



THAÍSA INÁCIA DE MOURA

**ÁGUA RESIDUÁRIA DE ABATEDOURO DE AVES:
PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS E TRATAMENTOS
UTILIZADOS – REVISÃO E ESTUDO DE CASO**

LAVRAS-MG

2020

THAÍSA INÁCIA DE MOURA

**ÁGUA RESIDUÁRIA DE ABATEDOURO DE AVES:
PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS E TRATAMENTOS
UTILIZADOS – REVISÃO E ESTUDO DE CASO**

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

Orientador: Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos

LAVRAS-MG

2020

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter iluminado e guiado meu caminhão, me dando saúde, força, ânimo e em sua imensa presença, graça e misericórdia, permitiu que tudo isso acontecesse em meio às lutas, por ter me amparado e sustentado durante mais uma importante etapa da minha vida.

Aos meus pais Tarcísio e Marise, por todo esforço e dedicação investidos em minha educação, por acreditarem que eu seria capaz, pelo amor e incentivo na horas difíceis e de desânimo, pelo apoio emocional, pelas sábias palavras, por estarem sempre ao meu lado me apoiando ao longo de toda minha trajetória e por terem propiciado a realização deste sonho.

A minha irmã Thaianne pela amizade, por compartilhar os momentos de alegria e sempre me ouvir e aconselhar quando precisei.

A minha avó Maria Aparecida, exemplo de fé e pelas orações concedidas em minha intenção. Aos meus avós Maria José, Sebastião e José Moura e a minha irmã Tamara, presentes sempre em minha memória e em minhas orações. A todos os meus familiares, em especial minhas madrinhas Lúcia, Márcia e Maria Helena, pelo afeto, carinho, cuidado e preocupação.

Aos amigos de Prados pela força, conselhos e pela compreensão nos momentos de ausência.

Agradeço a Universidade Federal de Lavras pela estrutura nos âmbitos de ensino, pesquisa e extensão, pela atividade vivencial, monitoria, estágio, núcleo de estudo, palestras e eventos, proporcionando um crescimento pessoal, orgulho em fazer parte desta instituição. O corpo docente que sempre transmitiram seu saber com muito profissionalismo e contribuíram com a minha formação acadêmica. Aos amigos da graduação, pela oportunidade de convívio fazendo com que essa caminhada fosse mais alegre e pela cooperação mútua durante estes anos.

Ao meu orientador Mateus Pimentel de Matos, que apesar da intensa rotina de sua vida acadêmica aceitou me orientar neste trabalho final, obrigada por me guiar e colocar na direção correta. A sua dedicação, atenção, paciência e valiosas indicações fizeram toda diferença.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	1
Artigo 1: Alternativas de tratamento e aproveitamento dos resíduos de abatedouro de aves: uma revisão	4
1. Introdução.....	4
2. Material e métodos.....	6
3. Resultados e discussão	6
3.1. Geração de água residuária do abatedouro	6
3.2. Características da água residuária de abatedouro	8
3.3. Tratamento da água residuária de abatedouros	11
3.3.1. Tratamento preliminar	11
3.3.2. Tratamento primário	12
3.3.3. Tratamento secundário	13
3.3.3.1. Tratamento secundário anaeróbio	13
3.3.3.1.1. Reator anaeróbio de manta de lodo – UASB.....	15
3.3.3.1.2. Lagoas anaeróbias	15
3.3.3.2. Tratamento secundário aeróbio	16
3.3.3.2.1. Filtros biológicos	17
3.3.3.2.2. Lodos ativados	18
3.3.3.2.3. Sistemas Alagados Construídos.....	18
3.3.3.2.4 Lagoas de estabilização	20
3.3.3.2.5. Tratamento com processos oxidativos avançados	21
3.3.4. Pós-tratamento.....	21
3.3.5. Disposição no solo.....	22
3.3.6. Outras formas de aproveitamento.....	23
4. Conclusões.....	24
REFERÊNCIAS	25
Artigo 2: Tratamento da água residuária e gerenciamento de resíduos de abatedouro de aves: estudo de caso	39
1. Introdução.....	39
2. Material e métodos.....	40
2.1. Descrição do local de trabalho	40
2.2. Gerenciamento dos resíduos líquidos, sólidos e gasosos.....	41
2.3. Caracterização da água residuária	42

2.4. Proposição de complementação do gerenciamento dos resíduos da agroindústria	43
3. Resultados e discussão	45
3.1. Análise das características da água residuária.....	45
3.2. Proposição de complementação de gerenciamento dos resíduos	47
3.2.1. Resíduos retidos no tratamento preliminar	47
3.2.2. Biogás produzido no reator UASB	48
3.2.3. Aproveitamento do lodo.....	51
3.2.4. Demanda de área para fertirrigação	51
3.2.5. Disposição da água residuária no curso d'água.....	51
3.2.6. Outras formas de aproveitamento.....	52
4. Conclusões.....	52
REFERÊNCIAS	53

INTRODUÇÃO GERAL

A indústria avícola é uma atividade econômica de grande importância na economia mundial, tendo grande destaque para o Brasil, um dos maiores produtores e exportadores. No país é a proteína mais consumida, havendo consumo de aproximadamente de 42 kg por habitante ao ano (AVICULTURA INDUSTRIAL, 2014). Dentre os fatores responsáveis por manter a carne nesse patamar, pode-se citar a redução de preços ocorridos, alterações no poder aquisitivo da população e o baixo custo em relação aos seus substitutos (TONI et al., 2015), além dos relatados benefícios em comparação com a carne vermelha.

De acordo com o mais recente relatório divulgado pela Associação Brasileira de proteína Animal (ABPA), considerando os dados consolidados de 2019, o país apresentou um total de exportação de 4,2 milhões de toneladas de carne de frango, com crescimento de 2,8% nas exportações, em relação ao ano anterior, segundo o caderno de Projeções do Agronegócio (Brasil 2018/19 a 2028/2029). Apesar da crise financeira e da pandemia, acredita-se que o setor continuará em expansão. Estimativas anteriores projetavam crescimento de 3,0% ao ano nas exportações para 2020 (ABPA, 2019).

Para que a carne chegue à mesa do consumidor brasileiro e que se possa desfrutar de seus benefícios nutricionais, o frango passa por algumas etapas de processamento. A ave criada em granjas é encaminhada para abatedouros, onde ocorre a limpeza da carne, separação das partes nobres e preservação do produto, seguindo procedimentos rígidos estabelecidos no Regulamento de Inspeção Industrial e Sanitária dos Produtos de Origem Animal (Decreto nº 9.013, de 29 de março de 2017) e no Regulamento Técnico da Inspeção Tecnológica e Higiênico-Sanitária de Carne de Aves (Portaria nº 210, de 10 de novembro de 1998) (BRASIL et al., 1998; LUDTKE 2010; BRASIL, 2017).

Visando resguardar a qualidade e reduzir os riscos sanitários, são utilizados sanitizantes e um grande volume de água (LIU et al., 2011; HAYNES, 2011; KIST et al., 2009). Consequentemente, há geração da água residuária de abatedouro de frangos, de reconhecido potencial poluidor dada a grande presença de sangue, subprodutos da atividade de abate e produtos utilizados para higienização, podendo causar diversos impactos ambientais negativos ao meio ambiente (MARLISE et al., 2006; ALVAREZ, 2008; LIDÉN, 2008; VIEIRA JOSÉ, 2009; LUSTE e LUOSTARINEN, 2010; WU e MITTAL, 2011; BUSTILLO-LECOMPTE, 2014; KITRUNGLOADJANAPORN, KOTHARI e MAIZATUL, 2017). A composição da água residuária de abatedouro de

frangos é bastante variável e depende das diversas práticas no processo de abate, como a separação das linhas verde (sem presença de sangue) e vermelha; a quantidade de água utilizada; agentes empregados na limpeza das instalações, dentre outros aspectos (BUSTILLO-LECOMPTE, 2016).

Visando a adequação das características da água residuária de abatedouro de frangos, permitindo o retorno ambientalmente adequado da água ao meio ambiente e mitigando os possíveis impactos, esse efluente deve passar por algumas etapas de tratamento. Na literatura, pesquisas têm sido feitas com diferentes unidades de tratamento tais como reatores UASB (TANG et al., 2009, 2011; XIONG, 2013; DELFORNO, 2014; ZHANG, 2015; CHEN, 2016; ANTWIET, 2017; WU, 2018), filtros biológicos (FARABEGOLI et al., 2009; WU, 2015) e lodos ativados (MILOSKI, 2015; MADDELA, 2019). Entretanto, dados os custos de construção e operação, essas unidades podem não ser uma opção acessível a quaisquer agroindústrias (SANTOS et al., 2007), sendo também necessária a apresentação de alternativas mais econômicas.

Em muitos abatedouros, por exemplo, pode-se encontrar como tratamento, as lagoas de estabilização, pela simplicidade de construção e operação e boas eficiências de remoção (VON SPERLING, 2002a; BARÉA, 2005; BENTO, 2005; NASSAR, 2009; SILVA, 2010). Como alternativa às lagoas, pode-se destacar os sistemas alagados construídos (SACs), que também apresentam baixos custos de operação e manutenção, composição de harmonia paisagística e geração de biomassa vegetal passível de aproveitamento (DOMINGOS, 2011; HOFFMAN, 2011; JACOB, 2012; ZHANG, 2012; MELO; LINDNER, 2013; PELISSARI, 2014; WU, 2014; NOGUEIRA, 2016, DOTRO 2017; MASI, 2017). Como desvantagens das alternativas, no entanto, há grande exigência de espaço físico para implantação.

Por fim, dados os conceitos de economia circular, de reaproveitamento de recursos, redução do consumo de água e insumos, é importante também a apresentação de opções de aproveitamento do sangue, de partes não aproveitáveis do frango, água residuária e lodo da estação de tratamento da água residuária do abatedouro (ETAR). Na literatura, é citada como possibilidades a recuperação das proteínas do sangue, uso das proteínas do sangue como coagulante (após tratamento químico); aplicação no solo *in natura* ou após compostagem dos resíduos sólidos; fertirrigação e produção energética via digestão anaeróbia da água residuária e dos subprodutos da atividade e do tratamento da água residuária de abatedouro de frangos (RICHARDS, et al., 1954; GOMEZ, 1998;

SISINNO, 2002; BUDZIAK, 2004; COSTA, 2005; LO MÔNACO, 2005; VALENTE, 2009; ANDRADE, 2012; DRUMOND, 2012; MATOS, 2014).

Assim, de acordo com os sistemas mais citados na literatura para o tratamento da água residuária de abatedouro, é necessária uma análise das características da água residuária, para a escolha do tratamento mais adequado, levando em consideração as condições já existentes nas instalações da agroindústria.

Artigo 1: Alternativas de tratamento e aproveitamento dos resíduos de abatedouro de aves: uma revisão

Resumo

O setor avícola brasileiro tem apresentado acelerada expansão dado o aumento do consumo, demandando aumento do plantel e de abate, resultando em aumento na geração de água residuária de abatedouro de frangos. A água residuária de abatedouro de frangos é caracterizada pelo elevado teor de matéria orgânica e outros contaminantes, sendo um despejo de alto potencial poluidor, sendo necessário que haja o seu tratamento/aproveitamento adequado. Neste contexto, foi feito um levantamento na literatura, das unidades de tratamento e das formas de aproveitamento da água residuária e dos resíduos da atividade, as possíveis alternativas para a agroindústria, visando mitigação dos impactos ambientais da atividade econômica, uma vez que a água residuária de abatedouro possui elevadas concentrações de matéria orgânica, nutrientes e outros contaminantes, podendo impactar o meio ambiente, devendo passar por etapas de depuração antes do retorno da água ao ambiente. A escolha da opção dependerá do grau de tratamento exigido, das condições locais, insumos utilizados, disponibilidade de área, custos, destinação final e a eficiente depuração dependerá das condições de construção e operação das unidades utilizadas. O sangue, os resíduos do abate, a água residuária e o lodo gerado no tratamento do efluente podem ser aproveitados, reduzindo os impactos ambientais negativos, o volume de material encaminhado para aterros, a retirada de recursos da natureza e a economia (com insumos, energia e tratamento).

Palavras chaves: abate avícola, gerenciamento de resíduos, tratamento de água residuária, indústria alimentícia.

1. Introdução

A indústria avícola teve grande expansão em diversos estados brasileiros na primeira década do século XXI, consolidando-se com a proteína animal mais consumida no país (CADEIAS PRODUTIVAS DE SUÍNOS E AVES, 2013). O setor continua em crescimento, como apresentado no documento de projeções do agronegócio do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), que mostra que nos próximos 10 anos, deverá ter aumento de 28,9% da produção de carne de frango, contra 28,2% de

suínos e 24,6% da carne bovina (BRASIL, 2019). Ao mesmo tempo, o consumo deve crescer 2,5%, indicando que parte do crescimento da produção deverá atender ao mercado externo.

De acordo com relatório divulgado pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), em agosto de 2019, as exportações brasileiras de carne de frango devem crescer 5% em 2020, estabelecendo um novo recorde para o país (USDA, 2019). Os fatos evidenciam o importante papel da produção da carne de frango na economia do país.

Porém, com a expansão da indústria avícola, aumentou também o tamanho do plantel, sendo necessário confinar mais aves por área, resultando na geração de maiores volumes de água residuária e resíduos sólidos. Além disso, passou a ser cada vez mais necessária a utilização de instalações de abatedouros para a realização do processamento da carne. Neste local, onde ocorre a retirada a separação das peças do animal e segregação das partes não comercializáveis, consome-se grandes volumes de água e sanitizantes para limpeza e higienização, resultando em uma água residuária de elevado potencial poluidor (SILVA; DUTRA; CADIMA, 2010).

A água residuária de abatedouro pode ser até 10x mais poluidor do que o esgoto sanitário, com base nas concentrações de matéria orgânica (DBO e DQO) encontrada nos dois efluentes (VON SPERLING, 2005; JORDÃO; PESSOA, 2014; MATOS; MATOS, 2017). As concentrações de nutrientes, óleos e graxas, também são mais elevadas do que a reportada na água residuária doméstica, demonstrando o grande passivo ambiental que representa a atividade (REIDEL et al., 2004; VON SPERLING, 2005).

Assim, torna-se importante discutir a respeito das principais características da água residuária do abatedouro de frangos e as unidades mais citadas na literatura. Essa revisão pode auxiliar as agroindústrias na sua conscientização e na escolha da concepção mais adequada para tratamento, tendo como base a experiência de pesquisadores. Para realizar a compilação de artigos, fez-se uma pesquisa na base Google Scholar e no Periódicos da CAPES, utilizando os termos “água residuária de abatedouro”, “frango”, “poultry slaughterhouse”, “chicken”, “poultry meat” e termos referentes às unidades de tratamento (“constructed wetlands”, entre outros) para refinar a busca. Chegou-se a 65 artigos científicos, 8 dissertações e teses, 2 livros e manuais, utilizando 93 destas referências (75% dos últimos 10 anos e 89% de artigos internacionais).

