez foram com uso do hidróxido de cálcio e desse combinado com o extrato de sementes de moringa. O uso de coagulante natural (tanino), biodegradável, de fonte renovável, obtido da casca de árvores, o que facilita sua extração e utilização, também favoreceu maior separação sólido-líquido na ARS na avaliação feita por Kunz, Steinmetz e Bortoli (2010), atingindo 56% de remoção de DQO, 26% de remoção de NTK e 79% de remoção de PT.

Uma evolução da coagulação utilizada no tratamento primário de águas residuárias é a eletrocoagulação. Esse processo, que envolve mecanismos físico-químicos, consiste na aplicação de um potencial elétrico para uma solução aquosa utilizando eletrodos de metal, carregando as partículas sólidas e separando-as do líquido (BEKTAS et al., 2004; MORES et al., 2016, 2018). Segundo Malakootian, Mansoorian e Moosazadeh (2010), nesse processo ocorrem três etapas, a primeira é responsável pela formação de coagulante através da dissolução de íons metálicos, ao passo que na segunda há desestabilização de poluentes e partículas suspensas seguida de uma agregação, e por último há formação de flocos suspensos. Por ser considerada uma operação simples, de alta eficiência e de baixa produção de lodo, essa tem se apresentado como uma alternativa viável para o tratamento de águas residuárias, sobretudo aquelas que apresentam altas concentrações de sólidos suspensos (SS) como é o caso da ARS (BEKTAS et al., 2004; MORES et al., 2016, 2018). À título de comparação, a concentração de SS no esgoto sanitário é da ordem de  $120\text{-}360 \text{ mg L}^{-1}$  (JORDÃO; PESSÔA, 2017), concentração inferior à maioria dos valores de SS de águas residuárias da suinocultura, reportados na Tabela 4.

Rahman e Borhan (2014) utilizaram a técnica de eletrocoagulação no tratamento da água residuária da suinocultura, empregando eletrodos Fe-Fe, Al-Al e Fe-Al, com três níveis de densidade de corrente (5, 10, 21  $\text{mA cm}^{-2}$ ). O procedimento consistia no uso de duas placas paralelas retangulares de Ferro (Fe-Fe), Alumínio (Al-Al) e Ferro-Alumínio (Fe-Al), imersos em um béquer com efluente de suinocultura e alimentados por uma fonte de corrente. Os autores observaram remoção de 100% de DQO para os eletrodos de Fe-Al, aplicando uma densidade

de corrente de 21 mA cm<sup>-2</sup> e tempo de tratamento de 3600 segundos. Ainda observaram que os eletrodos de Fe demonstraram maior eficiência de remoção para carbono orgânico total (85%) para a maior densidade e tempo de 1800 segundos, e que a remoção de fósforo aumentou para todas as combinações de eletrodos, a medida que a densidade de corrente aumentava e os tempos de tratamento progrediam, alcançando remoção de 100 % para fósforo total nos eletrodos Fe-Fe, Al-Al e Fe-Al para densidade de corrente de 21 mA cm<sup>-2</sup> e tempo de 1800 segundos. Assim, observou-se que os tipos de eletrodos responderam de formas diferentes com os tempos de tratamento aumentados e níveis de densidades de corrente aplicadas.

Uma outra opção que pode ser interessante para o preparo da água residuária para uso na fertirrigação é o emprego de filtros orgânicos. Magalhães, Lo Monaco e Matos (2013) obtiveram redução de 97,2; 88,9 e 82,3% de óleos e graxas da ARS, utilizando filtros preenchidos, respectivamente, com bagaço de cana-de-açúcar triturado, serragem de madeira e pergaminho de grãos de café. Utilizando o primeiro resíduo, Oliveira, Pinheiro e Campos (2017) observaram remoções de até 40% de sólidos totais e voláteis.

### **3.5.3. Tratamento secundário**

#### **3.5.3.1. Tratamento secundário anaeróbio**

O tratamento anaeróbio é uma alternativa viável para o tratamento de águas residuárias com alto teor de carbono orgânico, pois proporciona tratamento em menor área e reduz a demanda de espaço físico para os reatores aeróbios (BORTONE, 2009; GUŠTIN; MARINŠEK-LOGAR, 2011; MORETTI, 2013; ESCUDIÉ et al., 2011). Como vantagens adicionais, pode-se citar os baixos custos de operação e estabilização; a redução do volume de lodo gerado; o baixo consumo de energia; maior tolerância a elevadas cargas orgânicas; a geração de biogás passível de aproveitamento para produção de eletricidade, calor ou como combustível veicular; além de proporcionar a geração de um efluente rico em nutrientes que pode ser utilizado como fertilizante na agricultura (HOLM-NIELSEN; AL SEADI; OLESKOWICZ-POPIEL, 2009; LU et al., 2009; HWANG et al., 2010; PERVIN; BATSTONE; BOND, 2013; SINGH; PRERNA, 2009; SHIN et al., 2011). No entanto, apresentam limitações quanta a remoção de matéria orgânica, nutrientes, patógenos, antibióticos e hormônios, além de maior instabilidade dos reatores (AQUINO; CHERNICHARO, 2005; CHENG et al., 2018).

No tratamento anaeróbio há envolvimento de processos complexos que dependem de variáveis de projeto, condições ambientais, características do substrato e das comunidades

microbianas (BARRET et al., 2013). Durante a degradação do material orgânico, ocorrem quatro reações metabólicas, que são hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (PERVIN; BATSTONE; BOND, 2013), havendo conversão do carbono orgânico à inorgânico, com liberação de nutrientes. De maneira geral e resumida, a matéria orgânica é hidrolisada, fermentada e reduzida a CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, por meio da ação de diversos microrganismos (KIM et al., 2012).

As unidades de tratamento anaeróbio mais encontradas na literatura para o tratamento de águas residuárias da suinocultura são as lagoas anaeróbias (COOK et al., 2010; DUCEY; HUNT, 2013) e o reator anaeróbio de escoamento ascendente e de manta de lodo, denominado reator UASB (PEREIRA; CAMPOS; MOTTERAN, 2013; SONG; SHIN; HWANG, 2010), reatores que serão descritos a seguir.

#### **3.5.3.1.1. Lagoas anaeróbias**

As lagoas anaeróbias são estruturas de terra amplamente utilizadas para tratar águas residuárias da suinocultura por oferecer uma prática simples de estabilização da matéria orgânica, além de ser de fácil operação e manutenção, e apresentar menores custos comparativamente aos reatores convencionais (COOK et al., 2010; LAHAV et al., 2013; MOORE; ISRAEL; MIKKELSEN, 2005; WU; CHEN, 2011). Medri et al. (1998), por exemplo, estimaram que o uso de duas lagoas anaeróbias, uma facultativa e uma lagoa plantada com aguapé, ficaria em torno R\$ 24,6 mil, considerando um período de 10 anos (e juros de 15% ao ano), para tratar vazão de 20 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> com excelentes eficiências no tratamento da ARS. Durante o processo de degradação da matéria orgânica e assimilação de nutrientes, microrganismos se reproduzem, aumentam de volume e sedimentam no fundo da lagoa, juntamente com os sólidos suspensos e o material orgânico recalcitrante. Forma-se então o lodo secundário, que deve ser removido no intervalo de alguns anos para que não ocorra redução no desempenho do tratamento da lagoa causado pela diminuição do volume útil do reator, ao mesmo tempo que pode contribuir para o aumento das emissões de gases de efeito estufa (GEE) e gases odoríferos (MOORE; ISRAEL; MIKKELSEN, 2005; OWUSU-TWUM; SHARARA, 2020).

Essa menor frequência de limpeza é uma vantagem em comparação os reatores UASB (frequência de limpeza semanal), proporcionando maior simplicidade de operação (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2014). Por outro lado, as lagoas anaeróbias necessitam de uma área maior, sendo que o preço do metro quadrado nas áreas urbanas pode

inviabilizar a utilização desse reator nessas localidades (CHERNICARO et al., 2015; OWUSU-TWUM; SHARARA, 2020), ainda que a maioria das suinoculturas estejam na zona rural.

Silva et al. (2009) empregaram lagoas de estabilização para o tratamento da ARS e obtiveram eficiências de 67% de remoção de DBO e DQO, e 85% e 88% para sólidos totais e voláteis, respectivamente, utilizando TDH de 3,5 d e COV (carga orgânica volumétrica) de 0,35 kg DBO m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>, valor referente ao limite superior recomendado por Mara (1997). Essas condições de operação e projeto são de grande importância, pois juntamente com fatores como as características da água residuária (pH, disponibilidade de nutrientes e presenças de materiais tóxicos), além da temperatura, podem influenciar no desempenho e implicar em liberação de maus odores (DALAVÉQUIA, 2000; RAJESHWARI et al., 2000; WU; CHEN, 2011). Consequentemente, a adoção de lagoas anaeróbias pode não apresentar o mesmo desempenho em países de clima frio, demandando áreas ainda maiores, devendo optar por outras alternativas.

#### **3.5.3.1.2. Reator anaeróbio de manta de lodo – UASB**

O reator anaeróbio de escoamento ascendente e de manta de lodo, UASB é uma alternativa atraente para tratar águas residuárias da suinocultura, pois traz vantagens como a maior tolerância à carga orgânica, baixa produção de lodo, uma unidade compacta (TDH 6 a 10 h), reduzindo dessa forma o consumo de energia e com grande potencial de produção e captação de biogás na forma de metano, sendo adequado para áreas urbanas, (CHERNICARO et al., 2015; GAGLIANO et al., 2017; LIM; KIM, 2014; RAMIRES; OLIVEIRA, 2014; SONG; SHIN; HWANG, 2010; URBINATI; OLIVEIRA, 2014).

Campos et al. (2005), por exemplo, observaram eficiências de remoção de DQO e DBO, respectivamente, de 78 e 75%, o que resultou na produção média de biogás e metano (CH<sub>4</sub>), nessa ordem, de 0,14 e 0,10 L d<sup>-1</sup>. Li et al. (2010), por sua vez, observaram produções de metano de 9,5-13,2 L d<sup>-1</sup>, valores superiores aos resultados encontrados por Campos et al. (2005), o que se deve, dentre a outros fatores, à maior concentração de DQO na ARS afluenta (3000-6000 x 293-3980 mg L<sup>-1</sup>) e à utilização de lodo granular de um digestor anaeróbio de águas residuárias de uma cervejaria. Conforme relatam os autores, a fonte de inóculo tende a desempenhar um papel importante no tratamento, o uso deste lodo granular para a partida do reator UASB, tratando ARS, garantiu uma diversificada e abundante estrutura microbiana, indicando uma estreita relação entre a estrutura da comunidade e a eficiência do tratamento.

Visando elevar as eficiências de remoção de matéria orgânica, que são da ordem de 58,3-76,1 % de DQO e 59,1-79,7 % de sólidos suspensos totais (OLIVEIRA et al., 2021;

SÁNCHEZ et al., 1995), Ramires e Oliveira (2014) utilizaram dois reatores UASB em série (R1 e R2), o que resultou em remoções de 93% para DQO e 96% para sólidos suspensos totais no sistema (R1 + R2). Fernandes e Oliveira (2006) também obtiveram sucesso no uso da conjugação de dois reatores anaeróbios, composto por um reator compartimentado (ABR) e um UASB. Já Santana e Oliveira (2005) encontraram valores médios de eficiências de 86,6 a 93,1% de remoção de DQO para um sistema de tratamento constituído por dois reatores UASB, instalados em série, tendo taxas de produção de metano de 0,156 a 0,289 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> por kg de DQO removida.

Dessa forma, como observado, no tratamento de águas residuárias utilizando reator UASB, alguns fatores são de grande valia no desempenho da unidade, dos quais pode-se citar a composição e estrutura microbiana, destacando a granulação do lodo; a carga orgânica volumétrica; o tempo de detenção hidráulica e a velocidade de ascensão do líquido (LI et al., 2010; SONG; SHIN; HWANG, 2010; SUDMALIS et al., 2018; SILVA, 2013).

Uma alternativa aos reatores UASB é o emprego de biodigestores, o qual pode ser utilizado como fonte de energia para abastecimento da granja de suínos e de um efluente rico em nutrientes que pode ser utilizado como fertilizante no solo (ORRICO JÚNIOR; ORRICO; LUCAS JÚNIOR, 2009). Sarto et al. (2018), por exemplo, observaram que o tratamento utilizando biodigestores e lagoa de armazenamento foi eficiente para reduzir a população microbiana de ARS, enquanto Orrico Júnior, Orrico e Lucas Júnior (2009), identificaram que o uso de biodigestores abastecidos com dejetos suínos com separação da fração sólida, utilizando peneiras, foi mais eficiente na redução das emissões de metano. Com base nas conclusões obtidas, os autores sugeriram o uso de peneiras quando o sistema se encontra subdimensionado ou quando o objetivo é aumentar a eficiência do mesmo na remoção de matéria orgânica.