2. Material e métodos

A metodologia utilizada foi o levantamento na literatura sobre as principais características da água residuária de abatedouro de frangos e as unidades mais citadas para o seu tratamento.

3. Resultados e discussão

3.1. Geração de água residuária do abatedouro

A água residuária gerada em um abatedouro de frangos pode ser separada em duas linhas principais, denominadas linha “verde” e linha “vermelha”. A linha verde contém a água residuária líquida gerada antes do abate, constituindo da água de lavagem dos animais, vômito e fezes, não havendo, portanto, a presença de sangue e partes do frango. Já a linha vermelha é constituída da água residuária resultante da limpeza das instalações do abate e que possui sangue e partes dos cortes do frango (YAMANAKA, 2006; PACHECO, 2008). No abatedouro, as águas residuárias das duas “linhas” podem ser combinadas ou podem ser tratadas separadamente até final do tratamento primário/preliminar, sendo misturadas após a passagem por essas unidades.

As etapas envolvidas nas duas linhas de geração da água residuária estão descritas de forma resumida a seguir, com base em Olivo (2006):

- a) **Pré-abate:** Esvaziamento do trato digestivo após jejum das aves e transporte até o local do abate em caixas;
- b) **Pendura:** Pendura das aves pelos pés, onde passam por inspeção, e as caixas transportadas são lavadas para reutilização (geração de água residuária);
- c) **Insensibilização e sangria:** insensibilização por eletronarcose e sangria (corte nos grandes vasos do pescoço) com coleta do sangue em um taque (sangue é um líquido de alto potencial poluidor);
- d) **Escaldagem e depenagem:** A aves passam por um tanque com elevada temperatura com posterior resfriamento, havendo revisão da carcaça. A seguir são separados cabeça e pés indo para o setor de subprodutos. Os resíduos gerados nesta etapa podem ser removidos no tratamento preliminar, com utilização de peneiras estáticas ou rotativas;
- e) **Evisceração:** Remoção das fezes, cloaca, vísceras do frango, além de órgãos de interesse comercial (coração e fígado);

f) **Pré-resfriamento (pré-chiller):** Resfriamento (temperaturas de até 7 °C), como preparação para realização dos cortes;

g) **Cortes e embalagens:** Separação dos cortes do frango em pacotes;

h) **Congelamento e expedição:** Produtos refrigerados na câmara até antigirem 0°C;

i) **Armazenamento:** Produtos armazenados e estocados a baixas temperaturas (-20 °C) para possibilitar a conservação até o transporte;

j) **Transporte:** Feito em veículos isotérmicos dotados de equipamento frigorífico e aparelhos de mensuração;

k) **Limpeza das instalações:** o processo de limpeza é essencial para evitar a colonização de bactérias e patógenos nos equipamentos e instalações do abatedouro, limitando o risco de contaminação dos produtos alimentares até chegar ao consumidor. A *Salmonella* é um dos patógenos alimentares mais identificados e já foram constatados em vários casos de disseminação durante o processo de abate (BOTTELDOOM, 2003; MCDOWELL, 2007; VAN HOEK, 2012; ARGUELLO, 2013), sendo de suma importância a correta limpeza do ambiente.

De acordo com o descrito em Silva, Dutra e Cadima (2010), limpeza consiste essencialmente na eliminação de diversos tipos de sujidades como resíduos da ave, gorduras e proteínas de materiais de revestimento das paredes, teto e pisos, utilizando água e sanitizantes. Para alcançar o objetivo de remover gorduras, proteínas, sangue e contaminantes inorgânicos são utilizados detergentes; agentes alcalinos, como soda cáustica e silicatos; agentes ácidos, como ácidos orgânicos e inorgânicos, sendo os agentes alcalinos preferíveis aos ácidos pelo menor risco de corrosão, irritação da pele e por ser facilmente removíveis com utilização de água; solventes como álcool e éter. Já a desinfecção é realizada com hipoclorito, iodóforos e quaternários.

Com a realização da higienização das instalações, utilizando os produtos descritos, visa-se manter o controle de qualidade e reduzir o risco de contaminação nas etapas de conservação e separação das partes comercializáveis (VIATOR et al., 2017), consumindo, no entanto, elevados volumes de água. De acordo com Goswami e Pugazhenthii (2020), pesquisas realizadas indicam que é gasto até 26,5 L de água para o processamento de um frango, resultando na geração da água residuária. Esse efluente agroindustrial se caracteriza pela elevada concentração de matéria orgânica, sólidos em suspensão (SS), óleos e graxas (O & G) e nutrientes, dada a presença de gorduras, sangue, conteúdo

visceral, pequenos pedaços de carcaças e presença de produtos químicos utilizados para limpeza (SALMINEN e RINTALA et al., 2002; RIGO, 2004; BEUX, 2005; MITTAL, 2006; ALVAREZ, CHEN e LIDÉN, 2008; DEBIK e COSKUN, 2009; FAKHFAKH, 2011; BUSTILLO-LECOMPTE; MEHVAR, 2015; BASITERE, 2017).

Assim, a água residuária de abatedouro apresenta um grande passivo ambiental, que se não tratada adequadamente pode causar impactos de grande magnitude. A presença de óleos e graxas pode reduzir a introdução de luz e a fotossíntese no corpo aquático; o material orgânico pode implicar em diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido; possível alteração da cor do meio aquático (avermelhada pela presença do sangue); pode resultar em eutrofização do curso d'água e/ou aumento dos níveis de outras substâncias tóxicas e de organismos patogênicos; liberação de gases fétidos e nocivos. Além dos produtos químicos utilizados na limpeza serem mais um agravante, podendo interferir na eficiência do tratamento utilizado (VON SPERLING et al., 1996; AVERY, 2005; BEUX, 2005; MITTAL, 2006; FIGUEIRÊDO, 2007; BARROS, 2008; VIEIRA JOSÉ, 2009; MARONEZI, 2011; CARVALHO, 2013; KITRUNGLOADJANAPORN, 2017; KOTHARI, 2017; ANDRIAMANOHIARISOAMANANA, 2018; ZHOU, 2018).

3.2. Características da água residuária de abatedouro

Como discutido, em função da presença de sangue, tecidos, gorduras e produtos de limpeza presente, a água residuária do abatedouro de frango contém elevadas concentrações de matéria orgânica, sólidos, nutrientes (nitrogênio e fósforo, principalmente), metais pesados, óleos e graxas (RODRIGUES et al., 2012; HARRIS, 2017; MAIZATUL, 2017), conforme observado na Tabela 1. As características podem variar de instalação para instalação dependendo do número de animais abatidos e forma de limpeza, estando relacionado com a quantidade de água consumida, tipo e concentração de produto químico utilizado (TRITT E SCHUCHARDT et al., 1922; JOHNS, 1995; MITTAL, 2006; CAO e MEHRVAR, 2011; WU e MITTAL, 2011; BARRERA 2012; BUSTILLO-LECOMPTE, 2013, 2014).

De acordo com Harris et al (2017) óleos, graxas e gorduras correspondem a cerca de 2-20% da DBO, representando uma grande parcela do conteúdo de matéria orgânica do despejo. Além disso, a demanda de oxigênio para oxidação de sangue também é elevadíssima, o que explicaria a alta DBO da água residuária do abatedouro de frangos. Segundo Nemerow (1977), Johns (1995) e Pinto et al. (2015), a DBO do sangue é superior

a $160.000 \text{ mg L}^{-1}$, além de poder representar $375.000 \text{ mg L}^{-1}$ de DQO, 620 mg L^{-1} de óleos e graxas, 16.500 mg L^{-1} de nitrogênio total e 3.500 mg L^{-1} de fósforo total. Sendo o sangue 3 a 4% do peso vivo do frango, há uma contribuição importante desse resíduo líquido na água residuária (VILAS BOAS et al., 2001; ROQUE, 2005).

Tabela 1. Caracterização física, química e bioquímica da Água Residuária de Abatedouro de frangos, com base em valores reportados na literatura.

Fonte	DBO	DQO	NT	NT amon	PT	ST	SS	O & G	Cd	Cu	Hg	pH
	mg L ⁻¹								µg L ⁻¹			-
(1)	1.500 - 3.500	3.000 - 6.000	-	2 - 100	-	3.000	2.300	500 - 1.500	-	-	-	6,0 -7,0
(2)	1.190 - 2.624	2.360 - 4.690	147 - 233	20 - 68	33 - 128	2.032 - 3.139	640 - 1.213	249 - 702	-	-	-	6,5 -7,0
(3)	750 - 1.890	3.000 - 4.800	109 - 325	16 - 165	16 - 32	1.400 - 3.900	300 - 950	800 - 1385	-	-	-	7,0 -7,6
(4)	710 - 4.633	1400 - 11.118	110 - 70	3 - 300	13 - 120	-	780 - 10.900	50 - 897	-	-	-	-
(5)	610 - 4635	1.250 - 15.900	50 - 841	-	-	-	300 - 2800	-	-	-	-	4,9-8,1
(6)	1.500 - 2.500	600 - 4.000	20 - 1.000	<10	10 - 400	1.200 - 2.800	20 - 3.800	42 - 390	-	-	-	6,6 -7,1
(7)	1.341 - 1.602	3.154 - 7.719	163 - 564	-	-	-	378 - 5462	-	0,021-12,34	3,51-209	0,421-2,513	7,3-8,6
(8)	850 - 5.000	1.423 - 12.490	-	-	-	-	-	312 -12.490	-	-	-	6,0-8,0

DBO refere-se a demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; NT: nitrogênio total; Namon: nitrogênio amoniacal; Pt: fósforo total; ST: sólidos totais; SS: sólidos suspensos; O&G: óleos e graxas; pH: potencial hidrogeniônico; Cd: cádmio; Cu: cobre; Hg: mercúrio.

Fonte: (1) Olivo (2006); (2) Del Nery (2007); (3) Rajakumar e Meenambal (2008); (4) Sunada (2011); (5) Bustillo-Lecompte et al. (2016); (6) Matos e Matos (2017); (7) Yaacokb et al. (2018); (8) Njoya; Basitere e Ntwampe (2019).

Dada as características da ARA e seu potencial poluidor, essa deve passar por algumas etapas de tratamento, visando a redução da concentração de seus poluentes, utilizando reatores de tratamento e/ou técnicas para aproveitamento/recuperação de subprodutos valiosos da ARA (AMORIM et al., 2007; KIST, 2009; VALTA, 2015).

3.3. Tratamento da água residuária de abatedouros

Como visto no item anterior, a ARA apresenta elevada concentração de matéria orgânica, com isso, há necessidade de tratamentos que sejam eficientes e possíveis de serem aplicados em escala industrial, de forma a atender os requisitos legais e propiciar a proteção dos corpos hídricos (REIS, 2015; MEIRAMKULOVA et al., 2020).

Ressaltando que é de extrema necessidade as etapas de tratamento, sendo a escolha dessas levando em consideração os custos disponíveis dos produtores.

3.3.1. Tratamento preliminar

É nessa etapa que ocorre a remoção de sólidos grosseiros como areia do piso das instalações, penas e vísceras, além de óleos e graxas (O & G) provenientes do processamento da carne, em estruturas de grades, peneiras, desarenadores, caixas de gorduras, flotores, tanques de equalização e neutralização, além de unidades destinadas a medição da vazão da água residuária que chega à estação de tratamento, denominada calha Parshall (BRITZ et al., 2008; MACHADO et al., 2001; SPELLMAN, 2003; CERVANTES, 2006; AMORIM; NARDI; DEL NERY, 2007; CAMMAROTA, 2011; JORDÃO; PESSOA, 2017). Havendo efetividade no tratamento preliminar, garante-se que haja menor obstrução, entupimento e danos às tubulações e bombas, além de evitar prejuízo às demais etapas de tratamento (METCALF e EDDY et al., 2003; JORDÃO e PESSOA, 2017; VON SPERLING, 2017).

Em muitas das estações de tratamento de águas residuárias (ETARs), o gradeamento é o principal responsável pela remoção dos sólidos grosseiros. No entanto, dada à presença de penas e sólidos do processamento de tamanho menor que o espaçamento entre as barras, comumente emprega-se peneiras para o tratamento da água residuária de abatedouros (NUNES, 2004; VON SPERLING, 2014), podendo ser estáticas ou rotativas (OLIVO et al., 2006).

A remoção de areia ocorre em desarenadores, nos quais, por diferença de massa específica e velocidade de sedimentação superior à velocidade horizontal, ocorre retenção

de partículas de sedimentação discreta (ANDRADE et al., 2011; VON SPERLING, 2014). Ao contrário da areia, O & G possuem densidade inferior à 1,0, ficando na superfície, constituindo a espuma das ETARs. Essa separação ocorre em caixas de gordura, sendo a dimensão das partículas oleosas e o tempo de detenção hidráulica (TDH), dois fatores chave para redução da concentração na água residuária de abatedouro de frangos (METCALF e EDDY et al., 2003; SILVA, 2010; JORDÃO e PESSOA, 2017).

Dada às elevadas concentrações de O & G e o espaço físico demandado, pode ser atrativo o emprego de flotadores, unidade na qual o processo pode ser realizado por injeção de gás, ar dissolvido, adição de produtos químicos, coagulantes (JORDÃO e PESSOA et al., 2011; CAMMAROTA, 2013; ZYLKA, 2018).

No caso de indústrias onde há grandes variações de produção durante dias da semana e mesmo em determinadas horas do dia, ocorrendo picos de vazão, é interessante a utilização de tanques de equalização. Nessas unidades, que tem a finalidade de regularizar a vazão da água residuária, ocorre o amortecimento dos choques hidráulicas e de carga, facilitando a operação dos reatores biológicos (VON SPERLING, 2014).

Segundo Britz et al. (2008), em geral, o pH da água residuária pode variar muito, indo de muito ácido a muito básico, dada as condições de limpeza. Dessa forma, havendo a presença do tanque de equalização nessa etapa de tratamento, esse acaba também funcionando como um tanque de neutralização, onde ocorre a mistura da água residuária, neutralizando o pH. Outro ponto importante a respeito dessa unidade integrante do tratamento preliminar, é que ele deve conter um misturador de forma a evitar a sedimentação de sólidos e a liberação de odores da degradação anaeróbia (VON SPERLING et al., 2014).

É no tanque de equalização que também pode haver a mistura das águas residuárias das linhas verde e vermelha, que são tratadas separadamente no tratamento preliminar (e por vezes no primário), sendo combinadas para depuração nas demais etapas (YAMANAKA, 2006; PACHECO, 2008).