### **3.5.3.2. Tratamento secundário aeróbio**

Dado o fato de que o tratamento anaeróbio não alcança o nível suficiente para lançamento das águas residuárias nos cursos d'água, é preciso complementar o tratamento. Dessa forma, o tratamento aeróbio surge como alternativa para elevar as eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes, como o nitrogênio, além de propiciar a redução da contagem de organismos patogênicos, pouco afetados no tratamento anaeróbio (GONZALEZ-TINEO et al., 2020; LIU et al., 2015; MORETTI et al., 2013; URBINATI; OLIVEIRA, 2014). No entanto, esses comumente apresentam desvantagens, como custos mais elevados de implantação e

operação, que estão relacionados ao consumo de energia para promover aeração do sistema (OLIVEIRA, 2018; YANG et al., 2016).

Neste item, será dado destaque às tecnologias presentes na literatura para o tratamento de águas residuárias da suinocultura por processos aeróbios, incluindo nessa seção os lodos ativados (WAKI et al., 2018; WANG et al., 2014), filtros biológicos (ALI et al., 2016; ZHAO et al., 2020), sistemas alagados construídos (CHEN et al., 2020; DU et al., 2020) e lagoas de estabilização com zonas aeróbias (LIU et al., 2013; PINTO et al., 2014).

### **3.5.3.2.1. Lodos ativados**

Dentre os sistemas de tratamento biológico, o processo dos lodos ativados são dos mais difundidos em todo mundo, pelo fato de apresentarem elevada eficiência de tratamento, possibilidade de remoção de nutrientes, reduzida geração de maus odores, além de possuir baixos requisitos de área (BEN et al., 2014; SAUNDERS et al., 2016; SUTO et al., 2017; VON SPERLING, 2014). No entanto, como quaisquer reatores, também apresentam desvantagens como grande quantidade de lodo gerado, o qual deve ser tratado em mais etapas (em comparação com os reatores anaeróbios e alguns aeróbios) e disposto de maneira correta, além de elevado consumo de energia, possível emissão de gases de efeito estufa como óxido nitroso ( $N_2O$ ) e dióxido de carbono ( $CO_2$ ), e a baixa eficiência na remoção de antibióticos e hormônios (CHENG et al., 2018; OSADA et al., 2017; WANG et al., 2014; WANG; ZHU; MILLER, 2011; YAMASHITA et al., 2019).

As unidades de lodos ativados podem ser divididas quanto ao regime de alimentação (contínua ou batelada) e às condições de aeração (convencional ou aeração prolongada) (VON SPERLING, 2014; WAKI et al., 2020). Enquanto que em sistemas de alimentação contínua, as fases de reação ocorrem em uma sequência de reatores separados (decantador primário, tanque de aeração e decantador secundário), na configuração de alimentação intermitente, as operações ocorrem em um único reator, sendo compostos por fases de enchimento, reação, sedimentação, esvaziamento e repouso a cada ciclo (BORTONE, 2009; SUZUKI et al., 2010; VON SPERLING, 2014). Diversas pesquisas têm utilizado reatores sequenciais em batelada (RSBs) por oferecerem flexibilidade nas etapas de um ciclo de operação, além de requerer menor uso de equipamentos, e ser simples de operar (BORTONE, 2009; OLIVEIRA; SANTANA, 2011; QI et al., 2020; VON SPERLING, 2014).

Oliveira e Santana (2011), por exemplo, utilizaram dois reatores UASB, em série, seguidos de um RSB, tratando ARS, aplicando cargas orgânicas volumétricas (COV) no reator

UASB do primeiro estágio de 14,8 a 24,4 g DBO (L d)<sup>-1</sup>, e RSB operando com concentrações de sólidos suspensos totais (SST) do afluente de 1348 a 2036 mg L<sup>-1</sup>, o qual permitiu a criação de condições que favoreceram a remoção de nutrientes e obtiveram resultados promissores na remoção de DQO total, SST, fósforo total (PT), nitrogênio total kjeldahl (NTK), nitrogênio total (NT) e coliformes.

Os lodos ativados da aeração convencional, por sua vez, possuem menor TDH, menor recirculação do lodo e aeração, no entanto, exige a presença de um decantador primário; enquanto o de aeração prolongada tem maior gasto energético, maior tanque de aeração e dispensa a necessidade do clarificador primário (VON SPERLING, 2012). Waki et al. (2018) avaliaram o uso de dois reatores de lodo ativado operando em sistemas de alta (1,7-2,6 mg L<sup>-1</sup>) e baixa (0,04-0,08 mg L<sup>-1</sup>) concentração de oxigênio dissolvido (OD), em diferentes temperaturas (10, 20, 30 °C), tratando águas residuárias da suinocultura. Os autores obtiveram resultados satisfatórios na remoção de DBO em ambas as condições (remoções acima de 94,8%), além de significativamente maior remoção de nitrogênio no ambiente com baixa concentração de OD, removendo 64, 89 e 88 % de nitrogênio para as temperaturas de 10, 20, 30 °C, respectivamente. No último caso, pode ter ocorrido processos de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS), procedimento com economia de aproximadamente 30 % de energia ligada à aeração em comparação ao outro reator avaliado.

### **3.5.3.2.2. Filtros biológicos**

Os filtros biológicos são constituídos de um tanque com material grosseiro pelo qual o líquido escoar, permitindo o crescimento bacteriano aderido à superfície do meio suporte, formando o biofilme. Dessa forma, quando o líquido escoar, promove o contato entre microrganismos e matéria orgânica, proporcionando a degradação da mesma, além de incorporação de nutrientes pela biomassa microbiana (ALI et al., 2016; GONÇALVES et al., 2001; GUO et al., 2010; NASCIMENTO, 2001).

As variantes mais utilizadas para o tratamento de águas residuárias da suinocultura são os filtros biológicos percoladores (FBP) e os biofiltros aerados submersos (BAS), que diferem entre si quanto ao fornecimento de oxigênio, sendo que enquanto no FBP a introdução de O<sub>2</sub> ocorre por aeração natural, no BAS ocorre por aeração artificial, por meio de difusores colocados na parte inferior dos biofiltros e alimentados por sopradores (GONÇALVES et al., 2001; TERÁN et al. 2017; XIN et al., 2021; ZHAO et al., 2020). Em termos de eficiência, os valores típicos de remoção para os FBP de baixa carga são: 85-93% para DBO<sub>5</sub> e 80-90% para

DQO, enquanto para os FBP de alta carga são: 80-90% para DBO<sub>5</sub> e 70-87% para DQO, já para os BAS são: 88-95% para DBO<sub>5</sub> e 83-90% para DQO (VON SPERLING, 2014).

As principais vantagens dos filtros biológicos são a facilidade de operação e manutenção, resistência a choques de carga, satisfatória remoção de DBO, design simples, requer menor área de instalação (em comparação com alguns reatores aeróbios) e custo-benefício favorável (ALI et al., 2016; ASLAM et al., 2017; DAIGGER; BOLTZ, 2011; NASCIMENTO, 2001). Além disso, dependendo do tipo de meio suporte utilizado e da aeração proporcionada, pode resultar eficiente remoção de nitrogênio, por processos de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) (GARZÓN-ZÚÑIGA et al., 2005). As desvantagens mais pronunciadas, são custos de energia associados a sistemas de aeração (em BAS) e custos de lavagem, que envolve suprimento de ar e bombeamento da água, para remover excesso de lodo produzido na operação (dependendo da configuração). Ademais há o risco de entupimento dos espaços porosos (colmatação) e possíveis problemas com moscas (em FBP de baixa carga) (ALBUQUERQUE; MAKINIA; PAGILLA, 2012; GONÇALVES et al., 2001).

Os fatores de maior importância no funcionamento dos filtros biológicos são cargas hidráulica e volumétrica, concentração de oxigênio (dependente de condições meteorológicas ou dos insufladores adicionados), temperatura, pH das águas residuárias, dimensão dos reatores, características do meio suporte, que incluem tamanho, peso, área da superfície específica e índice de vazios (LEKANG; KLEPPE, 2000; LEMJI; ECKSTÄDT, 2014; MUDLIAR et al., 2010). Um ideal meio suporte deve ter uma grande área de superfície e boa adesão ao biofilme, e ao mesmo tempo, boa porosidade. Por essa razão, vários estudos vêm sendo realizados utilizando diferentes meios suportes, incluindo meios sintéticos, que apresentam bons resultados, no entanto, são mais onerosos (ALI et al., 2016; NAZ et al., 2015; ZHAO et al., 2020).

Duda e Oliveira (2011) utilizaram FBP preenchidos com bambu para complementar o tratamento de ARS feito por UASB + filtro anaeróbio, obtendo remoções de DQO, sólidos suspensos, nitrogênio total, fósforo total, Cu e Zn de até 98, 99, 78, 84, 99 e 98%, respectivamente, indicando tratar-se de uma alternativa econômica, de alta eficiência, para atender os requisitos da legislação brasileira para o lançamento de ARS em corpos d'água. Utilizando meio suporte plástico, o BAS, avaliado por Wei et al. (2010), proporcionou remoções de 63,0-89,3% para DQO. Já Escalante-Estrada et al. (2019) verificaram eficiências de 86-93%, 91-97%, 86-97%, 86-87%, nessa ordem, de DQO, sólidos suspensos, sólidos suspensos voláteis e nitrogênio amoniacal, quando empregado UASB + BAS preenchido com lascas de madeira.

### 3.5.3.2.3. Sistemas alagados construídos

Os sistemas alagados construídos (SACs) são unidades artificiais que se assemelham aos alagados naturais, como brejos e mangues, diferindo pela introdução de tecnologias e controle do processo, reduzindo os riscos de contaminação ambiental (ARROYO et al., 2010; DORDIO; CARVALHO, 2013; VYMAZAL, 2011). Esses sistemas são caracterizados por estruturas semelhantes a lagoas rasas e compostas por plantas, substratos filtrantes e microrganismos, capazes de depurar águas residuárias e cursos d'água contaminados, por meio da ação de processos físicos, químicos e bioquímicos (MATOS et al., 2010a; NAGARAJAN et al., 2019; RAMOS, 2011).

Muitas pesquisas têm sido implantadas com bons resultados, utilizando SACs para o tratamento de águas residuárias da suinocultura (CHEN et al., 2020; DU et al., 2020; IBEKWE; MURINDA, 2018; LI et al., 2020). Os SACs se destacam por serem de fácil construção, simples operação, possuírem menores custos de construção, operação e manutenção, além de baixo ou nenhum requisito de energia. Como vantagens, ainda é possível citar a apresentação de boas eficiências de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e outros poluentes; a geração de biomassa vegetal que pode ser utilizada para alimentação de animais e na fabricação de outros produtos agrícolas ou também na geração de energia; a possibilidade de proporcionar harmonia paisagística ao local de tratamento, sendo considerada como opção para o tratamento de águas residuárias em áreas distantes dos centros urbanos (GARCIA-RODRÍGUEZ et al., 2014; KONNERUP; KOOTTATEP; BRIX, 2009; LEE et al., 2013; LUO et al., 2017; RAMOS et al., 2016; REN; WANG; ZHAO, 2021; SARMENTO; BORGES; MATOS, 2012; VYMAZAL, 2011; WU et al., 2015).

Os SACs podem ser classificados de acordo com a direção do escoamento de água residuária em unidades de escoamento horizontal superficial, escoamento horizontal subsuperficial e escoamento vertical (LEE et al., 2013; LUO et al., 2017; ZHANG et al., 2016), cada um apresentando suas vantagens e desvantagens.

Os SACs de escoamento vertical (SACs-EV) possuem maior potencial de nitrificação (condições de maior potencial redox), maior vida útil e menor demanda de área, no entanto, apresentam pouca capacidade de desnitrificação e há possibilidade de colmatção (BUTTERWORTH et al., 2016; MATOS; MATOS, 2017; SAEED; SUN, 2012; VYMAZAL, 2011); os SACs de escoamento horizontal superficial (SACs-ES) são adequados para receber efluentes de lagoas de estabilização e de outros processos de tratamento de água residuárias e dispõem de menores custos (com meio suporte), eficaz remoção de matéria orgânica e remoção

de sólidos por filtração e sedimentação, porém tem o líquido em tratamento exposto na superfície, podendo causar problemas relacionados a exalação de maus odores, atração de insetos ou exposição pública (MATOS; MATOS, 2017; VON SPERLING, 2014; VYMAZAL, 2011); e, por fim, os SACs de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) apresentam maior capacidade de desnitrificação e remoção de poluentes via sedimentação, sorção e absorção, contudo, tem alta demanda de área, possibilidade de colmatação e possível presença de zonas mortas dificultando a passagem uniforme do efluente por todo o sistema (BUTTERWORTH et al., 2016; HALVERSON, 2004; MATOS; MATOS, 2017; SAEED; SUN, 2012; VYMAZAL, 2011). Por essa razão, muitos estudos têm sido feitos com unidades híbridas, combinando duas ou mais configurações de SACs (BÔAS et al., 2018; BORIN; POLITEO; STEFANI, 2013).

Esses sistemas foram inseridos dentro do item de tratamento aeróbio, pois, apesar de prevalecerem zonas anaeróbias e anóxicas em algumas configurações, possuem pequenas zonas aeróbias. Essas microregiões são criadas próximas à rizosfera, dada a transferência de oxigênio, que é bombeado do ar atmosférico, armazenado em aerênquimas e distribuídos pelas raízes e rizomas. Consequentemente, há a formação de sítios anaeróbios, anóxicos e aeróbios no leito, o que permite uma complexa interação de fatores na remoção de poluentes (IBEKWE et al., 2016; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2009).

Sabe-se que os SACs apresentam melhor desempenho na remoção de poluentes em ambientes com temperaturas elevadas, em função da maior atividade microbiana e maior produtividade da biomassa vegetal (JIA et al., 2017; LEE et al., 2013). No entanto, mesmo em baixas temperaturas, é possível obter bons resultados na remoção de poluentes, como observado por Zhang et al. (2016), que operaram um sistema híbrido, composto de quatro SACs de escoamento vertical subsuperficial e um de escoamento horizontal subsuperficial, submetidos a temperatura média anual de 7,2 °C. Essa condição se deve à presença de plantas, que permite a existência de menor amplitude de temperatura nas unidades, resultando em boas eficiências mesmo em ambientes frios (BRIX, 1997).

Ademais, as espécies vegetais desempenham funções de grande importância na eficiência do tratamento, como na criação de barreiras físicas no emaranhado de raízes, o que também fornece ambiente propício para a formação de biofilme, contribuindo para a remoção de poluentes (MATOS et al., 2010b; RAMOS et al., 2016). As plantas ainda auxiliam na absorção de poluentes, na criação de zonas com diferentes potenciais redox, influenciam a comunidade microbiana, entre outros mecanismos (MATOS; MATOS, 2017).

Luo et al. (2017), por exemplo, obtiveram remoções de 78,2-89,8% de fósforo total no tratamento de ARS em um sistema composto por três SACs de escoamento horizontal superficial em série, plantados com *Myriophyllum aquaticum*. Liu et al. (2020), por sua vez, avaliaram os efeitos das macrófitas *Canna indica*, *Acorus calamus* e *Ipomoea aquatica* em um sistema integrado constituído de SAC de escoamento vertical e uma célula de combustível microbiana (célula para geração de energia a partir de diferença de potencial redox). Com base nos resultados obtidos, os autores verificaram que a *Canna indica* apresentou melhor desempenho na remoção de DQO e remoção de nitrogênio amoniacal, com remoções de 88,07% e 75,02%, respectivamente, enquanto *Ipomoea aquatica* obteve maior efeito na geração de bioeletricidade, com tensão média de saída de  $752 \pm 26$  mV e densidade de potência de  $0,4964 \text{ Wm}^{-3}$ .

As espécies empregadas no Brasil para o tratamento de águas residuárias da suinocultura têm sido: taboa (*Typha* sp.) (FIA et al., 2016; MATOS et al., 2009; MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2009), junco (*Juncus* sp.) (DOS SANTOS et al., 2016), capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) (RAMOS et al., 2016), erva-de-bicho (*Polygonum punctatum*) (RAMOS et al., 2016), alternanthera (*Alternanthera philoxeroides*) (MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2009) e gramíneas do gênero *Cynodon* (COLLARES et al., 2021; FIA et al., 2011).

Além da importância das plantas, o meio suporte é um fator chave para o tratamento de águas residuárias em SACs, pois fornece um ambiente para fixação microbiana e para o crescimento das espécies vegetais, favorecendo a remoção de sólidos em suspensão e de microrganismos patogênicos (BALLANTINE; TANNER, 2010; RAMOS, 2011; WU et al., 2015). Nos estudos avaliando SACs no tratamento de ARS e outros tipos de águas residuárias, pode-se encontrar trabalhos utilizando areia, brita, cascalho, conchas de ostra, tijolos quebrados, zeólita, entre outros, como meio suporte na remoção de poluentes (DONG et al., 2021; MORA-OROZCO et al., 2018; SARMENTO; BORGES; MATOS, 2012; WANG et al., 2013).

Os SACs são comumente empregados como tratamento secundário/terciário (LEE; MANQUIZ; KIM, 2010), favorecendo a complementação da remoção de matéria orgânica e a redução das concentrações de nutrientes, organismos patogênicos e mesmo de microcontaminantes. Nesse sentido, Oliveira et al. (2020) avaliaram a ocorrência e remoção de treze contaminantes emergentes no tratamento de ARS em sistema integrado por reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB), seguido de filtro biológico aerado submerso (FBAS) e sistema alagado construído de fluxo horizontal subsuperficial (SAC – FHSS) cultivado com capim-tifton 85. Os autores verificaram que a configuração do sistema

proporcionava eficaz redução de contaminantes emergentes, exceto para bisphenol A (BPA), que persistiu na ARS.

#### **3.5.3.2.4. Lagoas de estabilização**

As lagoas de estabilização com zonas aeróbias constituem uma das formas mais simples de tratamento de águas residuárias agroindustriais, sendo utilizadas principalmente em regiões onde as condições climáticas são favoráveis (radiação UV, temperatura, pH e ação dos ventos), e onde a disponibilidade de terras não é um fator limitante (COSTA; MEDRI, 2002; GRUCHLIK; LINGE; JOLL, 2018; PASSOS; DIAS; VON SPERLING, 2016). Normalmente, esses reatores são dispostos em série, logo após as lagoas anaeróbias, proporcionando complementação do tratamento (NAGARAJAN et al., 2019).

Essas unidades de tratamento são classificadas em lagoas facultativas, lagoas aeradas facultativas, lagoas aeradas de mistura completa, lagoas de maturação e lagoas de polimento, as quais podem ser distribuídas em diferentes números e configurações para atingir a qualidade do efluente desejado (CARMO et al., 2004; DALAVÉQUIA, 2000; DUDA; OLIVEIRA, 2009; INOUE et al., 2016; VON SPERLING, 2014). As lagoas de estabilização diferenciam-se quanto a disponibilidade de oxigênio, carga orgânica aplicada, tempo de detenção hidráulica, requisitos de área, requisitos de energia, tipos de microrganismos presentes, e podem apresentar zonas anaeróbias, anóxicas e aeróbias dependendo da variante empregada (CARMO et al., 2004; DALAVÉQUIA, 2000; GRUCHLIK; LINGE; JOLL, 2018; HO; VAN ECHELPOEL; GOETHALS, 2017; JORDÃO; PESSÔA, 2017; LI et al., 2018; VON SPERLING, 2014).

As lagoas de estabilização são eficazes na remoção de matéria orgânica, nutrientes (N e P) e patógenos (GRUCHLIK; LINGE; JOLL, 2018; PASSOS; DIAS; VON SPERLING, 2016). E podem ser cultivadas com microalgas, as quais são eficazes na remoção de poluentes e serem utilizadas como matéria-prima sustentável para uma variedade de produtos, particularmente como produtos farmacêuticos e biocombustíveis (LIU et al., 2013; NAGARAJAN et al., 2019).

Para realizar o tratamento de ARS, Pinto et al. (2014) avaliaram um sistema composto por reator anaeróbio de chicanas (RAC), reator UASB e lagoas de estabilização em série (uma lagoa facultativa e três de maturação). Os reatores utilizados proporcionaram remoção de nutrientes, matéria orgânica e sólidos, tendo o sistema apresentado eficiência global de 98,4 % para DBO, 96,6 % para sólidos suspensos totais (SST), 82,0 % para fósforo total (PT) e 30,7% para nitrogênio amoniacal. Conseqüentemente, o tratamento resultou em um efluente com qualidade passível tanto para uso agrícola quanto para lançamento em corpos d'água. Estrada

e Hernandez (2002), por sua vez, utilizaram um tanque de sedimentação, uma lagoa anaeróbia, uma facultativa e três de maturação, e obtiveram eficiência de remoção de praticamente 100 % de coliformes fecais para o sistema completo.

#### **3.5.4. Tratamento combinado anaeróbio-aeróbio**

Combinando os dois sistemas (anaeróbio e aeróbio), possibilita-se a redução dos custos de construção (cerca de 20-50% de economia quando empregado reator UASB, seguido de tratamento aeróbio) e operação do aeróbio (poupança de custos de operação e manutenção estão geralmente na faixa de 40-50% em relação a uma estação de tratamento convencional aeróbia), e ainda propicia o aumento da eficiência de depuração da água residuária, motivo pelo qual essa conjugação tem sido utilizada com sucesso para tratar águas residuárias industriais e agroindustriais (CHERNICHARO, 2006; GONZALEZ-TINEO et al., 2020). Como vantagens adicionais, cita-se a redução do volume de lodo gerado, (o qual é encaminhado para o sistema anaeróbio e é feito o descarte do excedente, além da possibilidade de aproveitamento energético do biogás, que pode ser utilizado inclusive para acionar os aeradores (CHERNICHARO, 2006; MORETTI et al., 2013).

#### **3.5.5. Tratamento terciário**

O tratamento terciário ou pós-tratamento consiste na remoção de poluentes que não foram removidos nas etapas anteriores como matéria orgânica recalcitrante (de difícil degradação), nutrientes, metais pesados e organismos patogênicos (BILOTTA; KUNZ, 2013; CHEN et al., 2021; DENG et al., 2008; MACAULEY et al., 2006; RODRIGUES et al., 2009; YOON et al., 2014; ZHANG et al., 2020). Nesta etapa, pode-se utilizar de processos de desinfecção, como lagoas de maturação e polimento (citadas anteriormente), uso de processos oxidativos avançados, tratamento por membranas e cloração, que serão mencionados neste item.

Processos oxidativos avançados (POAs), que incluem diferentes tecnologias de tratamento, como uso de ozônio ( $O_3$ ), UV/ $H_2O_2$ , reações fenton ( $Fe^{2+}/H_2O_2$ ), reações foto-fenton ( $Fe^{2+}/H_2O_2/UV$ ), têm sido utilizados como tecnologias promissoras para remoção e mineralização da matéria orgânica em água residuárias (ANJALI; SHANTHAKUMAR, 2019; DOMINGUES et al., 2021; KIM et al., 2014; KURT et al., 2017; LI et al., 2021; YAMAL-TURBAY et al., 2013). Possuem vantagens como, a combinação com outros processos para pré

ou pós-tratamento, detém forte poder oxidante, mineralização completa dos poluentes e oxidação total das espécies inorgânicas, elevada eficiência de tratamento, além de decomposição dos reagentes utilizados como oxidantes em produtos de menor impacto ao meio ambiente (ARAÚJO et al., 2014). Na literatura encontra-se diversos trabalhos utilizando POAs no tratamento da ARS, como por exemplo o de Bilotta et al. (2017), que sugerem o uso combinado de tratamento alcalino e radiação ultravioleta para desinfecção do efluente e uso agrícola. Enquanto que João et al. (2020) propõem o uso de processo fenton assistido por ultrassom e uso de pregos como catalisador (fonte de ferro) como alternativa para o tratamento de ARS, tratamento no qual proporcionou remoção de cor, turbidez, DQO e DBO<sub>5</sub> de 98,0; 98,2; 84,6 e 98%, respectivamente.

Apesar de apresentar elevada eficiência de degradação da matéria orgânica, o tratamento por POAs são geralmente de alto custo da fonte de radiação UV, o que implica em consumo de energia elétrica e despesas com manutenção, além de elevado gasto do agente oxidante, dessa forma, pode-se utilizar de alternativas, como uso de energia solar, catalisadores de menor poder aquisitivo e uso combinado de POAs com um tratamento biológico (ARAÚJO et al., 2014; DOMINGUES et al., 2021; LOFRANO et al, 2017; OLLER; MALATO; SÁNCHEZ-PÉREZ, 2011). Nesse sentido, Ben et al. (2012) utilizaram ozônio após tratamento em reator sequencial em batelada (RSB), o que permitiu reduzir a área demandada para o tratamento terciário (remoção prévia de material orgânico) e alcançar elevadas eficiências de remoção de antibióticos em águas residuárias da suinocultura.

Considerando a presença de poluentes refratários em águas residuárias da suinocultura, o tratamento por membranas permite uma alta qualidade do efluente, garantindo elevada eficiência na remoção de sólidos, matéria orgânica, nutrientes e microrganismos, sendo adequado para usos mais nobres como para o abastecimento industrial, dessedentação e uso doméstico (CHENG et al., 2018; JORDÃO; PESSÔA, 2017; LU et al., 2020). Porém, apresentam custos elevados das membranas, possibilidade de incrustações, número restrito de fornecedores no Brasil e vida útil praticamente inferior a 10 anos (JORDÃO; PESSÔA, 2017; SECONDES et al., 2014). Dependendo do objetivo a ser atingido, pode-se fazer o uso de membranas, como a de osmose reversa (LIANG et al., 2021), ultrafiltração (SANDEFUR et al., 2016), e de processos combinados de microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa, estudados por Lan et al. (2019), ao qual demonstraram serem capazes de remover vários tipos de genes de resistência a antibióticos com eficácia.