3.3.2. Tratamento primário

O tratamento primário tem como principal objetivo remover os sólidos suspensos da água residuária de abatedouro de frangos, incluindo os sólidos flotáveis, decantáveis e resquícios de óleos e graxas, por ação físico-mecânica e auxílio de coagulantes e

coadjuvantes de coagulação, por princípios de coagulação, sedimentação, flotação e precipitação química (BARROS et al., 1995; SPELLMAN, 2003; MATTOS, 2005; SENA, 2005; NUVOLARI; COSTA, 2007; CAMMROTA, 2011). De acordo com Spellman et al. (2003), a sedimentação e a flotação, são os mais utilizados em abatedouros para o tratamento primário (SPELLMAN et al., 2003), no entanto, o emprego de produtos químicos pode elevar a capacidade de remoção, inclusive de nutrientes (SCHOENHALS; SENA; JOSÉ, 2006; NUVOLARI; COSTA, 2007).

Segundo Sena (2005), um dos principais coagulantes utilizados nas indústrias de abatedouros e frigoríficos, para o tratamento primário, é o cloreto férrico (FeCl_3). Com o emprego do coagulante, são removidos sólidos suspensos, alguns compostos orgânicos dissolvidos e fósforo (SANIN et al., 2011). Para elevar as eficiências de remoção no tratamento de água residuária de abatedouro de frangos, reduzir a quantidade de lodo produzido e a demanda de espaço físico tem sido proposto por alguns autores, a utilização da eletrocoagulação, que consiste na aplicação de corrente elétrica e uso de eletrodos (BAYAR et al., 2011; ERYURUK; TEZCAN; OGUTVEREN, 2018). Paulista et al. (2018), por exemplo, utilizaram ânodos de grafite e alumínio para tratamento da água residuária de abatedouro de frangos.

Como já mencionado, uma alternativa na etapa de tratamento preliminar/primário é a flotação por ar dissolvido. O princípio de remoção de SS e O & G envolve a introdução de microbolhas na água residuária, com flotação do material em direção à superfície, de onde será removida por um raspador. Após sua remoção, o material é removido e encaminhado para etapas de tratamento de lodo primário.

3.3.3. Tratamento secundário

3.3.3.1. Tratamento secundário anaeróbio

O tratamento anaeróbio possui algumas vantagens que o torna atrativo para a depuração de águas residuárias com elevadas concentrações de material orgânico biodegradável, como é o caso de efluentes gerados em abatedores avícolas (ZADINELO et al., 2013; FEROLDI, 2014; HOSSA, 2015; MARDER, 2015). Dentre as vantagens, pode-se citar a baixa produção de sólidos, baixo consumo de energia, tolerância a elevadas cargas orgânicas, baixos tempo de detenção hidráulica (TDH), como economia de área; geração de biogás, uma possível fonte energética; e a possibilidade de gerar na

produção de um biofertilizante (MASSÉ; MASSE, et al., 2000; MITTAL, 2006; CHAN, 2009; KAPARAJU, 2010; BUGALLO, 2014; VYMAZAL, 2014; BUSTILLO-LECOMPTE, 2015; JIJAI, 2015; MEHVAR, 2015; JIANG, 2016; POWER, 2016; RODRIGUES, 2016).

De acordo com Harikisan e Sung (2003), Coimbra-Araújo et al. (2014) e Neves et al. (2009), há grande potencial na geração de biogás no tratamento de águas residuárias de agroindústrias em função da elevada concentração de matéria orgânica, podendo o metano produzido ser utilizado para diversas finalidades, como aquecimento e geração de eletricidade, trazendo ganhos econômicos e ambientais, apresentando duplo benefício. Além de CH₄, que corresponde a 50 a 75% do volume do biogás, 5 a 10% é de hidrogênio, que também é um biocombustível em potencial (KAMALI et al., 2016; WU, 2019).

Dada a essas potencialidades, os reatores anaeróbios são empregados antes do tratamento aeróbio, composição que permite alcançar eficiências compatíveis com os padrões de lançamento (ao menos quanto à remoção de matéria orgânica), gerar biogás e ao mesmo tempo, reduzir o requisito de área da unidade posterior (aeróbia) (CARVALHO; PRAZERES; RIVAS, 2013; RAJAGOPAL et al., 2013; CHERNICHARO et al., 2015).

No entanto, o tratamento anaeróbio também apresenta limitações, como o nível de eficiência reduzida de tratamento e o maior período de adaptação, (CHAN et al., 2009), que está relacionado com a sensibilidade da comunidade microbiana às condições ambientais e de operação, e ao próprio metabolismo anaeróbio que é menos eficiente energeticamente do que a aeróbio (HESHAM et al., 2011; KARLSSON, 2012; NIU, 2016; PENG, 2018).

No tratamento anaeróbio ocorrem quatro reações metabólicas, que são hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, com transformação da matéria orgânica em inorgânica e com geração de gases, como CH₄ e CO₂, resultando da interação de diferentes microrganismos (bactérias e arqueias) em ambiente sem a presença de oxigênio. A efetividade das rotas metabólicas nas etapas descritas é dependente de fatores como temperatura, pH, tempo de detenção hidráulica (TDH), volume útil, biodegradabilidade e tamanho do substrato (DEMIREL; SCHERER et al., 2008; PALATSI, 2011; KONDUSAMY e KALAMDHAD, 2014; MAO, 2015; PARK, 2016; JIJAI, 2016). De acordo com Palatsi et al. (2011) e Kuglarz et al. (2011), dessas etapas, a hidrólise e metanogênese são as mais críticas, devendo garantir condições propícias de

pH, acalinidade e TDH, para que haja a adequada quebra das cadeias carbônicas, digestão do material orgânico e geração do biogás.

As unidades de tratamento anaeróbio mais encontradas na literatura para tratamento da água residuária de abatedouro de frangos são as lagoas anaeróbias (MAISON, 20014; BUSTILLO-LECOMPTE, 2015), e o reator anaeróbio de manta de lodo - UASB (TANG, 2009, 2011; ELANGO VAN, SEKAR, 2015), que serão descritas a seguir.

3.3.3.1.1. Reator anaeróbio de manta de lodo – UASB

Reator anaeróbio de escoamento ascendente e manta de lodo, o reator UASB é uma unidade compacta (TDH de 6 a 10 h), com grande robustez, podendo trabalhar com altas cargas orgânicas e boa eficiência, requisitos que o torna um dos mais utilizados e pesquisados (TANG et al., 2009, 2011; XIONG, 2013; DELFORNO, 2014; CHERNICHARO, 2015; ZHANG, 2015; CHEN, 2016; ANTWIET, 2017; DAUD, 2018).

As experiências no tratamento da água residuária de abatedouro de frangos têm demonstrado bons resultados e um grande potencial de geração do biogás (NGES, 2010), dada a elevada carga orgânica da água residuária (KOTHARI, 2014).

Além dos fatores de influência já relatados para o tratamento anaeróbio, no reator UASB pode-se ainda destacar a granulação do lodo e a composição microbiológica da biomassa formada no leito e manta de lodo como fatores-chave para otimização da unidade de tratamento da água residuária de abatedouro de frangos (DEL NERY et al., 2008). Para desenvolvimento de uma microbiota mais rica e efetiva no tratamento, Rajakumar et al. (2012) combinaram o reator UASB (na parte inferior) e o filtro anaeróbio (parte superior) preenchido com anéis plásticos, para tratar a água residuária proveniente de abatedouro de frangos.

3.3.3.1.2. Lagoas anaeróbias

As lagoas anaeróbias são estruturas de terra, impermeabilizadas e de grande profundidade (3,5-5,0 m), amplamente utilizadas para o tratamento de águas residuárias urbanas e agroindustriais (USDA-NRCS, 2009), apresentando simplicidade operacional e de manutenção, sendo muito utilizada como pré-tratamento de lagoas de estabilização

com zonas aeróbias (facultativas e aeradas) (MITTAL et al., 2006; CAO; MEHRVAR, 2011; MCCABE, 2014).

No entanto, para agroindústrias instaladas em grandes centros, a escolha das lagoas anaeróbias pode não ser a mais interessante pelos requisitos de área (maiores em relação ao reator UASB – sendo de 5 a 10 dias), a possibilidade de exalação de maus odores; além das perdas de CH₄ e CO₂ (COLE et al., 2000; MCCABE, 2014; BUSTILLO-LECOMPTE, 2015; CORDERO, 2016; HUILINIR; SALAZAR; VIDAL, 2016).

Também apresentam grande dependência de fatores ambientais, sobretudo temperatura, tendo maiores eficiências em temperaturas acima de 15°C (MASSÉ; MASSE, 2001; BUSTILLO-LECOMPTE, 2015). Em temperaturas mais baixas, por outro lado, as bactérias anaeróbias são limitadas para metabolização de diversas águas residuárias, podendo resultar na perda de eficiência dos reatores anaeróbios, principalmente em termos de matéria orgânica (MIDDLEBROOKS et al., 1982; GRAY, 2004), sendo, portanto, sensíveis a variação de temperatura (FOTESTI et al., 1999; USEPA, 2004 e LIANHUA, 2010).

Apesar dessas desvantagens, em condições adequadas para a microbiota, as lagoas anaeróbias possuem eficiências compatíveis com a de reatores UASB, assim pela simplicidade de operação podem ser empregadas como solução para tratamento da água residuária gerada em abatedouros distantes dos grandes centros urbanos (PEÑA et al., 2000; AZIZ et al., 2019).

3.3.3.2. Tratamento secundário aeróbio

Somente o tratamento anaeróbio não é capaz de tornar a água residuária apta para ser lançada no curso d'água. Portanto, para dar prosseguimento à depuração da água residuária de abatedouro de frangos, é necessária a presença de uma etapa posterior, que é o tratamento secundário aeróbio (DEL POZO e DIEZ et al., 2005; BUSTILLO-LECOMPTE e MEHRVAR, 2017).

Nessa fase, as condições aeróbias são mantidas nos reatores por menor carga orgânica volumétrica aplicada (em comparação com o tratamento anaeróbio), contando com trocas gasosas com o ambiente ou com a introdução de O₂ por meio de aeradores e difusores (VON SPERLING et al., 2014). Os reatores aeróbios podem ser divididos em unidades de crescimento de biomassa dispersa, como os lodos ativados, ou de crescimento de biofilme aderido em leito filtrante, como os filtros biológicos e sistemas alagados

construídos (FEISTEL et al., 2011; ABOU-ELELA e HELLAL, 2012; ABOU-ELELA, 2013b; CRISTINA, 2015).

3.3.3.2.1. Filtros biológicos

Os filtros biológicos foram desenvolvidos nos anos 80, na Europa e desde então tem sido empregados no tratamento de diferentes águas residuárias, apresentando boas eficiências em distintas configurações avaliadas (FARABEGOLI et al., 2009; WU, 2015). Dentre as concepções possíveis, pode-se citar os filtros biológicos percoladores (FBP) e os biofiltros aerados submersos (BAS), que diferem quanto ao fornecimento de oxigênio, sendo que enquanto no FBP ocorre por aeração natural, no BAS é proporcionado pela presença de difusores (GONÇALVES, 2001; NASCIMENTO, 2001; AISSE, 2001; METCALF & EDDY, 2003, CHERNICHARO, 2006; FOX, 2011; VON SPERLING, 2014).

Como vantagens dos filtros biológicos, pode-se citar a sua compactidade, alta concentração de biomassa ativa no volume reacional, facilidade de operação e manutenção simples, baixa quantidade de lodo gerado e baixos custos operacionais, alta resistência a choques ambientais (GONÇALVES et al., 2001; TAO, 2016; LI, 2017; TING, 2019). Já as desvantagens, estão relacionadas ao consumo de energia durante a operação (em BAS); (KOBAYASHI et al., 2017; ZHANG, 2018b; KRZEMINSKI et al., 2012; CECCONET, 2018); e a necessidade de retrolavagem dos filtros biológicos e de decantadores secundários, para descolmatação e retenção dos sólidos desprendidos (dependendo da configuração) (JIANG et al., 2019).

Além das taxas de aplicação hidráulica e orgânica, temperatura e taxa de oxigenação, os filtros biológicos também são dependentes do tipo de meio suporte utilizados (WEF et al., 1992; GONÇALVES, 2001; NASCIMENTO, 2001; METCALF & EDDY, 2003; SANTOS, 2005). Materiais com grande área superficial específica, podem propiciar a coexistência de bactérias nitrificantes e heterotróficas, resultando em nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) (SUN e SUN et al., 2012; ABOU-ELELA, 2015), além de aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica. Segundo Tao (2016), Forbis-Stokes (2018), Hunter e Deshusses (2019), Unter e Deshusses (2019), a escolha do material filtrante pode influenciar na comunidade microbiana favorecendo a presença de organismos eficientes mesmo na remoção de compostos de difícil degradação.

3.3.3.2.2. Lodos ativados

Ainda falando de reatores nos quais há introdução forçada de oxigênio, pode-se citar os lodos ativados, tecnologia utilizada em todo o mundo (JU, et al., 2014). O sucesso da concepção se deve à alta eficiência e a pequena área de implantação (TDH de 6 à 8 h) (BENTO e BITTON, 2005; VON SPERLING, 2014; MILOSKI, 2015; MADDELA, 2019).

Como desvantagens dos lodos ativados, pode-se citar o gasto energético, a grande geração de lodo e a possível liberação de gases de efeito estufa como dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) (COROMINAS et al., 2012; YERUSHALMI, 2013; IPCC, 2013).

Segundo Fu e Li (2010) e von Sperling (2016), o tratamento por lodos ativados se caracteriza pela presença de decantador primário, que proporciona remoção de SS sedimentáveis, tanque de aeração de biomassa suspensa, e decantador secundário, onde ocorre sedimentação e adensamento do lodo, que é recirculado de volta ao tanque de aeração (BENTO e DAVIES, 2005; LI e BISHOP, 2014; HUANG, 2016). Assim, as características da comunidade microbiana, a estrutura dos flocos e composição química do lodo, e, conseqüentemente, sua sedimentabilidade, são cruciais para o desempenho e eficiência do processo (AMMAN, GLOCKNER, NEEF, 1997; LI e BISHOP 2004; HAN e ZHANG 2012; FAN, 2017; XU, 2018).

Lecompte e Mehrvar (2017) combinaram um reator anaeróbico com chicanas e um reator de lodos ativados para tratamento da água residuária de abatedouro de frangos, avaliando diferentes condições de operação, para escolha da vazão afluenta, concentração de matéria orgânica e pH que favoreciam maior produção de biogás, eficiências de remoção de carbono orgânico e de nitrogênio total. Com base nos parâmetros de projeto ótimos encontrados pelos autores, pode-se reproduzir as condições mais efetivas na depuração da água residuária nas estações de tratamento dessas agroindústrias.

3.3.3.2.3. Sistemas Alagados Construídos

Essas unidades de tratamento possuem a coexistência de zonas anaeróbicas, anóxicas e aeróbicas, sendo a predominância dessas condições dependente da carga aplicada, tipo de pré-tratamento, espécies vegetais, presença e tipo de substrato utilizado

(MATOS; MATOS, 2017). Dada a existência de zonas aeróbias, os reatores foram alocados no item de Tratamento Aeróbio.