Outro tratamento comumente utilizado para desinfecção de águas residuárias é a cloração, que tem sua eficiência aumentada após tratamento prévio (MACAULEY et al., 2006).

Como desvantagem, no entanto, pode-se citar os custos do tratamento, sobretudo quando são requeridas altas dosagens, além de possível geração de subprodutos tóxicos a saúde humana e ao meio ambiente (CHENG et al., 2020).

### 3.5.6. Disposição no solo

Dada ao grande volume de águas residuárias da suinocultura que pode ser gerada durante o processo produtivo e a presença de macro e micronutrientes na mesma, considera ser um efluente com grande potencial para uso agrícola. Essa prática pode proporcionar redução dos custos de produção, no que concerne ao uso de fertilizantes e água, ciclagem de nutrientes, aumento da produção vegetal, além de ser uma saída à disposição final desse efluente em corpos hídricos (CABRAL et al., 2011; PEGORARO et al., 2014; PINTO et al., 2012; SOUZA; MOREIRA, 2010).

No entanto, caso a aplicação de águas residuárias no solo ocorra sem critérios agronômicos e ambientais, essa prática pode causar problemas de contaminação do solo e da água, devido a elevada presença de microrganismos patogênicos e nutrientes como sódio, nitrogênio e fósforo, trazendo também toxicidade às plantas (ERTHAL et al., 2010; PINTO et al., 2012). Portanto, deve-se atentar às doses corretas de aplicação (SOARES, 2016), o que depende da caracterização da ARS, dos teores de nutrientes presentes no solo e o requerimento da cultura (BERNARDES et al., 2020; SOARES, 2016).

Pereira et al. (2016) analisaram o uso da aplicação continuada de ARS associada à fertilização mineral, durante seis anos de cultivo ininterrupto sob plantio direto, com intuito de avaliar as características químicas do solo e da cultura do milho pós-fertirrigação. A dose de  $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de ARS foi considerada adequada para o fornecimento de nutrientes de P,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  e  $\text{Mn}^{2+}$  ao milho durante o seu desenvolvimento e produção, sem, no entanto, causar toxicidade às plantas ou danos ao solo. Por outro lado, os autores salientam que deve ser dada atenção ao acúmulo de  $\text{Zn}^{2+}$  no solo ao longo dos anos, que pode aumentar seu conteúdo a níveis tóxicos. O aumento dos teores de nutrientes no solo também foi observado por Bernardes et al. (2020), utilizando a ARS no cultivo em plantio direto de *Corymbia citriodora*.

Se os riscos de salinização e toxicidade às plantas podem ser minimizados pela dose correta de ARS, a diminuição do risco sanitário depende da forma de aplicação. A disponibilização deve ocorrer de forma em que não haja contato da parte colheitável com o efluente e/ou que essa ocorra com intervalos adequados de aplicação para diminuição da contagem de organismos patogênicos (MATOS; MATOS, 2017). Souza et al. (2013), por

exemplo, avaliaram a qualidade sanitária de mudas de pimentão *Casca Dura Elquida* produzidos com ARS (submetido ao tratamento preliminar), fornecendo doses de 100 e 200% da quantidade de nitrogênio. Em função do manejo de irrigação, feita de forma localizada, os autores não encontraram presença de coliformes termotolerantes e *Salmonella* spp., além de contagem de coliformes totais abaixo do estabelecido.

Dentre os impactos da disposição de águas residuárias no meio ambiente, pode-se citar o acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio no solo (MAGGI et al., 2013), além de contaminação por metais pesados, como cobre e zinco, que podem reduzir o crescimento e a produtividade das lavouras em longo prazo, riscos de salinização do solo e impactos causados aos corpos d' água por lixiviação de nitrato e arraste de nitrogênio e fósforo, contaminando lençóis freáticos (ROSA et al., 2017a, 2017b; SOUZA; MOREIRA, 2010). Outro aspecto importante, é a disseminação de patógenos (CRUZ et al., 2008) e o uso indiscriminado de antibióticos que podem levar a uma resistência genética de microrganismos e contaminar o ambiente (ZHU et al., 2020).

Assim, os desafios estão associados em encontrar formas de minimizar os impactos ocasionados aos solos, plantas, águas subterrâneas e à saúde dos trabalhadores que estão expostos as águas residuárias (ASHRAF et al., 2018; CHOJNACKA et al., 2020). Para isso é necessário controle ambiental e agrônômico, incluindo monitoramento contínuo da composição das águas residuárias e das condições do meio ambiente (solo, planta), bem como a escolha de culturas adequadas, tratamento prévio das águas residuárias e proteção da saúde do usuário (ASHRAF et al., 2018; CHOJNACKA et al., 2020; QADIR et al., 2010). Além da escolha do método de irrigação, o qual deverá ser levado em consideração os riscos sanitários, a eficiência, a manutenção e operação do sistema (MATOS; MATOS, 2017). E a necessidade da criação de legislações específicas para reúso de águas residuais industriais e domésticas, da divulgação de informações (sobre tratamento, requisitos da cultura, nutrientes no solo, entre outros), da avaliação de riscos mais aprofundada e o estabelecimento de programas de monitoramento para o uso na fertirrigação (QADIR et al., 2010; REIS et al., 2017).

#### **4. Conclusões**

Com base na discussão realizada, conclui-se que:

- A água residuária da suinocultura (ARS) apresenta características químicas, físicas e microbiológicas variáveis. No entanto, dado os valores superiores ao esgoto sanitário, em termos de DBO, DQO, presença de macro e micronutrientes, como nitrogênio e fósforo, entre

outros, observa-se tratar de um efluente com potencial uso agrícola. A geração de biogás a partir do tratamento da ARS também é uma alternativa amplamente citada na literatura, podendo essas duas formas de tratamento/disposição final serem conjugadas (tratamento anaeróbio com geração de biogás + fertirrigação com efluente do tratamento anaeróbio);

- São várias as opções de tratamento para ARS, a escolha do tratamento adequado depende da composição do efluente, legislação ambiental vigente, condições locais, destinação final do efluente, área disponível, grau de operacionalização, custos de implantação e condições econômicas dos produtores;

- Lagoas de estabilização e sistemas alagados construídos têm sido muito utilizados no tratamento da ARS, dada a maior simplicidade operacional e eficiências de remoção. No entanto, a demanda de área é um gargalo, sobretudo para regiões com pequena oferta de espaço físico, cenário no qual reatores UASB, biodigestores, lodos ativados e filtros biológicos podem ser utilizados;

- O tratamento preliminar é essencial para evitar possíveis problemas nas tubulações e equipamentos instalados a jusante.

- A remoção dos compostos orgânicos emergentes é importante para reduzir os riscos à saúde humana e animal, além da contaminação de solos. Bem como a remoção de metais pesados, para evitar acúmulo desses elementos em níveis fitotóxicos em solos que recebem ARS.

## REFERÊNCIAS

ABPA. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Exportações de Carne Suína Confirmam Recorde em 2020**. Disponível em: <http://abpa-br.org/exportacoes-de-carne-suina-confirmam-recorde-em-2020>. Acesso em: 06 jan. 2021.

\_\_\_\_\_. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Relatório Anual 2021**. Disponível em: [http://abpa-br.org/wp-content/uploads/2021/04/ABPA\\_Relatorio\\_Anual\\_2021\\_web.pdf](http://abpa-br.org/wp-content/uploads/2021/04/ABPA_Relatorio_Anual_2021_web.pdf). Acesso em 15 out. 2021.

ALBUQUERQUE, A.; MAKINIA, J.; PAGILLA, K. Impact of aeration conditions on the removal of low concentrations of nitrogen in a tertiary partially aerated biological filter. **Ecological Engineering**, v. 44, p. 44-52, 2012.

ALI, I.; KHAN, Z. M.; SULTAN, M.; MAHMOOD M. H.; FARID, H. U.; ALI, M.; NASIR, A. Experimental study on Maize Cob trickling filter-based wastewater treatment system: design, development, and performance evaluation. **Polish Journal of Environmental Stud**, v. 25, p. 2265–2273, 2016.

AMÉRICO, J. H. P.; MESSIAS, T. G.; TORRES, N. H.; AMÉRICO, G. H. P. Desreguladores endócrinos no ambiente e seus efeitos na biota e saúde humana. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 22, 2012.

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de Esgotos: tratamento e disposição final**. 2. ed., v. 6. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

ANJALI, R.; SHANTHAKUMAR, S. Insights on the current status of occurrence and removal of antibiotics in wastewater by advanced oxidation processes. **Journal of environmental management**, v. 246, p. 51-62, 2019.

AQUINO, S. F. D.; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, p. 152-161, 2005.

ARAÚJO, K. S.; MALPASS, G. R. P.; URIAS, P. M.; CUNHA, C. R. Processos oxidativos avançados: fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais e efluentes industriais. In: **Anais do V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, MG, Brasil**. 2014.

ARROYO, P.; ANSOLA, G.; BLANCO, I.; MOLLEDA, P.; CALABUIG, E. D. L.; MIERA, L. E. S. Comparative analysis of the composition of bacterial communities from two constructed wetlands for municipal and swine wastewater treatment. **Journal of water and health**, v. 8, n. 1, p. 147-157, 2010.

ASHRAF, M.; SAFDAR, M. E.; SHAHZAD, S. M.; AZIZ, A.; PIRACAHA, M. A.; SULEMAN, M.; AHMAD, M. B. Challenges and opportunities for using wastewater in agriculture: a review. **Journal of Applied Agriculture and Biotechnology**, v. 2, n. 2, p. 1-20, 2018.

ASLAM, M. M. A.; KHAN, Z. M.; SULTAN, M.; NIAZ, Y.; MAHMOOD, M. H.; SHOIAB, M.; SHAKOOR, A.; AHMAD, M. Performance evaluation of trickling filter-based wastewater treatment system utilizing cotton sticks as filter media. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 26, n. 5, p. 1955-1962, 2017.

BALLANTINE, D. J.; TANNER, C. C. Substrate and filter materials to enhance phosphorus removal in constructed wetlands treating diffuse farm runoff: a review. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 53, n. 1, p. 71-95, 2010.

BARRET, M.; GAGNON, N.; TOPP, E.; MASSE, L.; MASSÉ, D. I.; TALBOT, G. Physico-chemical characteristics and methanogen communities in swine and dairy manure storage tanks: Spatio-temporal variations and impact on methanogenic activity. **Water research**, v. 47, n. 2, p. 737-746, 2013.

BARRIOS, M. E.; FERNÁNDEZ, M. D. B.; CAMMARATA, R. V.; TORRES, C.; MBAYED, V. A. Viral tools for detection of fecal contamination and microbial source tracking in wastewater from food industries and domestic sewage. **Journal of virological methods**, v. 262, p. 79-88, 2018.

BATISTA, R. O. **Desempenho de sistema de irrigação por gotejamento utilizado na aplicação de água residuária de suinocultura**. 2007. 146 p. Tese (Doutorado em Ciências). Universidade Federal de Viçosa.

BEKTAS, N.; AKBULUT, H.; INAN, H.; DIMOGLO, A. Removal of phosphate from aqueous solutions by electro-coagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 106, n. 2-3, p. 101-105, 2004.

BEN, W.; QIANG, Z.; PAN, X.; NIE, Y. Degradation of veterinary antibiotics by ozone in swine wastewater pretreated with sequencing batch reactor. **Journal of Environmental Engineering**, v. 138, n. 3, p. 272-277, 2012.

BEN, W.; QIANG, Z.; YIN, X.; QU, J.; PAN, X. Adsorption behavior of sulfamethazine in an activated sludge process treating swine wastewater. **Journal of Environmental Sciences**, v. 26, n. 8, p. 1623-1629, 2014.

BERNARDES, R. F. B.; LANA, R. M. Q.; OLIVEIRA L. R. R.; FREITAS, R. A. S. D. M.; CAMARGO, R. D.; PIRES, D. C. M. Accumulation of sodium and heavy metals in soil cultivated with *Corymbia citriodora* after the application of swine wastewater. **Bioscience Journal**, v. 36, n. 3, 2020.

BILA, D. M.; DEZOTTI, M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências. **Química nova**, v. 30, n. 3, p. 651-666, 2007.

BILOTTA, P.; KUNZ, A. Swine manure post-treatment technologies for pathogenic organism inactivation. **Engenharia Agrícola**, v. 33, n. 2, p. 422-431, 2013.

BILOTTA, P.; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A.; MORES, R. Swine effluent post-treatment by alkaline control and UV radiation combined for water reuse. **Journal of Cleaner Production**, v. 140, p. 1247-1254, 2017.

BÔAS, R. B. V.; FIA, R.; FIA, F. R.; CAMPOS, A. T.; SOUZA, G. R. D. Nutrient removal from swine wastewater in a combined vertical and horizontal flow constructed wetland system. **Engenharia Agrícola**, v. 38, p. 411-416, 2018.