Os sistemas alagados construídos (SACs) têm sido utilizados para tratamento de diferentes águas residuárias, sobretudo as agroindústrias como é o caso das provenientes de abatedouros (MATOS, 2011; KREUTZ, 2012; WU, 2014). Por se tratar de uma alternativa de baixo custo e simplicidade de implantação, manutenção, não exigir altos requisitos operacionais, gerar biomassa vegetal passível de aproveitamento, compor harmonia paisagística no local de tratamento, os SACs podem ser uma alternativa para depuração da água residuária de abatedouro de frangos em instalações distantes dos grandes centros urbanos (CAMPBELL, 1992; CAMPOS, 2002; SHUTES, 2003; SIM, 2003; USEPA, 2004; ABRAHÃO, 2006; CHAGAS, 2008; KADLEC, 2009; VYMAZAL, 2010; WALLACE, 2010; DOMINGOS, 2011; HOFFMAN, 2011; ZHANG, 2012; MELO & LINDNER, 2013; PELISSARI, 2014; SILVA, 2009; JACOB, 2012; MASI, 2017; WU, 2014, DOTRO 2017).

Passível de serem utilizados em diferentes condições climáticas, os SACs apresentam eficiências maiores em ambientes de alta temperatura, em função da maior evapotranspiração (com aumento do TDH), maior atividade microbiana e desenvolvimento vegetal (KADLEC et al., 1997, BEGOSSO, 2009; TRANG, 2010; TSIHRINTZIS, 2012; WU et al., 2014).

Segundo Vymazal (2011), Fonder (2013) e Headley (2013), existem diversas configurações possíveis para os SACs, dependendo do sentido de escoamento e nível d'água em relação à camada de substrato, podendo ser classificados em escoamento horizontal superficial, escoamento subsuperficial vertical e escoamento subsuperficial horizontal. Além de diferenças quanto às condições de entrada da água residuária, os SACs podem se diferenciar também pelo tipo de material filtrante utilizado e de espécies vegetais (BEDA et al., 2011; ANSARI, 2016).

A importância na escolha do tipo de plantas e do meio suporte se dá na influência da comunidade microbiana e nos diferentes mecanismos de remoção. É justamente a interação entre microrganismos-plantas-meio suporte é que permite que ocorram processos biológicos, químicos e físicos, promovendo remoção de poluentes (SOUSA, 2000; 2003; PHILIPPI, 2004; SEZERINO, 2004, MATOS, 2008; ABRAHÃO & PEREIRA, 2008; CALIJURI, 2009; MATOS, 2010; VYMAZAL, 2011; SAEED & SUN, 2012; DE PAOLI, 2013; VON SPERLING, 2013; ANSARI, 2016).

Dependendo da configuração (sentido de escoamento e nível d'água em relação ao meio suporte), tipo de meio suporte e espécie vegetal escolhida, pode-se alcançar elevadas eficiências de remoção de nutrientes por processos de absorção, nitrificação/desnitrificação e sorção (AZIZ et al., 2019). A fitoestabilização e a fitoextração também podem proporcionar remoção de compostos orgânicos como substâncias antimicrobianas administradas para o frango e presentes na água residuária de abatedouro de frangos, ficando retidas preferencialmente nas raízes, depois no caule e por fim nas folhas (TOPAL, 2005).

Prajapati et al. (2017), por exemplo, alcançaram altas taxas de nitrificação/desnitrificação em uma unidade de escoamento superficial tratando água residuária de abatedouro de frangos, e recomendaram o emprego das espécies *P. stratiotes* e *L. sativa*. No entanto, outras espécies mais eficientes podem ser utilizadas, como diferentes espécies de capins, no qual tem demonstrado resultados satisfatórios em diversas pesquisas com outras águas residuárias (MATOS; MATOS, 2017). Em relação ao meio suporte, os mais utilizados são areia grossa, cascalho, pedregulho e brita. Porém, já foram avaliados outros materiais inertes como pneus, conchas de ostra, escória de alto forno, zeólita e bauxita, que podem elevar as eficiências de remoção por precipitação e sorção (VYMAZAL; KROPFLOVÁ, 2008; PAOLI, 2012; VYMAZAL, 2014; MACHADO, 2017).

3.3.3.2.4 Lagoas de estabilização

Unidades mais utilizadas no tratamento de águas residuárias de abatedouros, as lagoas de estabilização com zonas aeróbias são empregadas após lagoas anaeróbias (AZIZ et al., 2019).

As lagoas de estabilização podem diferenciar em lagoas facultativas, lagoas facultativas aeradas, lagoas aeradas de mistura completa e lagoas de maturação, dependendo da densidade de potência fornecida pelo aerador de superfície e da taxa de aplicação, que também influenciam no TDH, na demanda de área e no gasto energético (JORDÃO; PESSOA, 2014; VON SPERLING, 2002a; BARÉA, 2005; BENTO, 2005; LIBÂNO, 2005; ALEM SOBRINHO, 2006; DOMA, 2009; NASSAR, 2009; PROSAB, 2009; SILVA, 2010). Além disso, esses reatores também são dependentes das condições ambientais e requerem elevados TDH para tratamento de águas residuárias agroindustriais, sobretudo nas estações com lagoas facultativas (> 20 dias) (VON

SPERLING, 2002; GONÇALVES, 2003; BENTO, 2005). Dada a existência de zonas anaeróbias, anóxicas e aeróbias, bem como introdução de luz (radiação UV), há a presença de bactérias, algas, protozoários, além de condições propícias para elevadas remoções de matéria orgânica, nutrientes (N e P) e organismos patogênicos (UEHARA, 1989; ARRUDA, 2004; OLIVEIRA, 2014; . SPELLMAN, 2014; DRINAN, 2014; POKRVWIECKI et al., 2013; ALMEIDA, 2014; GROSSI, 2014; SPELLMAN, 2014; HENARES, 2015). Combinando tanque de ar dissolvido, lagoas anaeróbias e lagoa facultativa, Nery et al. (2013) obtiveram remoções elevadas em diferentes condições operacionais, chegando até 89% de DBO, indicando que é uma configuração propícia para utilização no tratamento de águas residuárias de abatedouros de frango. A utilização de lagoas de estabilização também pode ser interessante do ponto de vista energético, pois pode haver produção de microalgas para geração de biocombustíveis e metano (HERNÁNDEZ et al., 2016; MAIZATUL et al., 2017).

3.3.3.2.5. Tratamento com processos oxidativos avançados

Para ação mais rápida e efetiva de degradação/mineralização da matéria orgânica, pode-se utilizar processos oxidativos avançados (POA), como uso de UV/H₂O₂, Fe²⁺/H₂O₂/UV (reações foto-Fenton), Fe²⁺/H₂O₂/UV-Vis (reações solar foto-Fenton), a última é ambientalmente mais interessante por utilização de uma fonte de energia limpa, renovável e barata, que é a luz do sol (CAO; MEHRVAR, 2011; VIDAL; HUILINIR; SALAZAR, 2016). Com emprego destas técnicas, pode-se gerar menos lodo, economizar em energia (para aeração) e reduzir a demanda de área (LECOMPTE; MEHRVAR, 2016; DAVARNEJAD; NASIRI, 2017).

Prazeres et al. (2019) sugerem ainda combinar o POA com a precipitação de compostos, permitindo ter remoção simultânea de matéria orgânica, sólidos e nutrientes, enquanto Nardi et al. (2011) indica que a utilização da radiação UV pode auxiliar também em eliminar organismos patogênicos como a Salmonella presente na água residuária de abatedouro de frangos, favorecendo o reaproveitamento da água utilizada no processo.

3.3.4. Pós-tratamento

O tratamento terciário ou pós-tratamento visa complementar a remoção da matéria orgânica e também propiciar a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), metais, patógenos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos), poluentes tóxicos e compostos não

biodegradáveis, que não foram removidos nas etapas anteriores (VON SPERLING, 1995, 2007a; GIORDANO 1999; GONÇAVES, 2001; SPELLMAN 2003; NUNES, 2004; MATTOS, 2005; FEISTEL, 2011; ALMEIDA, 2015; BUSTILLO-LECOMPTE e MEHVAR, 2015; AZIZ e ALI, 2017). Algumas modalidades que também são utilizadas como pós-tratamento já foram apresentadas em itens anteriores, como desinfecção, floculação e lagoas de maturação, assim será apresentado o tratamento com membranas e a precipitação/sorção.

Pensando em fazer o reúso de água na agroindústria é essencial fazer o emprego de membranas, como de osmose reversa (BAKER et al., 2020), ultrafiltração (YORDANOV, 2010; EZUGBE; RATHILAL, 2020). Empregando tais metodologias é possível separar também proteínas, óleos e íons passíveis de aproveitamento.

O tratamento físico-químico de sorção e precipitação dos poluentes presentes na água residuária de abatedouro de frangos pode envolver até a utilização de resíduos da cadeia de produção avícola, como a casca de ovo de galinha. Garduño-Pineda et al. (2019) utilizaram esse meio suporte, alcançaram eficiências maiores que 90% para turbidez, coliformes (totais e termotolerantes), maiores que 60% para sulfatos e superiores a 40% para fósforo.

3.3.5. Disposição no solo

Como observado na Tabela 1, a água residuária de abatedouro de frangos, possui elevadas concentrações de nutrientes e de matéria orgânica, podendo ser uma fonte de melhoria dos atributos físicos (estrutura), físico-químico (aumento da capacidade de troca catiônica), químicos (aporte de nutrientes) e biológicos (maior diversidade microbiana), podendo resultar em aumento da produtividade (CORAUCCI FILHO et al., 1999; COSTA, 2004; MATOS et al., 2005; KUNZ, 2009; MIELE, 2009; STEINMETZ, 2009; MATOS; MATOS, 2017). Com utilização da técnica da fertirrigação, pode-se ainda reduzir os gastos com fertilizantes e com água (ERTHAL, 2010; MATOS; MATOS, 2017).

O experimento realizado pela Universidade Estadual de Maringá (UEM) - 2015, e publicado no artigo Resposta do Capim Mombaça (*Panicum maximum* cv. Mombaça) submetido à aplicação de água residuária de abatedouro de aves, com aplicação de diferentes doses de água residuária de abatedouro de aves em colunas de latossolo vermelho distrófico cultivadas com capim mombaça (*Panicum maximum*). A aplicação

da água residuária no solo, com dosagem de $900 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, teve como resultado o incremento na produção de massa de matéria seca da parte aérea, de massa de matéria fresca da parte aérea, massa de matéria seca de raízes e massa de matéria fresca de raízes do capim mombaça.

Experimentos realizados por Oliveira et al. (2017a; 2017b; 2017c) indicaram que a fertirrigação com a água residuária de abatedouro de suínos proporcionou aumento da produtividade do Capim-Tifton 85, melhoria nos atributos químicos do solo e que o sistema solo-planta serviu como um meio de depuração da água residuária de abatedouro de frangos, o que permitiria tratamento do despejo e recarga do lençol freático. Assim, a fertirrigação apresenta-se como uma técnica interessante para destinação do efluente dessa agroindústria. A água residuária apresentando boa qualidade quando comparada aos padrões de lançamento pode usada diretamente para a disposição no solo, caso contrário, há necessidade de passar por mais alguma etapa de tratamento a fim de refiná-la.

Outras possibilidades para uso do solo como forma de tratamento/disposição, além da fertirrigação, cita-se as valas de infiltração e filtração e os sumidouros, de acordo com a NBR 13.969 (ABNT, 1997).

3.3.6. Outras formas de aproveitamento

Dentre os despejos do processamento, um componente importante da água residuária de abatedouro de frangos é o sangue, considerado problemático e, portanto, que requer maiores cuidados sendo recomendável a separação dos demais resíduos, para posterior tratamento e aproveitamento (MORÉS et al., 2006). De acordo com o caderno Abate e Processamento de Carne e Frango (2013), o sangue pode transformado em farinha, sendo utilizado na fabricação de rações para animais, em laboratórios como substância para enriquecer meios de cultura para crescimento de microrganismos, na indústria de alimentos, além da possibilidade ser empregado como corante em produtos cárneos.

A parte sólida (penas, pernas e intestinos), por sua vez, pode ser cozida para produção de concentrados para alimentação animal, prática hoje proibida em muitos países (BRATINA et al., 2016; LATIFI; KARRABI; DANESHI, 2019). Assim, tentativas têm sido feitas para recuperação das proteínas das águas residuárias (BETHI et al., 2020),

e melhor destinação dos resíduos sólidos do abate do frango, como a incineração (VALTA et al., 2015), a compostagem (KOPEC et al., 2014) e aproveitamento energético. A compostagem de resíduos sólidos da criação do frango, como a carcaça e a cama, já se apresenta mais estabelecida na literatura, podendo o conhecimento ser aplicado para esse outro ramo da atividade avícola (LO MONACO et al., 2013; PAIVA et al., 2013; PAIVA et al., 2015; TEIXEIRA et al., 2015; TEIXEIRA et al., 2016).

Como discutido no item de reatores anaeróbios, a degradação da matéria orgânica presente na água residuária de abatedouro de frangos pode resultar na geração de metano (CH₄) e hidrogênio, passíveis de serem utilizados como fonte energética (THUNGKLIN; REUNGASANG; SITTIJUNDA, 2011; GRANADA et al., 2018; MARTÍN-HERRERO; ALVAREZ; FLORES, 2018; VILVERT et al., 2020). Além da água residuária, é possível também o aproveitamento do potencial energético na digestão anaeróbia de partes não aproveitáveis da carne (MOUKAZI; PELLERA; GIDARAKOS, 2018), do sangue e lodo (WANG et al., 2018; LATIFI; KARRABI; DANESHI, 2019).

Ozdemir e Yetilmezsoy (2020) ainda citam a possibilidade de se utilizar a farinha da carne para produção de larvas (proteína para alimentação) e produção de biocarvões para tratamento de águas residuárias. Do sangue, pode-se ainda aproveitar as proteínas para produção de um coagulante equivalente a alguns dos polietrólitos utilizados, devendo para alcançar o objetivo, realizar o tratamento com ácidos (sulfúrico, fosfórico ou cítrico) (PIAZZA; MCALOON; GARCIA, 2011).

Por fim, o lodo gerado nas estações de tratamento pode ser além de compostado e utilizado como fonte energética, ser empregado para fabricação de cerâmica, o que permitiria reduzir o consumo de matéria-prima e possibilitaria o aproveitamento do resíduo (FERREIRA et al., 2018) e aplicado *in natura* como fertilizante no solo. Para a última alternativa, Sahito et al. (2016), no entanto, recomendam o monitoramento da contaminação por metais pesados, sendo necessária a avaliação da biodisponibilidade dos contaminantes. Já as cinzas resultantes da incineração também poderiam ser utilizadas como fonte de P, como forma alternativa à destinação para aterros sanitários (VALTA et al., 2015).