BORIN, M.; POLITEO, M.; STEFANI, G. D. Performance of a hybrid constructed wetland treating piggery wastewater. **Ecological Engineering**, v. 51, p. 229-236, 2013.

BORTOLI, M. **Desnitrificação em dejetos frescos de suínos com vistas ao reúso de efluentes da suinocultura**. 2014. 127p. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico.

BORTONE, G. Integrated anaerobic/aerobic biological treatment for intensive swine production. **Bioresource technology**, v. 100, n. 22, p. 5424-5430, 2009.

BRIX, H. Do macrophytes play a rolen in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

BUTTERWORTH, E.; RICHARDS, A.; JONES, M.; DOTRO, G.; JEFFERSON, B. Assessing the potential for tertiary nitrification in sub-surface flow constructed wetlands. **Environmental Technology Reviews**, v. 5, n. 1, p. 68-77, 2016.

CABRAL, J. R.; FREITAS, P. S. D.; REZENDE, R.; MUNIZ, A. S.; BERTONHA, A. Impacto da água residuária de suinocultura no solo e na produção de capim-elefante. **Revista Brasileira de engenharia agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 823-831, 2011.

CAMPOS, C. M. M.; MOCHIZUKI, E. T.; DAMASCENO, L. H. S.; BOTELHO, C. G. Avaliação do potencial de produção de biogás e da eficiência de tratamento do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) alimentado com dejetos de suínos. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 29, p. 848-856, 2005.

CARMO, F. R. D.; CAMPOS, C. M. M.; BOTELHO, C. G.; COSTA, C. C. D. Uso de lagoa aerada facultativa como polimento do reator anaeróbio de manta de lodo UASB no tratamento de dejetos de suínos em escala laboratorial. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 28, n. 3, p. 600-607, 2004.

CARVALHO, P. L. C.; VIANA, E. F. Suinocultura SISCAL e SISCON: análise e comparação dos custos de produção. **Custos e Agronegócio Online**, v. 7, n. 3, 2011.

CHEN, J.; TONG, T.; JIANG, X.; XIE, S. Biodegradation of sulfonamides in both oxic and anoxic zones of vertical flow constructed wetland and the potential degraders. **Environmental Pollution**, v. 265, p. 115040, 2020.

CHEN, L.; GAO, S.; LOU, L.; ZHOU, Z. Removal of intracellular and extracellular antibiotic resistance genes from swine wastewater by sequential electrocoagulation and electro-fenton processes. **Environmental Engineering Science**, v. 38, n. 2, p. 74-80, 2021.

CHENG, D.; NGO, H. H.; GUO, W.; CHANG, S. W.; NGUYEN, D. D.; LIU, Y.; WEI, Q.; WEI, D. A critical review on antibiotics and hormones in swine wastewater: Water pollution problems and control approaches. **Journal of Hazardous Materials**, v. 387, p. 121682, 2020.

CHENG, D. L.; NGO, H. H.; GUO, W. S.; LIU, Y. W.; ZHOU, J. L.; CHANG, S. W.; NGUYEN, D. D.; BUI, X. T.; ZHANG, X. B. Bioprocessing for elimination antibiotics and hormones from swine wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 1664-1682, 2018.

CHERNICHARO, C. A. L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 73-92, 2006.

CHERNICARO, C. A. L.; VAN LIER, J. B.; NOYALA, A.; RIBEIRO, T. B. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 14, n. 4, p. 649-679, 2015.

CHO, J. H.; LEE, J. E.; RA, C. S. Effects of electric voltage and sodium chloride level on electrolysis of swine wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 180, n. 1-3, p. 535-541, 2010.

CHOJNACKA, K.; WITEK-KROWIAK, A.; MOUSTAKAS, K.; SKRZYPCZAK, D.; MIKULA, K.; LOIZIDOU, M. A transition from conventional irrigation to fertigation with reclaimed wastewater: Prospects and challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 130, p. 109959, 2020.

COLLARES, M. F. A.; COLEN, F.; MENEGALI, I.; TININI, R. C. D. R., SILVA, L. F. Desempenho de Alagados Construídos Cultivado com Tifton 85 (*Cynodon Dactylon* Pers.). **Research, Society and Development**, v. 10, n. 5, p. e59910515518-e59910515518, 2021.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011.** Disponível em: [http://conama.mma.gov.br/?option=com\\_sisconama&task=arquivo.download&id=627](http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=627). Acesso em: 21 nov. 2021.

COOK, K. L.; ROTHROCK, M. J.; LOVANH, N.; SORRELL, J. K.; LOUGHRIN, J. H. Spatial and temporal changes in the microbial community in an anaerobic swine waste treatment lagoon. **Anaerobe**, v. 16, n. 2, p. 74-82, 2010.

COSTA, E. M. F.; SPRITZER, P. M.; HOHL, A.; BACHEGA, T. A. Effects of endocrine disruptors in the development of the female reproductive tract. **Arquivos Brasileiros de Endocrinologia & Metabologia**, v. 58, p. 153-161, 2014.

COSTA, R. H. R. D.; MEDRI, W. Modelling and optimisation of stabilisation ponds system for the treatment of swine wastes: organic matter evaluation. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 45, n. 3, p. 385-392, 2002.

CREAMER, K. S.; CHEN, Y.; WILLIAMS, C. M.; CHENG, J. J. Stable thermophilic anaerobic digestion of dissolved air flotation (DAF) sludge by co-digestion with swine manure. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 9, p. 3020-3024, 2010.

CRUZ, M. D. C. M. D.; RAMOS, J. D.; OLIVEIRA, D. L. D.; MARQUES, V. B.; HAFLE, O. M. Utilização de água residuária de suinocultura na produção de mudas de maracujazeiro-azedo cv redondo amarelo. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 30, n. 4, p. 1107-1112, 2008.

DAIGGER, G. T.; BOLTZ, J. P. Trickling filter and trickling filter-suspended growth process design and operation: A state-of-the-art review. **Water Environment Research**, v. 83, n. 5, p. 388-404, 2011.

DALAVÉQUIA, M. A. **Avaliação de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos.** 2000. 180 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina.

DENG, L.; ZHENG, P.; CHEN, Z.; MAHMOOD, Q. Improvement in post-treatment of digested swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 8, p. 3136-3145, 2008.

DIAS, A. C.; CARRARO, B. Z.; DALLANORA, D.; COSER, F. J.; MACHADO, G. S.; MACHADO, I. P.; PINHEIRO, R.; ROHR, S. A. **Manual brasileiro de boas práticas agropecuárias na produção de suínos.** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011, 140 p.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C.: **Coletânea de tecnologias sobre dejetos**

**suínos.** Boletim Informativo de Pesquisa – EMBRAPA Suínos e Aves e Extensão – EMATER/RS. n. 14, 2002.

DO 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**, v. 141, p. 132-137, 2014.

DOMINGUES, E.; FERNANDES, E.; GOMES, J.; MARTINS, R. C. Swine wastewater treatment by Fenton's process and integrated methodologies involving coagulation and biofiltration. **Journal of Cleaner Production**, v. 293, p. 126105, 2021.

DONG, L.; QI, Z.; LI, M.; ZHANG, Y.; CHEN, Y.; QI, Y.; WU, H. Organics and nutrient removal from swine wastewater by constructed wetlands using ceramsite and magnetite as substrates. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 1, p. 104739, 2021.

DORDIO, A.; CARVALHO, A. J. P. Constructed wetlands with light expanded clay aggregates for agricultural wastewater treatment. **Science of the total environment**, v. 463, p. 454-461, 2013.

DOS SANTOS, B. S.; COSTA, P. F. D.; EYNG, E.; CÂMARA, C. D. Evaluation Of Constructed Wetland Treatment System Effectiveness Applied To A Swine Slaughterhouse Effluent. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, v. 37, n. 2, p. 13-22, 2016.

DU, L.; ZHAO, Y.; WANG, C.; WU, Z.; ZHOU, Q. Effects of plant on denitrification pathways in integrated vertical-flow constructed wetland treating swine wastewater. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 201, p. 110752, 2020.

DUCEY, T. F.; HUNT, P. G. Microbial community analysis of swine wastewater anaerobic lagoons by next-generation DNA sequencing. **Anaerobe**, v. 21, p. 50-57, 2013.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. D. Reatores anaeróbios operados em batelada sequencial seguidos de lagoas de polimento para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. Parte II: remoção de nutrientes e coliformes. **Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 1, p. 135-147, 2009.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. D. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 16, n. 1, p. 91-100, 2011.

ENCARNAÇÃO, T.; PAIS, A. A.; CAMPOS, M. G.; BURROWS, H. D. Endocrine disrupting chemicals: Impact on human health, wildlife and the environment. **Science progress**, v. 102, n. 1, p. 3-42, 2019.

ERTHAL, V. J.; FERREIRA, P. A.; MATOS, A. T. D.; PEREIRA, O. G. Alterações físicas e químicas de um Argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 467-477, 2010.

ESCALANTE-ESTRADA, V. E.; GARZÓN-ZUÑIGA, M. A.; VALLE-CERVANTES, S.; PÁEZ-LERMA, J. B. Swine wastewater treatment for small farms by a new anaerobic-aerobic biofiltration technology. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 230, n. 7, p. 1-15, 2019.

ESCUDIÉ, R.; CRESSON, R.; DELGENÈS, J. P.; BERNET, N. Control of start-up and operation of anaerobic biofilm reactors: an overview of 15 years of research. **Water research**, v. 45, n. 1, p. 1-10, 2011.

ESTRADA, V. E. E.; HERNANDEZ, D. E. A. Treatment of piggery wastes in waste stabilization ponds. **Water science and technology**, v. 45, n. 1, p. 55-60, 2002.

FERNANDES, G. F. R.; OLIVEIRA, R. A. D. Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, v. 26, p. 243-256, 2006.

FERREIRA, A. H.; CARRARO, B.; DALLANORA, D.; MACHADO, G.; MACHADO, I. P.; PINHEIRO, R.; ROHR, S. **Produção de suínos: teoria e prática**. Brasília: ABCS, 2014.

FIA, F. R. L.; MATOS, A. T. D.; FIA, R.; BORGES, A. C.; CECON, P. R. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, p. 303-311, 2016.

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

GAGLIANO, M. C.; ISMAIL, S. B.; STAMS, A. J. M.; PLUGGE, C. M.; TEMMINK, H.; VAN LIER, J. B. Biofilm formation and granule properties in anaerobic digestion at high salinity. **Water Research**, v. 121, p. 61-71, 2017.

GARCIA-RODRÍGUEZ, A.; MATAMOROS, V.; FONTÀS, C.; SALVADÓ, V. The ability of biologically based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants-a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 20, p. 11708-11728, 2014.

GARZÓN-ZÚÑIGA, M.; LESSARD, P.; AUBRY, G.; BUELNA, G. Nitrogen elimination mechanisms in an organic media aerated biofilter treating pig manure. **Environmental Technology**, v. 26, n. 4, p. 361-372, 2005.

GONÇALVES, R. F.; CHERNICARO, C. A. L.; NETO, C. O. A.; SOBRINHO, P. A.; KATO, M. T.; COSTA, R. D.; AISSE, M. M.; ZAIAT, M. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**, v. 1, p. 171-278, 2001.

GONZALEZ-ESQUERRA, R.; ARAUJO, R. B.; HAESE, D.; KILL, J. L.; CUNHA, A. F.; MONZANI, P. S.; LIMA, C. G. Effect of dietary copper sources on performance, gastric ghrelin-RNA expression, and growth hormone concentrations in serum in piglets. **Journal of Animal Science**, v. 97, n. 10, p. 4242-4247, 2019.

GONZALEZ-TINEO, P. A.; DURÁN-HINOJOSA, U.; DELGADILLO-MIRQUEZ, L. R.; MEZA-ESCALANTE, E. R.; GORTÁRES-MOROYOQUI, P.; ULLOA-MERCADO, R. G.; SERRANO-PALACIOS, D. Performance improvement of an integrated anaerobic-aerobic hybrid reactor for the treatment of swine wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, v. 34, p. 101164, 2020.

GRUCHLIK, Y.; LINGE, K.; JOLL, C. Removal of organic micropollutants in waste stabilisation ponds: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 202-214, 2018.

GUIMARÃES, D. D.; AMARAL, G. F.; MAIA, G. B. D. S.; LEMOS, M. L. F.; ITO, M.; CUSTODIO, S. **Suinocultura: estrutura da cadeia produtiva, panorama do setor no Brasil e no mundo e o apoio do BNDES**. BNDES Setorial, Rio de Janeiro, n. 45, p. 85-136, 2017.

GUO, W.; NGO, H. H.; DHARMAWAN, F.; PALMER, C. G. Roles of polyurethane foam in aerobic moving and fixed bed bioreactors. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 5, p. 1435-1439, 2010.

GUŠTIN, S.; MARINŠEK-LOGAR, R. Effect of pH, temperature and air flow rate on the continuous ammonia stripping of the anaerobic digestion effluent. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 89, n. 1, p. 61-66, 2011.

HALVERSON, N. **Review of constructed subsurface flow vs. surface flow wetlands**. Savannah River Site, EUA, 2004.

HANAJIMA, D.; KURODA, K.; FUKUMOTO, Y.; YASUDA, T.; SUZUKI, K.; HAGA, K. Effect of aeration in reducing phytotoxicity in anaerobic digestion liquor of swine manure. **Animal Science Journal**, v. 78, n. 4, p. 433-439, 2007.

HJORTH, M.; CHRISTENSEN, K. V.; CHRISTENSEN, M. L.; SOMMER, S. G. Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice. **Sustainable Agriculture**, v. 2, p. 953-986, 2011.

HO, L. T.; VAN ECHELPOEL, W.; GOETHALS, P. L. M. Design of waste stabilization pond systems: A review. **Water Research**, v. 123, p. 236-248, 2017.

HOLM-NIELSEN, J. B.; AL SEADI, T.; OLESKOWICZ-POPIEL, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5478-5484, 2009.

HUANG, H.; YANG, J.; LI, D. Recovery and removal of ammonia-nitrogen and phosphate from swine wastewater by internal recycling of struvite chlorination product. **Bioresource technology**, v. 172, p. 253-259, 2014.

HUTCHISON, M. L.; WALTERS, L. D.; AVERY, S. M.; MUNRO, F.; MOORE, A. Analyses of livestock production, waste storage, and pathogen levels and prevalences in farm manures. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 71, n. 3, p. 1231-1236, 2005.

HWANG, K.; SONG, M.; KIM, W.; KIM, N.; HWANG, S. Effects of prolonged starvation on methanogenic population dynamics in anaerobic digestion of swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 1, p. S2-S6, 2010.

IBEKWE, A. M.; MA, J.; MURINDA, S.; REDDY, G. B. Bacterial community dynamics in surface flow constructed wetlands for the treatment of swine waste. **Science of the Total Environment**, v. 544, p. 68-76, 2016.

IBEKWE, A. M.; MURINDA, S. E. Continuous flow-constructed wetlands for the treatment of swine waste water. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 7, p. 1369, 2018.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção da Pecuária Municipal**. Rio de Janeiro, 2019. Disponível em: [https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/84/ppm\\_2019\\_v47\\_br\\_informativo.pdf](https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/84/ppm_2019_v47_br_informativo.pdf). Acesso em: 06 jan. 2021.

IMA. INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA. **Instrução Normativa Nº 11- Suinocultura**. Disponível em: <https://www.ima.sc.gov.br/index.php/licenciamento/instrucoes-normativas>. Acesso em: 19 nov. 2021.

INOUE, K. R.; SOUZA, C. D. F.; MATOS, A. T.; SOUSA, M. S.; VIEIRA, M. D. F. Potential of reduction in the emission of methane and nitrous oxide from swine wastewater after treated by two different systems. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, v. 36, n. 6, p. 1198-1205. 2016.

JIA, F.; LAI, C.; CHEN, L.; ZENG, G.; HUANG, D.; LIU, F.; LI, X.; LUO, P.; WU, J.; QIN, L.; ZHANG, X.; CHENG, M.; XU, P. Spatiotemporal and species variations in prokaryotic communities associated with sediments from surface-flow constructed wetlands for treating swine wastewater. **Chemosphere**, v. 185, p. 1-10, 2017.

JOÃO, J. J.; SILVA, C. S. D.; VIEIRA, J. L.; SILVEIRA, M. F. D. Treatment of swine wastewater using the Fenton process with ultrasound and recycled iron. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, n. 3, 2020.

JOHANNIS, V. C.; EPPING, L.; SEMMLER, T.; GHAZISAEEDI, F.; LUBKE-BECKER, A.; PFEIFER, Y.; EICHHORN, I.; MERLE, R.; BETHE, A.; WALTHER, B.; WIELER, L. H. High-zinc supplementation of weaned piglets affects frequencies of virulence and bacteriocin associated genes among intestinal *Escherichia coli* populations. **Frontiers in Veterinary Science**, v. 7, 2020.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 8. ed. Rio de Janeiro, 2017, 916 p.

KIM, H. C.; CHOI, W. J.; MAENG, S. K.; KIM, H. J.; KIM, H. S.; SONG, K. G. Ozonation of piggery wastewater for enhanced removal of contaminants by *S. quadricauda* and the impact on organic characteristics. **Bioresource Technology**, v. 159, p. 128-135, 2014.

KIM, W.; LEE, S.; SHIN, S. G.; LEE, C.; HWANG, K.; HWANG, S. Methanogenic community shift in anaerobic batch digesters treating swine wastewater. **Water Research**, v. 44, n. 17, p. 4900-4907, 2010.

KIM, W.; SHIN, S. G.; CHO, K.; LEE, C.; HWANG, S. Performance of methanogenic reactors in temperature phased two-stage anaerobic digestion of swine wastewater. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 114, n. 6, p. 635-639, 2012.

- KONNERUP, D.; KOOTTATEP, T.; BRIX, H. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 2, p. 248-257, 2009.
- KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; BORTOLI, M. Separação sólido-líquido em efluentes da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 11, p. 1220-1225, 2010.
- KURT, A.; MERT, B. K.; ÖZENGİN, N.; SIVRIOĞLU, Ö.; YONAR, T. Treatment of antibiotics in wastewater using advanced oxidation processes (AOPs). **Physico-Chemical Wastewater Treatment and Resource Recovery**, v. 175, 2017.
- LAHAV, O.; SCHWARTZ, Y.; NATIV, P.; GENDEL, Y. Sustainable removal of ammonia from anaerobic-lagoon swine waste effluents using an electrochemically-regenerated ion exchange process. **Chemical Engineering Journal**, v. 218, p. 214-222, 2013.
- LAN, L.; KONG, X.; SUN, H.; LI, C.; LIU, D. High removal efficiency of antibiotic resistance genes in swine wastewater via nanofiltration and reverse osmosis processes. **Journal of Environmental Management**, v. 231, p. 439-445, 2019.
- LEE, S.; MANQUIZ, M. C.; KIM, L. H. Characteristics of contaminants in water and sediment of a constructed wetland treating piggery wastewater effluent. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 6, p. 940-945, 2010.
- LEE, S. Y.; MANQUIZ, M. C.; CHOI, J. Y.; JEONG, S. M.; KIM, L. H. Seasonal nutrient uptake of plant biomass in a constructed wetland treating piggery wastewater effluent. **Water Science and Technology**, v. 67, n. 6, p. 1317-1323, 2013.
- LEKANG, O. I.; KLEPPE, H. Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media. **Aquacultural Engineering**, v. 21, n. 3, p. 181-199, 2000.
- LEMJI, H. H.; ECKSTÄDT, H. Performance of a trickling filter for nitrogen and phosphorous removal with synthetic brewery wastewater in trickling filter biofilm. **International Journal of Applied Microbiology and Biotechnology Research**, v. 2, p. 13, 2014.
- LI, M.; ZHANG, H.; LEMCKERT, C.; ROIKO, A.; STRATTON, H. On the hydrodynamics and treatment efficiency of waste stabilisation ponds: From a literature review to a strategic evaluation framework. **Journal of Cleaner Production**, v. 183, p. 495-514, 2018.
- LI, P.; WANG, Y.; WANG, Y.; LIU, K.; TONG, L. Bacterial community structure and diversity during establishment of an anaerobic bioreactor to treat swine wastewater. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 1, p. 243-252, 2010.
- LI, X.; LI, Y.; LI, Y.; WU, J. *Myriophyllum elatinoides* growth and rhizosphere bacterial community structure under different nitrogen concentrations in swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 301, p. 122776, 2020.
- LI, Y.; YANG, L.; CHEN, X.; HAN, Y.; CAO, G. Transformation kinetics and pathways of sulfamonomethoxine by UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> in swine wastewater. **Chemosphere**, v. 265, p. 129125, 2021.

LIANG, C.; WEI, D.; ZHANG, S.; REN, Q.; SHI, J.; LIU, L. Removal of antibiotic resistance genes from swine wastewater by membrane filtration treatment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 210, p. 111885, 2021.

LIM, S. J.; KIM, T. H. Applicability and trends of anaerobic granular sludge treatment processes. **Biomass and bioenergy**, v. 60, p. 189-202, 2014.

LIU, F.; SUN, L.; WAN, J.; SHEN, L.; YU, Y.; HU, L.; ZHOU, Y. Performance of different macrophytes in the decontamination of and electricity generation from swine wastewater via an integrated constructed wetland-microbial fuel cell process. **Journal of Environmental Sciences**, v. 89, p. 252-263, 2020.

LIU, J.; GE, Y.; CHENG, H.; WU, L.; TIAN, G. Aerated swine lagoon wastewater: a promising alternative medium for *Botryococcus braunii* cultivation in open system. **Bioresource Technology**, v. 139, p. 190-194, 2013.

LIU, L.; YOU, Q.; GIBSON, V.; HUANG, X.; CHEN, S.; YE, Z.; LIU, C. Treatment of swine wastewater in aerobic granular reactors: comparison of different seed granules as factors. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, v. 9, n. 6, p. 1139-1148, 2015.

LO, K. V.; CHEUK, W. W. L.; TSAI, C. T. A comparison of swine wastewater treatment using real-time and fixed-time two-stage sequencing batch reactors. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, v. 39, n. 3, p. 483-490, 2004.

LOFRANO, G.; PEDRAZZANI, R.; LIBRALATO, G.; CAROTENUTO, M. Advanced oxidation processes for antibiotics removal: a review. **Current Organic Chemistry**, v. 21, n. 12, p. 1054-1067, 2017.

LO MONACO, P. A.V.; MATOS, A. T.; JÚNIOR, V. E.; NASCIMENTO, F. S.; PAIVA, E. C. R. Ação coagulante do extrato de sementes de moringa preparado em diferentes substâncias químicas. **Engenharia na Agricultura**, v. 20, n. 5, p. 453-459, 2012.

LO MONACO, P. A. V.; MATOS, A. T.; RIBEIRO, I. C. A.; NASCIMENTO, F. S.; SARMENTO, A. P. Utilização de extrato de sementes de moringa como agente coagulante no tratamento de água para abastecimento e águas residuárias. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 5, n. 3, p. 222-231, 2010.

LU, J.; ZHANG, Y.; WU, J.; WANG, J.; CAI, Y. Fate of antibiotic resistance genes in reclaimed water reuse system with integrated membrane process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 382, p. 121025, 2020.

LU, Y.; LAI, Q.; ZHANG, C.; ZHAO, H.; MA, K.; ZHAO, X.; CHEN, H.; LIU, D.; XING, X. H. Characteristics of hydrogen and methane production from cornstalks by an augmented two- or three-stage anaerobic fermentation process. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 12, p. 2889-2895, 2009.

LUO, P.; LIU, F.; LIU, X.; WU, X.; YAO, R.; CHEN, L.; LI, X.; XIAO, R.; WU, J. Phosphorus removal from lagoon-pretreated swine wastewater by pilot-scale surface flow constructed wetlands planted with *Myriophyllum aquaticum*. **Science of the Total Environment**, v. 576, p. 490-497, 2017.

MACAULEY, J. J.; QIANG, Z.; ADAMS, C. D.; SURAMPALLI, R.; MORMILE, M. R. Disinfection of swine wastewater using chlorine, ultraviolet light and ozone. **Water Research**, v. 40, n. 10, p. 2017-2026, 2006.

MAGALHÃES, M. A.; LO MONACO, P. A. V.; MATOS, A. T. Uso de filtros orgânicos na remoção de óleos e graxas presentes na água residuária de suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, v. 21, n. 4, p. 387-395, 2013.

MAGGI, C. F.; FREITAS, P. S.; SAMPAIO, S. C.; DIETER, J. Impacts of the application of swine wastewater in percolate and in soil cultivated with soybean. **Engenharia Agrícola**, v. 33, p. 279-290, 2013.

MALAKOOTIAN, M.; MANSOORIAN, H. J.; MOOSAZADEH, M. Performance evaluation of electrocoagulation process using iron-rod electrodes for removing hardness from drinking water. **Desalination**, v. 255, n. 1-3, p. 67-71, 2010.

MAPA – MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Balança Comercial do Agronegócio** – ago. 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/noticias/exportacoes-do-agronegocio-atingem-us-10-9-bilhoes-em-agosto/notaimpressabalancacomercialagosto2021.pdf>. Acesso em: 15. Out. 2021.

MARA, D. D. Design Manual for Waste Stabilization Ponds in India, Lagoon. **Technology International Ltd. Leeds**, 1997.

MARTENS, W.; BÖHM, R. Overview of the ability of different treatment methods for liquid and solid manure to inactivate pathogens. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5374-5378, 2009.