4. Conclusões

- São muitas as opções possíveis para a escolha do tratamento/destinação da água residuária do abatedouro e resíduos sólidos, a escolha depende do grau de tratamento

exigido, das condições locais, insumos utilizados, disponibilidade de área, custos, destinação final;

- Para que as unidades de tratamento alcancem elevadas eficiências de remoção, deve-se considerar parâmetros de projeto e operação tais como tempo de detenção hidráulica, carga orgânica aplicada, tipo de meio suporte, espécies vegetais escolhidas, profundidade, concentração de oxigênio;
- Nessa agroindústria, a separação do sangue pode reduzir o aporte de poluentes e facilitar a recuperação e o seu aproveitamento;
- O aproveitamento energético, da fonte de nutrientes e de outras possíveis formas de aproveitamento dos resíduos líquidos e sólidos do abate e do tratamento da água residuária pode minimizar a quantidade de material encaminhado para aterros, reduzir o consumo de matérias-primas e reduzir custos.

REFERÊNCIAS

ALLEGUE, T.; COSTA, M. N. C.; GONZALEZ, N. F.; GARRIDO, J. M. Simultaneous nitrogen and dissolved methane removal from an upflow anaerobic sludge blanket reactor effluent using an integrated fixed-film activated sludge system. **Journal of Environmental Management**, v. 263, n. 110395, 2020.

AMORIM, A. K. B.; NARDI I. R.; DEL NERY V. Water conservation and effluent minimization: Case study of a poultry slaughterhouse. **Science Direct**, v. 51, p. 93-100, 2007.

ANTWI, P.; LI, J.; MENG, J.; DENG, K.; QUASHIE, F. K.; LI, J.; BOADI, P. O. Feedforward neural network model estimating pollutant removal process within mesophilic upflow anaerobic sludge blanket bioreactor treating industrial starch processing wastewater. **Bioresource Technology**, v. 257, p. 102-112, 2018.

AZIZ, A.; BASHEER, F.; SENGAR, A.; IRFANULLAH; KHAN, S. U; FAROOQI, I. H. Biological wastewater treatment (anaerobic-aerobic) technologies for safe discharge of treated slaughterhouse and meat processing wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 686, p. 681-708, 2019.

BALAJI, K.; RAVICHANDRAN, P. Effect of HRT on performance of hybrid upflow anaerobic sludge blanket (HUASB) reactor using bio balls in treatment of pulp and paper mill bagasse wash water. **Materials Today: Proceedings**, v. 22, p. 627-632, 2020.

BANKSTON, E.; WANG, Q.; HIGGINS, B. T. Algae support populations of heterotrophic, nitrifying, and phosphateaccumulating bacteria in the treatment of poultry litter anaerobic digestate. **Chemical Engineering Journal**, v. 398, n. 125550, 2020.

BARANA, A. C.; LOPES, D. D.; MARTINS, T. H.; POZZI, E.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; DEL NERY, V.; FORESTI, E. Nitrogen and organic matter removal in an intermittently aerated fixed-bed reactor for post-treatment of anaerobic effluent from a slaughterhouse wastewater treatment plant. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 1, p. 453-459, 2013.

BASÍLICO, G.; CABO, L.; FAGGI, A. Impacts of composite wastewater on a Pampean stream (Argentina) and phytoremediation alternative with *Spirodela intermedia* Koch (Lemnaceae) growing in batch reactors. **Journal of Environmental Management**, v. 115, p. 53-59, 2013.

BOROWSKI, S.; DOMANSKI, J.; WEATHERLEY, L. Anaerobic co-digestion of swine and poultry manure with municipal sewage sludge. **Waste Management**, v. 34, p. 513-521, 2014.

BOROWSKI, S.; WEATHERLEY, L. Co-digestion of solid poultry manure with municipal sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 142, p. 345-352, 2013.

BRADSHAW, A.; JANNUZZI, G. M. Governing energy transitions and regional economic development: Evidence from three Brazilian states. **Energy Policy**, V. 126, p. 1-11, 2019.

BUSTILLO-LECOMPTE, C. F.; GHAFOORI, S.; MEHRVAR, M. Photochemical degradation of an actual slaughterhouse wastewater by continuous UV/H₂O₂

photoreactor with recycle. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 4, p. 719-732, 2016.

BUSTILLO-LECOMPTE, C.; MEHRVAR, M. Chapter 8 - **Slaughterhouse Wastewater: Treatment, Management and Resource Recovery**, 2017.

BUSTILLO-LECOMPTE, C. F.; MEHRVAR, M. Treatment of actual slaughterhouse wastewater by combined anaerobic/aerobic processes for biogas generation and removal of organics and nutrients: An optimization study towards a cleaner production in the meat processing industry. **Journal of Cleaner Production**, v. 141, p. 278-289, 2017.

BUSTILLO-LECOMPTE, C. F.; MEHRVAR, M. Treatment of an actual slaughterhouse wastewater by integration of biological and advanced oxidation processes: Modeling, optimization, and cost-effectiveness analysis. **Journal of Environmental Management**, v. 182, p. 651-666, 2016.

BUYUKADA, M. Removal, potential reaction pathways, and overall cost analysis of various pollution parameters and toxic odor compounds from the effluents of turkey processing plant using TiO₂-assisted UV/O₃ process. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 248, n. 109298, 2019.

CAO, W.; MEHRVAR, M. Slaughterhouse wastewater treatment by combined anaerobic baffled reactor and UV/H₂O₂ processes. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 89, p. 1136-1143, 2011.

CHANG, H. M.; SUN, Y. C.; CHIEN, I. C.; CHANG, W. S.; RAY, S. S.; CAO, D. T. N.; DUONG, C. C.; CHEN, S. S. Innovative upflow anaerobic sludge osmotic membrane bioreactor for wastewater treatment. **Bioresour. Technol.**, v. 287, n. 121466, 2019.

COLLIVIGNARELLI, M. R.; ABBÁ, A.; BERTANZA, G.; FRATTAROLA, A. The upgrading of conventional activated sludge processes with thermophilic aerobic membrane reactor: Alternative solutions for sludge reduction. **Journal of Environmental Management**, v. 264, n. 110490, 2020.

COSTER, J. D.; LIU, J.; BROECK, R. V. D.; ROSSI, B.; DEWIL, R.; APPELS, L. Influence of electrochemical advanced oxidation on the long-term operation of an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor treating 4-chlorophenol containing wastewater. **Renewable Energy**, v. 159, p. 683-692, 2020.

CRIPA, F. B.; ARANTES, M. K.; SEQUINEL, R.; FIORINI, A.; ROSADO, F. R.; ALVES, H. J. Poultry slaughterhouse anaerobic ponds as a source of inoculum for biohydrogen production. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 129, n. 1, 77-85, 2020.

DESTANDAU, F.; ZAITER, Y. Spatio-temporal design for a water quality monitoring network maximizing the economic value of information to optimize the detection of accidental pollution. **Water Resources and Economics**.

DEL NERY, V.; DAMIANOVIC, M. H. Z.; POZZI, E. NARDIC, I. R.; CALDAS, V. E. A.; PIRES, E. C. Long-term performance and operational strategies of a poultry slaughterhouse waste stabilization pond system in a tropical climate. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 71, p. 7-14, 2013.

DEL NERY, V.; POZZI, E.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; DOMINGUES, M. R.; ZAIAT, M. Granules characteristics in the vertical profile of a full-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor treating poultry slaughterhouse wastewater. **ScienceDirect**, v. 99, p. 2018-2024, 2008.

DING, W.; JIN, W.; ZHOU, X.; WANG, L.; XIU, Y.; MAO, Y.; FENG, X. A comparative study of waste activated sludge conditioning with Fe(II) - peroxymonosulfate oxidative process. **Bioresource Technology Reports**, v. 11, n. 100434, 2020.

DUPNOCK, T. L.; DESHUSSES, M. A. Biological Co-treatment of H₂S and reduction of CO₂ to methane in an anoxic biological trickling filter upgrading biogas. **Chemosphere**, v. 256, n. 127078, 2020.

ERYURUK, K.; UN, U. T.; OGUTVEREN, U. B. Electrochemical treatment of wastewaters from poultry slaughtering and processing by using iron electrodes. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 1089-1095, 2018.

EZUGBE, E. O.; RATHILAL, S. Membrane Technologies in Wastewater Treatment: A Review, 2020.

FEISTEL, J. C. **Tratamento e destinação de resíduos e efluentes de matadouros e abatedouros**. 2011, 37 p. Dissertação (Tese de Mestrado), Universidade Federal de Goiás.

FOLADORI, P.; BRUNI, L.; TAMBURINI, S.; ZIGLIO, G. Direct quantification of bacterial biomass in influent, effluent and activated sludge of wastewater treatment plants by using flow cytometry. **SCIENCE DIRECT**, v. 44, p. 3807-3818, 2010.

FOYSAL, M. J.; FOTEDAR, R.; TAY, C. Y.; GUPTA, S. K. Biological filters regulate water quality, modulate health status, immune indices and gut microbiota of freshwater crayfish, marron (*Cherax cainii*, Austin, 2002). **Chemosphere**, v. 247, n. 125821, 2020.

GARCIA, N. N. **Uso do lodo de flotador de abatedouro de aves na produção de biochar**. 2016, 43. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) – Câmpus Campo Mourão.

GORZNA, M. B.; SMOCZYNSKI, M.; POPIEL, P. O. Enhancement of biogas production at the municipal wastewater treatment plant by co-digestion with poultry industry waste. **Applied Energy**, v. 161, p. 387-394, 2016.

GOSWAMI, K. P.; PUGAZHENTHI, G. Treatment of poultry slaughterhouse wastewater using tubular microfiltration membrane with fly ash as key precursor. **Journal of Water Process Engineering**, v. 37, n. 101361, 2020.

HAN, Y.; GUO, J.; ZHANG, Y.; LIAN, J.; GUO, Y.; SONG, Y.; WANG, S.; YANG, Q. Anaerobic granule sludge formation and perchlorate reduction in an upflow anaerobic

sludge blanket (UASB) reactor. **Bioresource Technology Reports**, v. 4, p. 123-128, 2018.

HE, S.; GUO, S.; CHEN, K.; DENG, L.; LIAO, Z.; XIONG, F.; YIN, J. Dataset for reservoir impoundment operation coupling parallel dynamic programming with importance sampling and successive approximation. **Data in brief**, v. 26, n. 104440, 2019.

HU, J.; LI, Z.; ZHANG, A.; MAO, S.; JENKINSON, I. R.; TAO, W. Using a strong chemical oxidant, potassium ferrate (K_2FeO_4), in waste activated sludge treatment: A review. **Environmental Research**, v. 188, n. 109764, 2020.

JIRAPRASERTWONG, A.; MAITRIWONG, K.; CHAVADEJ, S. Production of biogas from cassava wastewater using a three-stage upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. **Renewable Energy**, v. 130, p. 191-205, 2019.

KUMAR, M.; GOGOI, A.; MUKHERJEE, S. Metal removal, partitioning and phase distributions in the wastewater and sludge: Performance evaluation of conventional, upflow anaerobic sludge blanket and downflow hanging sponge treatment systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 249, n. 119426, 2020.

LI, C.; ZHANG, Z.; CAO, J.; LI, Y. Study on poultry manure wastewater treatment by two-stage aerobic coupled process and its microbial community analysis. **Biochemical Engineering Journal**, v. 110, p. 107-114, 2016.

LIMA, C. A. **Reator UASB seguido de filtro anaeróbio para o tratamento de águas residuárias de abatedouro avícola pré acidificadas**. 2014, 112 p. Dissertação (Tese de Mestrado), Universidade Federal de Minas Gerais.

LIMA, D. P. A. **Avaliação da biodegradação anaeróbia de efluente de abatedouro de aves**. 2010, 114 p. Dissertação (Tese de Mestrado), Universidade Federal de Pernambuco.

LIU, X.; HUANG, X.; WU, Y.; XU, Q.; DU, M.; WANG, D.; YANG, Q.; LIU, Y.; NI, B. J.; YANG, G.; YANG, F.; WANG, Q. Activation of nitrite by freezing process for anaerobic digestion enhancement of waste activated sludge: Performance and mechanisms. **Chemical Engineering Journal**, v. 387, n. 124147, 2020.

LIU, Y.; KANG, X.; LI, X.; YUAN, Y. Performance of aerobic granular sludge in a sequencing batch bioreactor for slaughterhouse wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 190, p. 487-491, 2015.

LÓPEZ, L. R.; MORA, M.; BAEZA, J. A.; LAFUENTE, J.; GABRIEL, D. Titrimetry as a tool for the on-line monitoring of biological activity in a desulfurizing biotrickling filter under aerobic conditions. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 124, p. 151-157, 2019.

LOWE, B. H.; OGLETHORPE, D. R.; CHOUDHARY, S. Dataset on the in-stream and off-stream economic value of water. **Data in Brief**, v. 30, n. 105434, 2020.

LUKWAMBE, B.; ZHAO, L.; NICHOLAUS, R.; YANG, W.; ZHU, J.; ZHENG, Z. Bacterioplankton community in response to biological filters (clam, biofilm, and macrophytes) in an integrated aquaculture wastewater bioremediation system. **Environmental Pollution**, v. 254, n. 113035, 2019.

MA, G.; NDEGWA, P.; HARRISON, J. H.; CHEN, Y. Methane yields during anaerobic co-digestion of animal manure with other feedstocks: A meta-analysis. **Science of the Total Environment**, v.728, n. 138224, 2020.

MADALENO, L. L.; BARROS, V. G.; KESSERLING, M. A.; TEIXEIRA, J. R.; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. The recycling of biodigested vinasse in an upflow anaerobic sludge blanket reactor is a feasible approach for the conservation of freshwater in the biofuel ethanol industry. **Journal of Cleaner Production**, v. 262, n. 121196, 2020.

MALTOS, R. A.; HOLLOWAY, R. W.; CATH, T. Y. Enhancement of activated sludge wastewater treatment with hydraulic selection. **Separation and Purification Technology**, v. 250, n. 117214, 2020.

MENG, J.; LI, J.; LI, J.; NAN, J.; ZHENG, M. The effects of influent and operational conditions on nitrogen removal in a upflow microaerobic sludge blanket system: A model-based evaluation. **Bioresource Technology**, v.295, n.122225, 2020.

MINGHINI, I. **Avaliação qualitativa da água residuária de abatedouro de aves para fins de reúso em irrigação**. 2007, 79 p. Dissertação (Tese de Mestrado), Faculdade de Ciências Agrônomicas da Unesp – Campus de Botucatu.

MORA, M.; LAFUENTE, J.; GABRIEL, D. Influence of crude glycerol load and pH shocks on the granulation and microbial diversity of a sulfidogenic Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactor. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 133, p. 159-168, 2020.

NARDI, I. R.; DEL NERY, V.; AMORIM, A. K. B.; SANTOS, N. G. CHIMENES, F. Performances of SBR, chemical-DAF and UV disinfection for poultry slaughterhouse wastewater reclamation. **Desalination**, v. 269, p. 184-189, 2011.

NETO, F. F.; MARTÍN, M. B. G. Water safety plan integrated to the land use and occupation measures: Proposals for Caraguatatuba-SP, Brazil. **Land Use Policy**, v. 97, n. 104732, 2020.

RAJAB, A. R.; SALIM, M. R.; SOHAILI, J.; ANUAR, A. N.; SALMIATI; LAKKABOYANA, S. K. Performance of integrated anaerobic/aerobic sequencing batch reactor treating poultry slaughterhouse wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 313, p. 967-974, 2017.

RAJAKUMAR, R.; MEENAMBAL, T.; RAJESH, B.; YEO, I.T. Treatment of poultry slaughterhouse wastewater in upflow anaerobic filter under low upflow velocity. **Water**, v. 8, p. 149-158, 2011.

RAJAKUMAR, R.; MEENAMBAL. T.; SARAVANAN, P. M.; ANANTHANARAYANAN, P. Treatment of poultry slaughterhouse wastewater in hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor packed with pleated poly vinyl chloride rings. **Bioresource Technology**, v. 103, p. 116-122, 2012.

RAMÍREZ, J. E. S.; SECO, A.; FERRER, J.; BOUZAS, A.; USACH, F. G. Treatment of a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAnMBR) effluent by an activated sludge system: The role of sulphide and thiosulphate in the process. **Journal of Environmental Management**, v. 147, p. 213-218, 2015.

REN, J.; CHENG, W.; WAN, T.; WANG, M.; MENG, T.; LV, T. Characteristics of the extracellular polymeric substance composition in na up-flow biological aerated filter reactor: The impacts of different aeration rates and filter medium Heights. **Bioresource Technology**, v. 289, n. 121664, 2019.

RINQUEST, Z.; BASITERE, M.; NTWAMPE, S. K. O.; NJOYA, M. Poultry slaughterhouse wastewater treatment using a static granular bed reactor coupled with single stage nitrification-denitrification and ultrafiltration systems. **Journal of Water Process Engineering**, v. 29, n. 100778, 2019.

OLIVO, R. **O mundo do frango**. 1ª edição. Varela, 2006.

OLIVEIRA, J. F.; RODRIGUES, F. N.; FIA, R.; MAFRA, D. C. B; LANDIM, D. V. Percolate quality in soil cultivated with application of wastewater from swine slaughterhouse and dairy products. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, v. 37, n. 6, p. 1222-1235, 2017.

OLIVEIRA, J. F.; RODRIGUES, F. N.; FIA, R.; VILELA, H. S.; LANDIM, D. V. Chemical properties of soil fertirrigated with dairy and slaughterhouse wastewater. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, v. 37, n. 6, p. 1244-1253, 2017.

OLIVEIRA, J. F.; RODRIGUES, F. N.; FIA, R.; VILELA, H. S.; LANDIM, D. V.; MAFRA D. C. B. Performance of tifton 85 grass under fertirrigation with slaughterhouse wastewater. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, v. 37, n. 4, p. 790-800, 2017.

OULEBSIR, R.; LEFKIR, A.; SAFRI, A.; BERMAD. A. Optimization of the energy consumption in activated sludge process using deep learning selective modeling. **Biomass and Bioenergy**, v. 132, n.105420, 2020.

OZDEMIR, S., YETILMEZSOY, K.; NUHOGLU, N. N.; DEDE, O. H.; TURP, S. M. Effects of poultry abattoir sludge amendment on feedstock composition, energy content, and combustion emissions of giant reed (*Arundo donax* L.). **Journal of King Saud University – Science**, v. 32, p. 149-155, 2020.

OZGUN, H.; ERSAHIN, M. E.; ZHOU, Z.; TAO, Y.; SPANJERS, H.; LIER, J. B. V. Comparative evaluation of the sludge characteristics along the height of upflow anaerobic sludge blanket coupled ultrafiltration systems. **Biomass and Bioenergy**, v.125, p. 114-122, 2019.

QIAO, S.; HOU, C.; WANG, X.; ZHOU, J. Minimizing greenhouse gas emission from wastewater treatment process by integrating activated sludge and microalgae processes. **Science of the Total Environment**, v. 732, n. 139032, 2020.

QUINTELAS, C.; MESQUITA, D. P.; TORRES, A. N.; COSTA, I.; FERREIRA, E. C. Degradation of widespread pharmaceuticals by activated sludge: Kinetic study, toxicity assessment, and comparison with adsorption processes. **Journal of Water Process Engineering**, v. 33, n. 101061, 2020.

SAMPAIO, P. R. P.; SAMPAIO, R. S. R. The challenges of regulating water and sanitation tariffs under a three-level shared-authority federalism model: The case of Brazil. **Utilities Policy**, v. 64, n. 101049, 2020.

SEBASTIAN, N.; MONIKA, H.; STAWOMIR, C.; EWA, K.; ADRIANA, O. Environmental fate of Bacteroidetes, with particular emphasis on *Bacteroides fragilis* group bacteria and their specific antibiotic resistance genes, in activated sludge wastewater treatment plants. **Journal of Hazardous Materials**, v. 394, n. 122544, 2020.

SHEN, Y.; LINVILLE, J. L.; DEMIRTAS, M. U.; MINTZ, M. M.; SNYDER, S. W. An overview of biogas production and utilization at full-scale wastewater treatment plants (WWTPs) in the United States: Challenges and opportunities towards energy-neutral WWTPs. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 50, p. 346-362, 2015.

SHI, X.; DENG, G. The effects of carbon source and COD/N ratio on simultaneous denitrification and methanogenesis in an upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Renewable Energy**, v. 157, p. 867-873, 2020.

SILVA, G.; DUTRA, P. R. S; CADIMA, I. M. **Higiene na indústria de alimentos**. 2010, 132 p. Manual, Escola Técnica Aberta do Brasil.

SILVA, J. L. A. **Avaliação da gestão do uso e reúso de água em abatedouro de aves**. 2007, 129 p. Dissertação (Tese de Mestrado), Universidade Federal de Pernambuco.

SOKKANATHAN, G.; SHARMILA, V. G.; KALIAPPAN, S.; BANU, J. R.; YEOM, I. T.; RANI, R. U. Combinative treatment of phenol-rich retting-pond wastewater by a hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor and solar photofenton process. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 999-1006, 2018.

TEIXEIRA, D. L.; MATOS, A. T.; MELO, E. C. Resistance to forced airflow through layers of composting organic material. **Waste Management**, v. 36, p.57-62, 2015.

TEIXEIRA, D. L.; MATOS, A. T.; MELO, E. C. Gradiente de pressão estática do ar forçado em camadas de resíduos orgânicos misturados com diferentes proporções de cama de frango. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, v. 36, n. 2, p. 309-317, 2016.

TONG, S.; WANG, S.; ZHAO, Y.; FENG, C.; XU, B.; ZHU, M. Enhanced alure-type biological system (E-ATBS) for carbon, nitrogen and phosphorus removal from slaughterhouse wastewater: **A case study. Bioresource Technology**, v. 274, p. 244-251, 2019.

TORRALBO, A.; BORGE, C.; BOCANEGRA, I. G.; MÉRIC, G.; PEREA, A.; CARBONERO, A. Higher resistance of *Campylobacter coli* compared to *Campylobacter jejuni* at chicken slaughterhouse. **Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases**, v. 39, p. 47-52, 2015.

VALTA, K.; DAMALA, P.; ORLI, E.; PAPADASKALOPOULOU, C.; MOUSTAKAS, K.; MALAMIS, D.; LOIZIDOU, M. Valorisation Opportunities Related to Wastewater and Animal By-Products Exploitation by the Greek Slaughtering Industry: Current Status and Future Potentials. **Waste Biomass**, v. 6, p. 927-945, 2015.

VASSALLE, L.; MONTERO, R. D.; MACHADO, A. T. R.; MOREIRA, C.; FERRER, I.; MOTA, C. R.; PASSOS, F. Upflow anaerobic sludge blanket in microalgae-based sewage treatment: Codigestion for improving biogas production. **Bioresource Technology**, v. 300, n. 122677, 2020.

VIDAL, J.; CARVAJAL, A.; HUILIÑIR, C.; SALAZAR, R. Slaughterhouse wastewater treatment by a combined anaerobic digestion/solar photoelectro-Fenton process performed in semicontinuous operation. **Chemical Engineering Journal**, v. 378, n. 122097, 2019.

VIDAL, J.; HUILIÑIR, C.; SALAZAR, R. Removal of organic matter contained in slaughterhouse wastewater using a combination of anaerobic digestion and solar photoelectro-Fenton processes. **Electrochimica Acta**, v. 210, p. 163-170, 2016.

WANG, S.; HAWKINS, G. L.; KIEPPER, B. H.; DAS, K. C. Treatment of slaughterhouse blood waste using pilot scale two-stage anaerobic digesters for biogas production. **Renewable Energy**, v. 126, p. 552-562, 2018.

WAQAS, S.; BILAD, M. R.; MAN, Z.; WIBISONO, Y.; JAAFAR, J.; MAHLIA, T. M. I; KHAN, A. L.; ASLAM, M. Recent progress in integrated fixed-film activated sludge process for wastewater treatment: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 268, n. 110718, 2020.

WEI, Z.; LI, W.; ZHAO, D.; SEO, Y.; SPINNEY, R.; DIONYSIOU, D.D.; WANG, Y.;

WU, J.; JIANG, B.; FENG, B.; LI, L.; MOIDEEN, S. N. F.; CHEN, H.; MRIBET, C.; LIA, Y. Y. Pre-acidification greatly improved granules physicochemical properties and operational stability of Upflow anaerobic sludge Blanket (UASB) reactor treating low-strength starch wastewater. **Bioresource Technology**, v. 302, n. 122810, 2020.

WU, P. F.; MITTAL, G. S. Characterization of provincial inspected slaughterhouse wastewater in Ontario, Canada, v. 53, 2011.

YAAKOB, M. A.; MOHAMED, R. M. S. R.; GHEETHI, A. A.; TIEY, A.; KASSIM, A. H. M. Optimising of *Scenedesmus* sp. biomass production in chicken slaughterhouse wastewater using response surface methodology and potential utilisation as fish feeds. **Research Article**, v. 26, p. 12089-12108, 2019.

YAN, X.; ZHENG, S.; HUO, Z.; SHI, B.; HUANG, J.; YANG, J.; MA, J.; HAN, Y.; WANG, Y.; CHENG, K.; FENG, J.; SUN, J. Effects of exogenous N-acyl-homoserine lactones on nutrient removal, sludge properties and microbial community structures during activated sludge process. **Chemosphere**, v. 255, n. 126945, 2020.

YAO, Y.; HUANG, G.; AN, C.; CHEN, X.; ZHANG, P.; XIN, X.; SHEN, J.; AGNEW, J. Anaerobic digestion of livestock manure in cold regions: Technological advancements and global impacts. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 119, n. 109494, 2020.

YU, X.; SHI, J.; KHAN, A.; YUN, H.; ZHANG, P.; ZHANG, P.; KAKADE, A.; TIAN, Y.; PEI, Y.; JIANG, Y.; HUANG, H.; WU, K.; LI, X. Immobilized-microbial

bioaugmentation protects aerobic denitrification from heavy metal shock in an activated-sludge reactor. **Bioresource Technology**, v. 307, n. 123185, 2020.

ZHANG, J.; SHAO, J.; JIN, Q.; ZHANG, X.; YANG, H.; CHEN, Y.; ZHANG, S.; CHEN, H. Effect of deashing on activation process and lead adsorption capacities of sludge-based biochar. **Science of the Total Environment**, v. 716, n. 137016, 2020.

ZHANG, W.; LIU, F.; WANG, D.; JIN, Y. Impact of reactor configuration on treatment performance and microbial diversity in treating high-strength dyeing wastewater: Anaerobic flat-sheet ceramic membrane bioreactor versus upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Bioresource Technology**, v. 269, p. 269-275, 2018.

ZHAO, J.; HOU, T.; ZHANG, Z.; SHIMIZU, K.; LEI, Z.; LEE, D. J. Anaerobic co-digestion of hydrolysate from anaerobically digested sludge with raw waste activated sludge: Feasibility assessment of a new sewage sludge management strategy in the context of a local wastewater treatment plant. **Bioresource Technology**, v. 314, n. 123748, 2020.

ZHENG, T.; LI, P.; MA, X.; SUN, X.; WU, C.; WANG, Q.; GAO, M. Pilot-scale experiments on multilevel contact oxidation treatment of poultry farm wastewater using saran lock carriers under different operation model. **ScienceDirect**, v. 77, p. 336-345, 2019.

ZHENG, W.; XIAO, R. Electrophilicity index as a critical indicator for the biodegradation of the pharmaceuticals in aerobic activated sludge processes. **Water Research**, v. 160, p. 10-17, 2019.

ZHU, C.; MAHMOOD, Z.; ZHANG, W.; AKRAM, M. W.; AINUR, D.; MA, H. In situ investigation of acute exposure of graphene oxide on activated sludge: Biofilm characteristics, microbial activity and cytotoxicity. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 199, n. 110639, 2020.

Artigo 2: Tratamento da água residuária e gerenciamento de resíduos de abatedouro de aves: estudo de caso

Resumo

A água residuária de abatedouro de frangos possui grande potencial poluidor, devendo passar por algumas etapas de tratamento antes da sua disposição final. Além da água residuária, outros subprodutos são gerados no processamento da carne e no tratamento do efluente. Assim, o presente trabalho objetivou caracterizar a água residuária de um abatedouro, avaliar o tratamento existente na agroindústria e propor medidas de complementação do gerenciamento dos resíduos sólidos, líquidos e gasosos. O tratamento da água residuária do abatedouro é composto por peneiras, caixa de gordura, flotor, reatores UASB e lagoas facultativas aeradas, que atende aos padrões de lançamento. Para a caracterização da água residuária da agroindústria foram realizadas duas amostras, a primeira após a peneira estática e a segunda na saída das lagoas facultativas aeradas. Assim, as sugestões feitas no trabalho visaram propor o aproveitamento do lodo, que é encaminhado para um aterro sanitário distante da agroindústria; o aproveitamento energético do biogás do reator anaeróbio e da queima dos resíduos do tratamento preliminar, que poderiam atender à demanda energética do flotor e do aerador da lagoa de estabilização; além da utilização da água residuária fonte de nutrientes para o solo. Outras alternativas também são citadas, como a disposição da água residuária em outro curso d'água e o emprego do sangue e das partes não aproveitáveis do frango na fabricação de farinhas e coagulantes.

Palavras chaves: aproveitamento energético; caracterização da água residuária, fertirrigação; indústria avícola; proteína animal.