MASSÉ, D. I.; SAADY, N. M. C.; GILBERT, Y. Potential of biological processes to eliminate antibiotics in livestock manure: an overview. **Animals**, v. 4, n. 2, p. 146-163, 2014.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; BORGES, A. C.; MATOS, M. P. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 1, p. 83-92, 2010a.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. D. S.; BRASIL, M. D. S.; BORGES, A. C. Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 3, p. 518-526, 2010b.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. D. S.; FIA, R.; MATOS, M. P. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura visando seu reuso. **Revista Engenharia na Agricultura-Reveng**, v. 17, n. 5, p. 383-391, 2009.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. D. S.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 2, p. 31-45, 2009.

MATOS, A. T.; MATOS, M. P. **Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos**. 1. ed. Viçosa: Ed. UFV, 2017, 371 p.

MATTIAS, J. L.; CERETTA, C. A.; NESI, C. N.; GIROTTO, E.; TRENTIN, E. E.; LOURENZI, C. R.; VIEIRA, R. C. B. Copper, zinc and manganese in soils of two watersheds in Santa Catarina with intensive use of pig slurry. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1445-1454, 2010.

MEDRI, W.; COSTA, R. H. R. ; BELLI FILHO, P. ; PERDOMO, C. C. Otimização de Sistema de Lagoas de Estabilização para Tratamento de Dejetos Suínos. 2-Avaliação de dois parâmetros. **Anais do XXVI Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**, 1998, Lima - Peru. AIDIS. Lima - Peru, 1998.

MELZ, L. J.; GASTARDELO, T. A. R. A suinocultura industrial no mundo e no Brasil. **Revista UNEMAT de Contabilidade**, v. 3, n. 6, p. 72-92, 2014.

MIODOVNIK, A.; ENGEL, S. M.; ZHU, C.; YE, X.; SOORYA, L. V.; SILVA, M. J.; WOLFF, M. S. Endocrine disruptors and childhood social impairment. **Neurotoxicology**, v. 32, n. 2, p. 261-267, 2011.

MOORE, A. D.; ISRAEL, D. W.; MIKKELSEN, R. L. Nitrogen availability of anaerobic swine lagoon sludge: Sludge source effects. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 3, p. 323-329, 2005.

MORA-OROZCO, C. D. L.; GONZÁLEZ-ACUÑA, I. J.; SAUCEDO-TERÁN, R. A. S.; FLORES-LÓPEZ, H. E.; RUBIO-ARIAS, H. O.; OCHOA-RIVERO, J. M. Removing organic matter and nutrients from pig farm wastewater with a constructed wetland system. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 5, p. 1031, 2018.

MORES, R.; MELLO, P. D. A.; ZAKRZEYSKI, C. A.; TREICHEL, H.; KUNZ, A.; STEFFENS, J.; DALLAGO, R. M. Reduction of soluble organic carbono and removal of total phosphorus and metals from swine wastewater by electrocoagulation. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 35, n. 4, p. 1231-1240, 2018.

MORES, R.; TREICHEL, H.; ZAKRZEVSKI, C. A.; KUNZ, A.; STEFFENS, J.; DALLAGO, R. M. Remove of phosphorous and turbidity of swine wastewater using electrocoagulation under continuous flow. **Separation and Purification Technology**, v. 171, p. 112-117, 2016.

MORETTI, É. R. **Tratamento de água residuária de suinocultura em reatores anaeróbios seguidos de aeróbios inoculados com biofertilizante**. 2013. Dissertação (Mestrado em Tecnologia). Universidade Estadual de Campinas.

MOTTERAN, F.; PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M. Characterization of an acidification and equalization tank (AET) operating as a primary treatment of swine liquid effluent. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 56, n. 3, p. 485-494, 2013.

MOURA, L. B.; RIBEIRO, L. F. Mitos e verdades sobre a carne suína. **Revista GeTeC**, v. 10, n. 29, p. 113-121, 2021.

MUDLIAR, S.; GIRI, B.; PADOLEY, K.; SATPUTE, D.; DIXIT, R.; BHATT, P.; PANDEY, R.; JUWARKAR, A.; VAIDYA, A. Bioreactors for treatment of VOCs and odours: a review. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 5, p. 1039-1054, 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**, v. 289, p. 121718, 2019.

NASCIMENTO, M. C. P. **Filtro biológico percolador de pequena altura de meio suporte aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB**. 2001, 124 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais.

NAZ, I.; SAROJ, D. P.; MUMTAZ, S.; ALI, N.; AHMED, S. Assessment of biological trickling filter systems with various packing materials for improved wastewater treatment. **Environmental Technology**, v. 36, n. 4, p. 424-434, 2015.

NETO, J. M. D. S.; BALZ, D. M.; PEDROZO, B. G.; RESENDE, T. M.; SOUZA, P. O. P.; CARDOZO, S. P. Aspectos físicos nos alojamentos dos suínos e orientações de segurança para construção. In: **Anais Colóquio Estadual de Pesquisa Multidisciplinar (ISSN-2527-2500) & Congresso Nacional de Pesquisa Multidisciplinar**. 2019.

NEVES, M. F.; JÚNIOR, J. C. L.; SÁ, N. C.; PINTO, M. J. A.; KALAKI, R. B.; GERBASI, T.; VRIESEKOP, F. Mapeamento da suinocultura brasileira. **SEBRAE, ABCS, Brasília**, 2016.

OLIVEIRA, A. P. S. **Tratamento da água residuária da suinocultura utilizando filtro orgânico e digestão aeróbia**. 2018, 69 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica - RJ, 2018.

OLIVEIRA, A. P. S.; PINHEIRO, E. F. M.; CAMPOS, D. V. B. Avaliação do tratamento da água residuária da suinocultura utilizando filtro orgânico constituído de bagaço de cana-de-açúcar. **Revista Virtual de Química**, v. 9, n. 5, p. 1970-1984, 2017.

OLIVEIRA, J. F. D.; FIA, R., RODRIGUES; F. N.; FIA, F. R. L.; MATOS, M. P.D.; SINISCALCHI, L. A. B.; SANSON, A. L. Quantification, removal and potential ecological risk of emerging contaminants in different organic loads of swine wastewater treated by integrated biological reactors. **Chemosphere**, v. 260, p. 127516, 2020.

OLIVEIRA, M. G. D.; MOURÃO, J. M. M.; OLIVEIRA, A. K. M.; SANTOS, A. B. D.; PEREIRA, E. L. Microaerophilic treatment enhanced organic matter removal and methane production rates during swine wastewater treatment: A long-term engineering evaluation. **Renewable Energy**, v. 180, p. 691-699, 2021.

OLIVEIRA, R. A. D.; SANTANA, A. M. D. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS). **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 1, p. 178-192, 2011.

OLLER, I.; MALATO, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for wastewater decontamination: a review. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 20, p. 4141-4166, 2011.

ORRICO JÚNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J. D. Potencial de produção de biogás remanescente nos efluentes de biodigestores abastecidos com dejetos de

suínos, com e sem separação da fração sólida, e conduzidos sob diferentes tempos de retenção hidráulica. **Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 4, p. 679-686, 2009.

OSADA, T.; SHIRAIISHI, M.; HASEGAWA, T.; KAWAHARA, H. Methane, nitrous oxide and ammonia generation in full-scale swine wastewater purification facilities. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, v. 11, n. 3, p. 10, 2017.

OWUSU-TWUM, M. Y.; SHARARA, M. A. Sludge management in anaerobic swine lagoons: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 271, p. 110949, 2020.

PASSOS, R. G.; DIAS, D. F.; VON SPERLING, M. Review of practical aspects for modelling of stabilization ponds using Computational Fluid Dynamics. **Environmental Technology Reviews**, v. 5, n. 1, p. 78-102, 2016.

PEGORARO, T.; SAMPAIO, S. C.; TAVARES, M. H. F.; COELHO, S. R. M.; CARNEIRO, L. J.; PALMA, D.; SOUZA, C. H. W.; GUERRA, J. B. Use of swine wastewater in oilseed radish crop: agronomic and environmental aspects. **Semina Ciências Agrárias**, v. 35, n. 6, p. 2931-2943, 2014.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTTERAN, F. Physicochemical study of pH, alkalinity and total acidity in a system composed of Anaerobic Baffled Reactor in series with Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactor in the treatment of pig farming wastewater. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 35, n. 3, p. 477-483, 2013.

PEREIRA, E. R. **Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento de efluentes de suínos e seu reuso no ambiente agrícola**. 2006, 130 p. Tese (Doutorado em Agronomia). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

PEREIRA, P. A.; SAMPAIO, S. C.; REIS, R. R. D.; ROSA, D. M.; CORREA, M. M. Swine farm wastewater and mineral fertilization in corn cultivation. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, p. 49-54, 2016.

PERVIN, H. M.; BATSTONE, D. J.; BOND, P. L. Previously unclassified bacteria dominate during thermophilic and mesophilic anaerobic pre-treatment of primary sludge. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 36, n. 4, p. 281-290, 2013.

PINTO, A. C. A.; RODRIGUES, L. S.; OLIVEIRA, P. R.; SPERLING, M. V.; CRISÓSTOMO, C. M.; SILVA, I. J. Eficiência de lagoas de polimento no pós-tratamento de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 66, n. 2, p. 360-366, 2014.

PINTO, C. M. F. P. M.; PINTO, F. A.; OLIVEIRA, R. A.; BATISTA, R. O.; SILVA, K. B. Efeito da fertirrigação com água residuária de suinocultura na produção de pimenta malagueta. **Agropecuária científica no semiárido**, v. 8, n. 3, p. 112-117, 2012.

QADIR, M.; WICHELNS, D.; RASCHID-SALLY, L.; MCCORNICK, P. G.; DRECHSEL, P.; BAHRI, A.; MINHAS, P. S. The challenges of wastewater irrigation in developing countries. **Agricultural water management**, v. 97, n. 4, p. 561-568, 2010.

- QI, R.; QIN, D.; YU, T.; CHEN, M.; WEI, Y. Start-up control for nitrogen removal via nitrite under low temperature conditions for swine wastewater treatment in sequencing batch reactors. **New Biotechnology**, v. 59, p. 80-87, 2020.
- QIANG, Z.; MACAULEY, J. J.; MORMILE, M. R.; SURAMPALLI, R.; ADAMS, C. D. Treatment of antibiotics and antibiotic resistant bacteria in swine wastewater with free chlorine. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 54, n. 21, p. 8144-8154, 2006.
- RADIS STEINMETZ, R. L.; KUNZ, A.; DRESSLER, V. L.; FLORES, É. M. D. M.; MARTINS, A. F. Study of metal distribution in raw and screened swine manure. **CLEAN-Soil, Air, Water**, v. 37, n. 3, p. 239-244, 2009.
- RAHMAN, S.; BORHAN, M. S. Electrolysis of swine manure effluents using three different electrodes Fe-Fe, Al-Al and Fe-Al. **American Journal of Agricultural and Biological Sciences**, v. 9, n. 4, p. 490-502, 2014.
- RAJESHWARI, K. V.; BALAKRISHNAN, M.; KANSAL, A., LATA, K., KISHORE, V. V. N. State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 4, n. 2, p. 135-156, 2000.
- RAMIRES, R. D. A.; OLIVEIRA, R. A. D. COD, TSS, nutrients and coliforms removals in UASB reactors in two stages treating swine wastewater. **Engenharia Agrícola**, v. 34, n. 6, p. 1256-1269, 2014.
- RAMOS, N. D. F. S. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos: desempenho e modelagem hidráulica-cinética**. 2011, 98 p. Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidade Federal de Viçosa.
- RAMOS, N. D. F. S.; BORGES, A. C.; GONÇALVES, G. C.; MATOS, A. T. D. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos, com *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* cultivadas em leito de argila expandida. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 123-132, 2016.
- REDDY, G. B.; FORBES, D. A.; PHILLIPS, R.; CYRUS, J. S.; PORTER, J. Demonstration of technology to treat swine waste using geotextile bag, zeolite bed and constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 57, p. 353-360, 2013.
- REIS, M. M.; SANTOS, L. D. T.; OLIVEIRA, F. G.; SANTOS, M. V. Irrigação de pastagens tropicais: desafios e perspectivas. **Revista Unimontes Científica**, v. 19, n. 1, p. 178-190, 2017.
- REN, B.; WANG, T.; ZHAO, Y. Two-stage hybrid constructed wetland-microbial fuel cells for swine wastewater treatment and bioenergy generation. **Chemosphere**, v. 268, p. 128803, 2021.
- RODRIGUES, L. S.; SILVA, I. J.; SANTOS, R. L. H.; GOULART, D. B.; OLIVEIRA, P. R.; VON SPERLING, M.; FONTES, D. O. Avaliação de desempenho de lagoa de polimento para pós-tratamento de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 61, n. 6, p. 1428-1433, 2009.

ROSA, D. M.; SAMPAIO, S. C.; PEREIRA, P. A.; MAULI, M. M.; REIS, R. R. D. Swine wastewater: Impacts on soil, plant, and leachate. **Engenharia Agrícola**, v. 37, p. 928-939, 2017a.