1. Introdução

A carne de frango é a proteína animal mais consumida no Brasil, razão pela qual o setor também apresenta taxa de crescimento superior ao dos demais setores de produção de carne (SALMINEN et al., 2020; BRASIL, 2019). Como consequência, há elevação do número do plantel nacional e do número de aves processadas, resultando na geração de maiores produções de águas residuárias nos criatórios e em abatedouros. Segundo a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), abatedouro é o local onde se

realiza uma série de operações controladas e devidamente monitoradas, que envolve desde o pré-abate até a limpeza das instalações.

Nessa atividade do ramo da avicultura, é gerado efluente com grande potencial poluidor durante o abate e a higienização das instalações, em função da presença de grandes quantidades de sangue, vísceras e outras partes não aproveitáveis do frango (SALMINEN et al., 2002). Por essa razão, justifica-se a necessidade de maior conhecimento das características da água residuárias e de unidades de tratamento que sejam efetivas no tratamento da água residuária gerada na agroindústria.

Diante dos possíveis impactos ambientais que podem ser causados pelo lançamento *in natura* da água residuária na natureza, o presente trabalho foi realizado com objetivo de levantar as principais características da água residuária de um abatedouro localizado na região Campos das Vertentes de Minas Gerais, comparando com informações da literatura, e propor possíveis opções de tratamento/aproveitamento da água residuária e dos subprodutos do abate e do tratamento da água residuária, visando complementar as etapas já existentes.

2. Material e métodos

Para realização deste artigo foi utilizada as análises do abatedouro referente ao estudo de caso e o Software Probio 1.0, para obter os resultados estimados de produção de CH₄, produção de energia e gasto enérgico.

2.1. Descrição do local de trabalho

O estudo de caso foi realizado em um abatedouro localizado na região Campos das Vertentes de Minas Gerais, inserido na Bacia Hidrográfica do Rio Carandaí. O empreendimento começou sua operação em 1987 e se dedica até hoje a comercializar carne de frango e derivados, primando pela qualidade desde as matrizes até o produto final na mesa do consumidor.

O abatedouro ocupa uma área de 31.310 m², com 2.117 m² de área construída, sendo 1.674,4 m² destinados ao abate, preparação de carnes e áreas de apoio, como oficinas de manutenção, casa de caldeira, fábrica de farinha e óleo, estação de tratamento, almoxarifado e sala de máquinas, restando 443 m² para áreas administrativas. O

beneficiamento e a produção da carne ocorrem em regime diário de 12 h, de segunda a sexta, por vezes aos sábados, abatendo cerca de 42.000 aves ao dia, tendo potencial de alcançar até 56.000 aves ao dia. Cerca de 93% da produção destina-se ao atendimento de redes varejistas, hipermercados, supermercados, mercearias, restaurantes e hospitais de outros municípios.

Para limpeza das instalações é utilizada água e detergente, havendo grandes variações da vazão de água residuária produzida diariamente em função da variação do número de aves abatidas.

2.2. Gerenciamento dos resíduos líquidos, sólidos e gasosos

Para minimizar os impactos ambientais decorrentes de suas atividades, o abatedouro possui uma estação de tratamento de águas residuárias (ETAR), gerenciamento dos resíduos sólidos, controle sobre as emissões atmosféricas e programa de educação ambiental com colaboradores e estudantes de uma escola do município. Além de gerar empregos diretos e indiretos, a empresa tem como visão proporcionar o desenvolvimento sustentável da cidade e da região, empregando para isso, princípios da conscientização e informação.

A ETAR é composta por um medidor de vazão do tipo vertedouro; tratamento preliminar com peneira estática e caixa de gordura para remoção de penas, vísceras, fezes, ossos de frango, óleos e graxas (O & G), tratamento primário, composto por um flotador para promover a remoção de sólidos suspensos sedimentáveis; e o tratamento secundário, com implementação do reator UASB e lagoas aeradas, com a finalidade de remover principalmente matéria orgânica.

A peneira estática de aço da marca Hidrosul, modelo PE 3000, possui 1,692 x 3,105 m (altura x comprimento), fabricada em aço, está montada em cima de base de concreto. Os resíduos sólidos retidos na peneira são encaminhados até a graxaria do próprio abatedouro, com o objetivo de aproveitar os subprodutos para a produção de farinha, incorporando-a nas rações com demais farelos e distribuir para as granjas filiais do mesmo, diminuindo os gastos com a alimentação do frango. Enquanto a água residuária segue para a caixa de gordura quadrada, de 70 x 70 cm (largura x comprimento).

De forma a complementar a remoção de O & G e propiciar remoção dos sólidos suspensos sedimentáveis, a água residuária de abatedouro de frangos passa por um flotor (marca GRATT, modelo CMT 150, em aço inox), onde são adicionados dois tipos de coagulantes (cloreto férrico e o policloreto de alumínio), além de haver a introdução de microbolhas e remoção dos subprodutos por raspadores. O flotor possui 6,0 m de comprimento útil, 1,0 m de largura útil e altura variável devido ao fundo inclinado, e um dispositivo de descarga de fundo (retirada do material sedimentado). Para garantir a insuflação, é utilizada uma bomba da Marca GRATT, modelo GMT 25, com motor elétrico de 25 CV, 2 polos, 3500 rpm.

Após o tratamento preliminar e primário, a água residuária do abatedouro de frangos chega ao tratamento secundário, que ocorre em dois reatores UASB, instalados em paralelos, com altura de 4,4 m e 3,2 m de diâmetro. Devido à presença do separador trifásico, as três fases são separadas, o lodo é adensado e digerido na manta e leito de lodo do reator anaeróbio; o biogás é coletado, medido, com uma produção média de 111,85 m³ d⁻¹, encanado e transportado até a caldeira do abatedouro, onde é queimado, produzindo água aquecida e vapor; e o líquido tratado é coletado em canaletas e lançado em duas lagoas facultativas aeradas, que possuem 14,0 x 4,0 x 2,5 m (comprimento x largura x profundidade).

Pela existência de zonas anaeróbias nos reatores de tratamento biológico, o lodo já sai adensado e estabilizado (VON SPERLING et al., 2001), sendo desaguado em leito de secagem, com ciclo de secagem por 14 dias, até o encaminhado a um aterro sanitário localizado em Conselheiro Lafaiete. A empresa, no entanto, tem a intenção de se fazer o aproveitamento do lodo, uma das questões que foram abordadas no trabalho.

2.3. Caracterização da água residuária

A água residuária do abatedouro foi coletada após a peneira estática e na saída das lagoas facultativas aeradas. As amostras são adequadamente acondicionadas e armazenadas até serem encaminhadas para análise em um laboratório certificado contratado. No estudo realizado, foi considerada a caracterização do mês de janeiro de 2020.

As análises de caracterização realizadas foram agentes tensoativos SM 5540 C por meio da espectrofotometria), nitrogênio amoniacal (N_{amon}) (4500 NH₃ F, método fenato),

óleos e graxas (O & G) (5520 B, por partição gravimétrica), pH (45000 H + B com uso do peagâmetro), sólidos em suspensão (SS) (2540 D), sólidos sedimentáveis (SP) (2540 F), temperatura da amostra (2550 B), , vazão (Q) (NBR 13403), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (5210 B) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) (5220 D), seguindo as metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017) e na ABNT (NBR 13403, 1995).

Quanto à água residuária, será avaliado se suas características atendem aos padrões de lançamento previstos na resolução COPAM 01/2008 (MINAS GERAIS, 2008; CHERNICHARO et al., 2015), e que medidas poderiam ser tomadas para complementar a remoção de poluentes.

2.4. Proposição de complementação do gerenciamento dos resíduos da agroindústria

Com base nas instalações já existentes, nas eficiências obtidas pela passagem da água residuária do abatedouro de frangos pelas unidades de tratamento e considerando as alternativas citadas no Artigo 1, foi feita uma análise e proposição de complementação do gerenciamento dos resíduos sólidos (lodo), gasosos (UASB) e líquidos (água residuária) do abatedouro avaliado no estudo de caso. Para alcançar o objetivo, utilizou-se da resolução COPAM 01/2008 (MINAS GERAIS, 2008), dados de custos, contribuições *per capita* e eficiências presentes em von Sperling (2017) (Tabelas 1, 2 e 3) e análises realizadas por Oliveira (2018) e Naves (2019).

Tabela 1. Características típicas dos esgotos sanitários brutos.

Variável	Contribuição per capita (g hab ⁻¹ d ⁻¹)		Concentração		
	Faixa	Típica	Unidade	Faixa	Típico
Sólidos Totais (ST)	120-220	180	mg L ⁻¹	700-1350	1100
Sólidos Suspensos Totais (SST)	35-70	60	mg L ⁻¹	200-450	350
Sedimentáveis (SP)	-	-	mL L ⁻¹	10-20	15
DBO	40-60	50	mg L ⁻¹	250-400	300
DQO	80-120	100	mg L ⁻¹	450-800	600
Nitrogênio Total (NT)	6,0-10,0	8,0	mg L ⁻¹	35-60	45
Nitrogênio Orgânico (N_{org})	2,5-4,0	3,5	mg L ⁻¹	15-25	20
Nitrogênio amoniacal (N_{amon})	3,5-6,0	4,5	mg L ⁻¹	20-35	25
Fósforo Total (PT)	0,7-2,5	1,0	mg L ⁻¹	4-15	7
Ph	-	-	-	6,7-8,0	7,0

Fonte: adaptado de von Sperling (2017).

Tabela 2. Sistemas de tratamento de esgoto e demandas de área, potência, geração de lodo e custos de construção/implantação e operação/manutenção associados.

Sistema	Área demandada (m ² hab ⁻¹)	Potência consumida (kWh hab ⁻¹ ano ⁻¹)	Lodo desidratado a ser disposto (L hab ⁻¹ ano ⁻¹)	Construção/Implantação (R\$ hab ⁻¹)	Operação e Manutenção (R\$ hab ⁻¹ ano ⁻¹)
UASB	0,03-0,10	0	10-35	40-120	6-10
LAN + LF	1,50-3,00	0	20-60	90-140	5-8
LF	2,00-4,00	0	15-30	100-160	5-8
LAF	0,25-0,50	11-18	7-30	120-200	10-20
LAMC-LS	0,20-0,40	16-22	10-35	120-200	10-20
UASB + LAC	0,08-0,20	14-20	15-60	120-250	15-30
UASB + BFAS	0,05-0,15	14-20	15-55	120-250	15-30
UASB + FBP	0,10-0,20	0	15-55	150-250	12-18
SAC	1,0-5,0	0	-	100-200	5-10
FERT	10-50	0	0	50-200	2-6

TS, Tanque Séptico; FA, Filtro Anaeróbio; LAN, Lagoas Anaeróbias; LF, Lagoas Facultativas; LAF, Lagoa Aerada Facultativa; LAMC, Lagoa Aerada de Mistura Completa; LS, Lagoa de Sedimentação; LAC, BFAS, a Biofiltros Aerados Submersos; FBP, a Filtro Biológico Percolador; SAC, Sistemas Alagados Construídos (wetlands construídos); FERT, Fertirrigação.

Fonte: adaptado de von Sperling (2017).

Tabela 3. Sistemas e suas eficiências típicas considerando o tratamento de esgoto doméstico.

Sistema	Eficiência típica de remoção para esgotos domésticos					Colif. (unid. Log)
	DBO (%)	DQO (%)	SS (%)	NT (%)	PT (%)	
UASB	60-75	55-70	65-80	<60	<35	~1
LAN + LF	75-85	65-80	70-80	<60	<35	1-2
LF	75-85	65-80	70-80	<60	<35	1-2
LAF	75-85	65-80	70-80	<30	<35	1-2
LAMC-LS	75-85	65-80	80-87	<30	<35	1-2
UASB + LAC	83-93	75-88	87-93	<60	<35	1-2
UASB + BFAS	83-93	75-88	87-93	<60	<35	1-2
UASB + FBP	80-93	73-88	87-93	<60	<35	1-2
SAC	80-90	75-85	87-93	<60	<35	3-4

Fonte: adaptado de von Sperling (2017).

3. Resultados e discussão

3.1. Análise das características da água residuária

Com base nos valores obtidos, foi construída a Tabela 4, na qual se faz a comparação com os valores presentes na Resolução COPAM 01/2008 e com os dados encontrados na literatura (Artigo 1).

Verifica-se que a água residuária do abatedouro de frangos atende a todos os parâmetros estabelecidos para lançamento da deliberação normativa estadual, com exceção para os agentes tensoativos, já que o método analítico utilizado não permite inferir se o valor menor que 10 mg L^{-1} também é inferior a $2,0 \text{ mg L}^{-1}$. Segundo Recesa (2008), é importante acompanhar a variável e ter métodos sensíveis para avaliação da concentração, de forma a evitar a redução da tensão superficial, formação de espuma e toxicidade no curso d'água.

Tabela 4. Caracterização física, química e bioquímica da Água Residuária de Abatedouro de frango, comparação com os valores reportados na literatura e na legislação para lançamento.

Fonte	AT	DBO	DQO	N _{amon}	PT	ST	SS	O & G	SP	pH	T
		mg L ⁻¹							mL L ⁻¹		°C
(1)		1.500 - 3.500	3.000 - 6.000	2 - 100	-	3.000	2.300	500 - 1.500		6,0 - 7,0	-
(2)		1.190 - 2.624	2.360 - 4.690	20 - 68	33 - 128	2.032 - 3.139	640 - 1.213	249 - 702		6,5 - 7,0	-
(3)		750 - 1.890	3.000 - 4.800	16 - 165	16 - 32	1.400 - 3.900	300 - 950	800 - 1385		7,0 - 7,6	-
(4)		710 - 4.633	1400 - 11.118	3 - 300	13 - 120	-	780 - 10.900	50 - 897		-	-
(5)		610 - 4635	1.250 - 15.900	-		-	300 - 2800	-		4,9 - 8,1	-
(6)		1.500 - 2.500	600 - 4.000	<10	10 - 400	1.200 - 2.800	20 - 3.800	42 - 390		6,6 - 7,1	-
(7)		1.341 - 1.602	3.154 - 7.719	-		-	378 - 5462	-		7,3 - 8,6	-
(8)		850 - 5.000	1.423 - 12.490	-		-	-	312 - 12.490		6,0 - 8,0	-
ARA bruto (estudo de caso)	< 10	1.886	4.526	59,9	-	-	6.500	1250	0,3	6,7	18,8
ARA tratada (estudo de caso) Q = 30,42 m³ h⁻¹	< 10	22	62	15,8	-	-	21	< 10	< 0,1	6,9	20,8
COPAM 01/2008 (limite padrão de lançamento)	2	60	180	20,0	-	-	100	50	1	6,0 - 9,0	< 40 °C

AT, refere-se a agente tensoativo; DBO, demanda bioquímica de oxigênio; DQO, demanda química de oxigênio; N_{amon}, nitrogênio amoniacal; PT, fósforo total; ST, sólidos totais; SS, sólidos suspensos; O&G, óleos e graxas; SP, sólidos sedimentáveis; pH, potencial hidrogeniônico; T, temperatura; Q, vazão.

Fonte: (1) Olivo (2006); (2) Del Nery (2007); (3) Rajakumar e Meenambal (2008); (4) Sunada (2011); (5) Bustillo-Lecompte et al. (2016); (6) Matos e Matos (2017); (7) Yaacokb et al. (2018); (8) Njoya; Basitere e Ntwampe (2019).

De acordo com a Resolução COPAM 01/2008, além de atendimento do padrão de lançamento, deve-se observar também a não alteração da condição do curso d'água no qual ele foi enquadrado. Assim, realizar o monitoramento da mistura da água residuária com o corpo hídrico receptor, nas condições de vazões atuais, é essencial. Deve-se também fazer a análise com base nas condições de mistura, tendo a vazão e a atual condição do curso d'água. No entanto, como é comum em muitos corpos d'águas, a qualidade atual do rio não é compatível com a qualidade que se deveria alcançar, em função de despejos ocorrem na bacia sem qualquer tipo tratamento de esgotos sanitários, como é o caso do esgoto sanitário da comunidade próxima ao abatedouro. Dessa forma, é impossível para a ETAR da agroindústria atender também esse requisito. Por essa razão, a agroindústria estuda a possibilidade de fazer o lançamento no rio das Mortes, de maior vazão e conseqüente maior capacidade de depuração.

As concentrações e os valores aferidos na água residuária bruta também estiveram dentro da faixa de valores reportado pelos outros autores da Tabela 4 e por autores como Masse (2000), Maldaner (2008), Pacheco (2008) e Yamanaka (2008).

3.2. Proposição de complementação de gerenciamento dos resíduos

Visto que o tratamento já é muito eficiente, as sugestões apresentadas no trabalho visam auxiliar a empresa na disposição da água residuária e dos resíduos sólidos gerados.

3.2.1. Resíduos retidos no tratamento preliminar

Gikas et al. (2010) e Borges (2014) observaram que dado o poder calorífico do material retido no sistema preliminar de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs), é possível realizar o aproveitamento para geração de energia a partir da queima controlada. Segundo os autores, o poder calorífico obtido dos sólidos grosseiros analisados é inclusive superior aos valores reportados para resíduos sólidos urbanos (RSU) e lodo de ETE.

Na criação do frango, é gerada a camada de frango, composta por resíduos estruturantes (serragem de madeira e palhadas) e dejetos avícolas, que tem sido apontada como uma fonte energética em potencial, seja por digestão anaeróbia e produção de biogás, seja por sua queima controlada (SANTOS; LUCAS JUNIOR, 2004; DALÓLIO et al., 2017). Assim, em função das características dos subprodutos gerados no abate de

frangos, em sua maior parte sólidos orgânicos, acredita-se que há também a possibilidade de se gerar energia a partir de vísceras, penas e outros materiais retidos no tratamento preliminar. Recomenda-se então a realização de avaliações técnicas e financeiras que visem inferir sobre a viabilidade.

Já os óleos e graxas removidos na caixa de gordura e flotor poderiam ser utilizados como matéria-prima para geração de biocombustíveis e sabões, dependendo da forma de tratamento químico do resíduo (OLIVEIRA et al., 2014; OLIVEIRA et al., 2016).

3.2.2. Biogás produzido no reator UASB

Experiências realizadas no tratamento da água residuária de abatedouro de frangos têm demonstrado que há um grande potencial de geração do biogás (NGES, 2010), dada a elevada carga orgânica da água residuária (KOTHARI, 2014). Assim, é de grande interesse para a agroindústria aproveitar a energia, sobretudo em função dos gastos energéticos no flotor e nas lagoas facultativas aeradas.

Para estimar o potencial de produção de metano (e os outros aspectos a serem tratados a seguir), construiu-se a Tabela 5. Essa foi feita com base na Tabela 1 de equivalente populacional, eficiências típicas de remoção em reatores UASB e nas lagoas facultativas aeradas (Tabela 3) e na remoção global da ETE (eficiência calculada com os dados da Tabela 4). Tendo a população equivalente da DQO da água residuária de abatedouro de frangos bruta (Tabela 5) e aplicando no Software Probio 1.0, citado por Campos et al. (2020), seria possível produzir $169 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ de metano, com potencial de geração de 1.688 kWh d^{-1} .

Dada a medição reportada de $111,85 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ de CH_4 na ETAR, recomenda-se avaliar a atividade metanogênica específica (AME) da biomassa e as possíveis rotas de perdas de metano, para que se não perca esse potencial energético. Segundo Souza et al. (2012), há perdas de metano dissolvido no efluente da ordem de 36-41% e cerca de 5% é despreendido para a atmosfera. Com base no equivalente populacional de DQO da água residuária de abatedouro de frangos do efluente ao reator UASB (e afluente à lagoa facultativa aerada), haveria consumo de 326 kWh d^{-1} no sistema de aeração, indicando que o aproveitamento energético do biogás do reator UASB poderia suprir a demanda da

lagoa facultativa aerada e ainda sobraria para atender o requisito do flotador e das bombas da agroindústria.

Tabela 5. Concentrações, equivalentes populacionais, eficiências consideradas e aspectos estimados a partir das análises dos dados operacionais da água residuária de abatedouro de frangos, considerando a vazão de 30,42 m³ h⁻¹ e 12 h de operação da agroindústria.

	DQO	DQO	DQO	Produção de CH ₄ ***	Produção de energia***	Gasto Energético****	Produção de lodo	Área demandada *****
	Concentração (mg L ⁻¹)	Eficiência Considerada (%)	Equivalente populacional (hab)	m ³ d ⁻¹	kWh d ⁻¹	kWh d ⁻¹	m ³ ano ⁻¹	ha
Água Residuária Bruta	4.526	-	16.552	-	-	-	-	-
Efluente do Reator UASB	1.810	60,0	6.609	169	1.688	-	578	-
Água Residuária Tratada	62	98,6**	227	-	-	326	146	4,54

* Da concentração de entrada até a saída do reator; ** Eficiência calculada da entrada até a saída da ETAR; *** Utilizando o software Probio 1.0; **** Estimado pelo equivalente populacional nas lagoas aeradas facultativas; ***** Para a disposição final como técnica de fertirrigação.

3.2.3. Aproveitamento do lodo

Com base na estimativa feita por análise por equivalente populacional e somatório dos valores presentes da Tabela 4, 724 m³ ano⁻¹ de lodo desidratado seriam produzidos e hoje tem sido encaminhado para um aterro sanitário que fica a 115 km da agroindústria, e poderia ser melhor aproveitado. Cita-se a aplicação no solo *in natura* ou após compostado; utilização na fabricação de materiais cerâmicos; uso como fonte energética após digestão anaeróbia ou queima, com possibilidade de aproveitar as cinzas resultantes (VALTA et al., 2015; SAHITO et al., 2016; FERREIRA et al., 2018).

No cenário de aproveitamento do lodo, vislumbra-se uma parceria com uma cimenteira localizada próximo ao abatedouro, para fabricação de tijolos, além do emprego do material orgânico como substrato para cultivo de grama comercial, uso agrícola e como fertilizante.

3.2.4. Demanda de área para fertirrigação

A fertirrigação com água residuária de abatedouro é uma técnica interessante a ser adotada para disposição final da mesma, desde que realizada de maneira adequada (QUEIROZ et al., 2004; CARVALHO, 2012). Com a fertirrigação, há redução dos impactos ambientais nos cursos d'água, economia com água e adubação química, além de proporcionar melhoria dos atributos do solo (LOPEZ et al., 2001; DRUMOND; AGUIAR, 2005; OLIVEIRA et al., 2017a, 2017b e 2017c; MARQUES et al., 2017).

De acordo com a produção de água residuária do abatedouro de frangos e o equivalente populacional, seria possível fertirrigar uma área de 4,54 ha, com redução dos custos de produção de matérias-primas para a ração das aves, por exemplo. Há ainda a possibilidade de se fazer reúso de água para outros fins não potáveis como a lavagem dos caminhões quando as aves são descarregadas, da área de descanso das aves e para o interior do abatedouro, além da utilização para molhar estradas, alternativas que dependem de diferentes níveis de tratamento.

3.2.5. Disposição da água residuária no curso d'água

A água residuária pode passar por algumas outras etapas de tratamento visando o pós-tratamento e complementação de remoção de nutrientes, como o fósforo que não é removido com grande eficiência em outras etapas e não foi quantificado na caracterização

da água residuária do abatedouro de frangos. Com base na análise de Oliveira (2018) e Naves (2019), verifica-se que a utilização de Sistemas Alagados Construídos (SACs) poderia ser uma alternativa econômica para auxiliar na extração de P. Uma desvantagem da adoção do reator na ETAR seria a demanda de área.

Como já discutido, a agroindústria avalia também a possibilidade de alterar o curso d'água de disposição da água residuária, visando contribuir com a qualidade ambiental. Ressalta-se, no entanto, que são os despejos não tratados que têm causado a deterioração da qualidade do córrego, com relatados impactos como maus odores e coloração marrom das águas.

3.2.6. Outras formas de aproveitamento

Havendo separação do sangue e de partes do frango não aproveitáveis do frango na agroindústria, pode haver fabricação de farinha, rações, corantes de produtos, produção de compostos orgânicos e aproveitamento energético, além de recuperar e utilizar proteínas (MORÉS et al., 2006; THUNGKLIN; REUNGASANG; PIAZZA; MCALOON; GARCIA, 2011; SITTIJUNDA, 2011; VALTA et al., 2015; BRATINA et al., 2016; FERREIRA et al., 2018; GRANADA et al., 2018; MARTÍN-HERRERO; ALVAREZ; FLORES, 2018; MOUKAZI; PELLERA; GIDARAKOS, 2018; WANG et al., 2018; LATIFI; KARRABI; DANESHI, 2019; BETHI et al., 2020; VILVERT et al., 2020; OZDEMIR; YETILMEZSOY, 2020). A agroindústria já utiliza de alguns desses conceitos, como a utilização do sangue e das partes não aproveitáveis para fabricação de farinha, aproveitamento do biogás, o que demonstra a preocupação ambiental da empresa.

4. Conclusões

Com base no estudo de caso feito, observou-se que:

- O tratamento de águas residuárias do abatedouro, estabelecidas com critérios de ordem ambiental e sanitária, resulta em efluente com baixas concentrações de poluentes, atendendo aos padrões de lançamento;
- O lodo é destinado a aterro sanitário, no entanto, dado o grande volume produzido e a distância para o local de disposição do resíduo, são sugeridas outras formas de aproveitamento/disposição final, como a utilização do mesmo para fabricação de tijolos, em uma cimenteira;

- O biogás já vem sendo aproveitado na agroindústria, no entanto, dado o potencial de produção, sugere-se a investigação de possíveis rotas de perdas de forma atender a demanda energética dos aeradores da lagoa facultativa aerada e do flotador.

REFERÊNCIAS

ALVES, P. F. S.; SANTOS, S. R.; KONDO, M. K.; ARAÚJO, E. D.; OLIVEIRA, P. M. Fertirrigação do milho com água residuária sanitária tratada: crescimento e produção. **SciELO**, v. 23, n. 5, Rio de Janeiro, 2018.

BORGES, N. B. **Aproveitamento dos resíduos gerados no tratamento preliminar de estação de tratamento de esgoto**. Dissertação (Tese Doutorado), Universidade de São Paulo, São Carlos, 238 p., 2014.

CAMPOS, L. B.; MATOS, M. P.; SINISCALCHI, L. A. B.; YANAGI, S. N. M.; LIMA, L. C. **Estimativa da produção e perdas de metano em reator UASB da ETE-UFLA por meio de diferentes modelos matemáticos**. Capítulo 18. In: SILVA, H. C. Demandas Essenciais para o Avanço da Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 2, p. 185-195, 2020.

CHERNICHARO, C. A. L. et al. 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.

DALÓLIO, F. S.; SILVA, J. N.; BAÊTA, F. C.; TINÔCO, I. F. F.; CARNEIRO, A. C. O. Cama de frango e resíduo moveleiro: alternativa energética para a zona da mata mineira. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 25, n. 3, p. 261-271, 2017.

MARQUES, M. V. A. et al. Potencial, economia de água e adubação com a aplicação de efluente do tratamento preliminar de esgoto doméstico na fertirrigação de capim-elefante. **Holos**, v. 2, n.33, p. 52-64, 2017.

NAVES, R. A. **Avaliação técnico-financeira de diferentes configurações de sistemas de tratamento da água residuária de laticínios**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação), Universidade Federal de Lavras, 37 p., 2019.

OLIVEIRA, F. M. **Análise técnico-financeira de tecnologias convencionais e alternativas para o tratamento de esgoto sanitário em cidades de pequeno a grande porte.** Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal de Lavras, 21 p., 2018.

OLIVEIRA, M. C. **Efeito da aplicação da água residuária de graxaria em elementos químicos do solo e na produção e composição mineral de duas espécies forrageiras.** Dissertação (Tese de Mestrado) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 48 p., 2014.

OLIVEIRA, J. P.; ANTUNES, P. W. P.; MORDENTE, T. Z.; SANTOS, A. R.; PINOTTI, L. M.; CASSINI, S. T. A. Biodiesel production from scum of grease traps and sludge from septic tanks. **Clean Techn Environ Policy**, v. 19, p. 1231–1237, 2017.

OLIVEIRA, J. P.; ANTUNES, P. W. P.; PINOTTI, L. M.; CASSINI, S. T. A. Caracterização físico-química de resíduos oleosos do saneamento e dos óleos e graxas extraídos visando a conversão em biocombustíveis. **Quím. Nova**, v. 37, n. 4, p. 597-602, 2014.

PEREIRA, E. L. **Tratamento da água residuária de matadouro utilizando um sistema constituído de reatores com biofilme.** Dissertação (Tese de Mestrado) – Universidade de São Paulo, Lorena, 216 p., 2014.

RODRIGUES, I. C. **Influência de problemas sanitários na rejeição de frango de cortes abatidos em um estabelecimento localizado no triângulo mineiro.** Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal de Uberlândia, 30 p., 2019.

SANTOS, T. M. B; JÚNIOR, J. L. Balanço energético em galpão de frangos de corte. **SciELO**, v. 24, n.1, p. 25-36, 2004.

SILVEIRA, A. L. **Parâmetros de bem-estar e abate humanitário em frangos de corte.** Dissertação para Pós-graduação (especialização) em Produção, Tecnologia e Higiene de

alimentos de origem animal – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 53 p., 2013.

SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.; MELO, G. C. B. Methane and hydrogen sulfide emissions in UASB reactors treating domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v.65, n.7, 2012.

VON SPERLING, M.; ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** v.6., Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG; Curitiba: SANEPAR, 484 p., 2001.