ROSA, D. M.; SAMPAIO, S. C.; PEREIRA, P. A.; REIS, R. R. D.; SBIZZARO, M. Corn fertilization using swine wastewater and soil-water environmental quality. **Engenharia Agrícola**, v. 37, p. 801-810, 2017b.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of environmental management**, v. 112, p. 429-448, 2012.

SÁNCHEZ, E.; MILÁN, Z.; BORJA, R.; WEILAND, P.; RODRIGUEZ, X. Piggery waste treatment by anaerobic digestion and nutrient removal by ionic exchange. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 15, n. 3-4, p. 235-244, 1995.

SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; BELTRÁN-HEREDIA, J.; SOLERA-HERNÁNDEZ, C. Surface water and wastewater treatment using a new tannin-based coagulant. Pilot plant trials. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 10, p. 2051-2058, 2010.

SANDEFUR, H. N.; ASGHARPOUR, M.; MARIOTT, J.; GOTTBURG, E.; VADEN, J.; MATLOCK, M.; HESTEKIN, J. Recovery of nutrients from swine wastewater using ultrafiltration: Applications for microalgae cultivation in photobioreactors. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 75-81, 2016.

SANTANA, A. M. D.; OLIVEIRA, R. A. D. Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, v. 25, p. 817-830, 2005.

SARMENTO, A. P.; BORGES, A. C.; MATOS, A. T. Evaluation of vertical-flow constructed wetlands for swine wastewater treatment. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 223, n. 3, p. 1065-1071, 2012.

SARTO, J. R. W.; NERES, M. A.; SUNAHARA, S. M. M.; NATH, C. D.; STANGARLIN, J. R.; SARTO, M. V. M. Microbiota in swine wastewater treatment plant and area of Tifton 85 grass production. **Semina Ciências Agrárias**, v. 39, n. 2, p. 797-807, 2018.

SAUNDERS, A. M.; ALBERTSEN, M.; VOLLERTSEN, J.; NIELSEN, P. H. The activated sludge ecosystem contains a core community of abundant organisms. **The ISME Journal**, v. 10, n. 1, p. 11-20, 2016.

SECONDES, M. F. N.; NADDEO, V.; BELGIORNO, V.; BALLESTEROS, F. Removal of emerging contaminants by simultaneous application of membrane ultrafiltration, activated carbon adsorption, and ultrasound irradiation. **Journal of hazardous materials**, v. 264, p. 342-349, 2014.

SESTI, L.; SOBESTIANSKY, J.; BARCELLOS, D. E. S. N. **Limpeza e desinfecção em suinocultura**. Embrapa Suínos e Aves, 1998.

SHIN, S. G.; YOO, S.; HWANG, K.; SONG, M.; KIM, W.; HAN, G.; HWANG, S. Dynamics of transitional acidogenic community along with methanogenic population during anaerobic digestion of swine wastewater. **Process Biochemistry**, v. 46, n. 8, p. 1607-1613, 2011.

SILVA, E. P. D. **Influência da altura da lâmina e da turbidez da água residuária de suinocultura em sistema de desinfecção solar**. 2012, 55 p. Dissertação (Mestrado Em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa.

SILVA, F.; SILVA, I. J.; RODRIGUES, L.; OLIVEIRA, P. Influência dos parâmetros de projeto e condições operacionais no desempenho de lagoas de estabilização no tratamento de dejetos de suínos. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 6, n. 3, 2009.

SILVA, G. C. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios seguidos de filtro biológico percolador e wetlands**. 2013, 314 p. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária). Universidade Estadual Paulista.

SINGH, S. P.; PRERNA, P. Review of recent advances in anaerobic packed-bed biogas reactors. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 13, n. 6-7, p. 1569-1575, 2009.

SOARES, A. D. P. **Produção e extração de nutrientes pelo capim tifton 85 submetido à aplicação de dejetos líquidos de suíno**. 2016, 79 p. Tese (Doutorado em Agricultura Tropical). Universidade Federal de Mato Grosso.

SONG, M.; SHIN, S. G.; HWANG, S. Methanogenic population dynamics assessed by real-time quantitative PCR in sludge granule in upflow anaerobic sludge blanket treating swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 1, p. S23-S28, 2010.

SOUZA, J. A. R.; MOREIRA, D. A. Efeitos do uso da água residuária da suinocultura na condutividade elétrica e hidráulica do solo. **Engenharia Ambiental**, v. 7, n. 3, p. 134-143, 2010.

SOUZA, J. A. R. D.; MOREIRA, D. A.; MARTINS, I. P.; CARVALHO, C. V. D. M.; CARVALHO, W. B. D. Sanidade de frutos de pimentão fertirrigados com água residuária da suinocultura. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, p. 124-134, 2013.

SOUZA, R. A.; SANTOS, E. L.; PONTES, E. C.; COSTA, J. H. Q.; SILVA, S. H. B.; TEMOTEO, M. C.; LINS, J. L. F. As tendências de mercado da carne suína. **Pubvet**, v. 5, p. Art. 1157-1164, 2011.

SU, J. J.; DING, S. T.; CHUNG, H. C. Establishing a Smart Farm-Scale Piggery Wastewater Treatment System with the Internet of Things (IoT) Applications. **Water**, v. 12, n. 6, p. 1654, 2020.

SUDMALIS, D.; GAGLIANO, M. C.; PEI, R.; GROLLE, K.; PLUGGE, C. M.; RIJNAARTS, H. H. M.; ZEEMAN, G.; TEMMINK, H. Fast anaerobic sludge granulation at elevated salinity. **Water Research**, v. 128, p. 293-303, 2018.

SUTO, R.; ISHIMOTO, C.; CHIKYU, M.; AIHARA, Y.; MATSUMOTO, T.; UENISHI, H.; YASUDA, T.; FUKUMOTO, Y.; WAKI, M. Anammox biofilm in activated sludge swine wastewater treatment plants. **Chemosphere**, v. 167, p. 300-307, 2017.

SUZUKI, K.; WAKI, M.; YASUDA, T.; FUKUMOTO, Y.; KURODA, K.; SAKAI, T.; SUZUKI, N.; SUZUKI, R.; MATSUBA, K. Distribution of phosphorus, copper and zinc in activated sludge treatment process of swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 23, p. 9399-9404, 2010.

TAVARES, J. M. R. **Consumo de água e produção de dejetos na suinocultura**. 2012, 230 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina.

TAVARES, J. M. R.; BELLI FILHO, P.; COLDEBELLA, A.; OLIEVIRA, P. A. V. Efeito do tipo de bebedouro na produção de dejetos, e nos custos associados à sua estocagem, na suinocultura. In: **Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental**, Monterrey, México. 2014.

TERÁN, R. A. S.; OROZCO, C. D. L. M.; ACUÑA, I. J. G.; ROSALES, S. G.; ARAUJO, G. D.; ARIAS, H. O. R. Removing Organic Matter and Nutrients from Swine Wastewater after Anaerobic–Aerobic Treatment. **Water**, v. 9, n. 10, p. 726, 2017.

URBINATI, E.; OLIVEIRA, R. A. D. Anaerobic-Aerobic treatment of swine wastewater in UASB and batch reactors in series. **Engenharia Agrícola**, v. 34, n. 1, p. 124-142, 2014.

USDA – UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Livestock and Poultry: World Markets and Trade**. Disponível em: [https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/livestock\\_poultry.pdf](https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/livestock_poultry.pdf). Acesso em: 15. Out. 2021.

VIANCELLI, A.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; KICH, J. D.; SOUZA, C. K.; CANAL, C. W.; COLDEBELLA, A.; ESTEVES, P. A.; BARARDI, C. R. M. Performance of two swine manure treatment systems on chemical composition and on the reduction of pathogens. **Chemosphere**, v. 90, n. 4, p. 1539-1544, 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4.ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014, 472 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1).

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

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 1, p. 61-69, 2011.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a review of the field experience. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 13, p. 3911-3922, 2009.

WAKI, M.; YASUDA, T.; FUKUMOTO, Y.; BÉLINE, F.; MAGRÍ, A. Treatment of swine wastewater in continuous activated sludge systems under different dissolved oxygen conditions: Reactor operation and evaluation using modelling. **Bioresource Technology**, v. 250, p. 574-582, 2018.

WAKI, M.; YASUDA, T.; FUKUMOTO, Y.; BÉLINE, F.; MAGRÍ, A. Numerical assessment of nitrogen removal from swine wastewater in activated sludge systems: Comparison between

continuous and intermittent aeration. **Bioresource Technology Reports**, v. 11, p. 100492, 2020.

WANG, L.; ZHU, J.; MILLER, C. The stability of accumulating nitrite from Swine wastewater in a sequencing batch reactor. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 163, n. 3, p. 362-372, 2011.

WANG, L. F.; WANG, L. L.; LI, W. W.; HE, D. Q.; JIANG, H.; YE, X. D.; YUAN, H. P.; ZHU, N. W.; Yu, H. Q. Surfactant-mediated settleability and dewaterability of activated sludge. **Chemical Engineering Science**, v. 116, p. 228-234, 2014.

WANG, R.; FENG, F.; CHAI, Y.; MENG, X.; SUI, Q.; CHEN, M.; WEI, Y.; QI, K. Screening and quantitation of residual antibiotics in two different swine wastewater treatment systems during warm and cold seasons. **Science of the Total Environment**, v. 660, p. 1542-1554, 2019.

WANG, Z.; DONG, J.; LIU, L.; ZHU, G.; LIU, C. Screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetlands treating swine wastewater. **Ecological Engineering**, v. 54, p. 57-65, 2013.

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.

WU, B.; CHEN, Z. An integrated physical and biological model for anaerobic lagoons. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 8, p. 5032-5038, 2011.

WU, H.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; HU, Z.; LIANG, S.; FAN, J.; LIU, H. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 594-601, 2015.

XIN, X.; LIU, S.; QIN, J.; YE, Z.; LIU, W.; FANG, S.; YANG, J. Performances of simultaneous enhanced removal of nitrogen and phosphorus via biological aerated filter with biochar as fillers under low dissolved oxygen for digested swine wastewater treatment. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, p. 1-13, 2021.

YAMAL-TURBAY, E.; JAÉN, E.; GRAELLS, M.; PÉREZ-MOYA, M. Enhanced photo-Fenton process for tetracycline degradation using efficient hydrogen peroxide dosage. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**, v. 267, p. 11-16, 2013.

YAMAMOTO, T.; TAKAKI, K.; KOYAMA, T.; FURUKAWA, K. Novel partial nitrification treatment for anaerobic digestion liquor of swine wastewater using swim-bed technology. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 102, n. 6, p. 497-503, 2006.

YAMASHITA, T.; SHIRAISHI, M.; YOKOYAMA, H.; OGINO, A.; YAMAMOTO-IKEMOTO, R.; OSADA, T. Evaluation of the nitrous oxide emission reduction potential of an aerobic bioreactor packed with carbon fibres for swine wastewater treatment. **Energies**, v. 12, n. 6, p. 1013, 2019.

YANG, D.; DENG, L.; ZHENG, D.; LIU, G.; YANG, H.; WANG, L. Separation of swine wastewater into solid fraction, concentrated slurry and dilute liquid and its influence on biogás production. **Fuel**, v. 144, p. 237-243, 2015.

YANG, D.; DENG, L.; ZHENG, D.; WANG, L.; LIU, Y. Separation of swine wastewater into different concentration fractions and its contribution to combined anaerobic–aerobic process. **Journal of Environmental Management**, v. 168, p. 87-93, 2016.

YOON, Y.; HWANG, Y.; KWON, M.; JUNG, Y.; HWANG, T. M.; KANG, J. W. Application of O<sub>3</sub> and O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> as post-treatment processes for color removal in swine wastewater from a membrane filtration system. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 20, n. 5, p. 2801-2805, 2014.

ZHANG, X.; INOUE, T.; KATO, K.; HARADA, J.; IZUMOTO, H.; WU, D.; SAKURAGI, H.; LETSUGU, H.; SUGAWARA, Y. Performance of hybrid subsurface constructed wetland system for piggery wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v. 73, n. 1, p. 13-20, 2016.

ZHANG, Y.; WANG, L.; XIONG, Z.; WANG, W.; ZHENG, D.; HE, T.; LAI, B. Removal of antibiotic resistance genes from post-treated swine wastewater by mFe/nCu system. **Chemical Engineering Journal**, v. 400, p. 125953, 2020.

ZHAO, B.; XIE, F.; ZHANG, X.; YUE, X. Enhancing the nitrogen removal from swine wastewater digested liquid in a trickling biofilter with a soil layer. **RSC Advances**, v. 10, n. 40, p. 23782-23791, 2020.

ZHU, N.; JIN, H.; YE, X.; LIU, W.; LI, D.; SHAH; G. M.; ZHU, Y. Fate and driving factors of antibiotic resistance genes in an integrated swine wastewater treatment system: From wastewater to soil. **Science of The Total Environment**, v. 721, p. 137654, 2020.