

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS INDUSTRIAIS DE UM ABATEDOURO DE BOVINOS

Ozanan de Almeida Dias (1); Fernanda Silva Aguiar (2); João Paulo Fernandes Tiago (3)

(1) Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SEMAD/MG, Gestor Ambiental. Montes Claros, Minas Gerais, Brasil.ozanan.dias@meioambiente.mg.gov.br. (38) 3224-7500. Avenida José Corrêa Machado, 900, Ibituruna, Montes Claros, Minas Gerais, CEP 39401-832. (2) Faculdades Santo Agostinho – FASA, graduando em Engenharia Ambiental e Sanitária. Montes Claros, Minas Gerais, Brasil. fernandaaguiarmel@hotmail.com. (38) 3690-3600. Avenida Osmane Barbosa, 937, JK, Montes Claros, Minas Gerais, Brasil. j paulo133@hotmail.com. (38) 3690-3600. Avenida Osmane Barbosa, 937, JK, Montes Claros, Minas Gerais, CEP 39404-3600.

Eixo temático: Gerenciamento de Resíduos Sólidos e Líquidos

RESUMO – As agroindústrias frigoríficas e de abatedouros possuem amplo potencial poluidor, pois suas atividades geram grandes volumes de resíduos sólidos e de efluentes líquidos altamente prejudiciais ao meio ambiente. Nesse sentido, é de suma importância avaliar a eficiência da estação de tratamento de efluentes -ETE empregado na agroindústria, com o intuito de monitorar e tomar as acões pertinentes para que instalações de tratamento alcancem o seu melhor desempenho operacional. Diante do exposto, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a eficiência do tratamento da ETE utilizada em um abatedouro de bovinos, podendo assim analisar qual a melhor opção de disposição final do efluente tratado. Para o desenvolvimento desse trabalho, foram coletadas amostras simples do afluente e efluente da ETE, para que fossem realizadas as análises físico-químicas dos seguintes parâmetros: pH. demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), sólidos sedimentáveis (Ssed), nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e fósforo total. Os resultados indicaram que a ETE utilizada no abatedouro, se mostrou eficiente para remoção de poluentes orgânicos, contudo, foi insatisfatório na remoção SST e nitrogênio amoniacal. Portanto, é conclusiva que a melhor opção de disposição final do efluente tratado é a aplicação no solo, uma vez que os resultados de SST e nitrogênio amoniacal não alcançaram os padrões fixados na legislação, para que o efluente fosse lançado em corpos d'áqua.

Palavras-chave: Águas residuárias. Remoção de poluentes. Reatores anaeróbios.

ABSTRACT – The Refrigerating agribusinesses and Abattoirs have extensive pollution potential because their activities generate large volumes of solid waste and wastewater highly damaging to the environment. Therefore, it is of paramount importance to assess the efficiency of the wastewater treatment plant - WWTP employed in the agricultural industry, in order to monitor and take appropriate actions so that treatment facilities reach their best operating performance. Given the



above, this study aims to evaluate the WWTP treatment efficiency used in a cattle slaughterhouse, thus being able to analyze the best final disposal option of the treated effluent. For the development of this work, single samples were collected from the influent and effluent of the WWTP, so that the physical and chemical analysis of the following parameters were performed: pH, biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), suspended solids Total (SST), sedimented solids (Ssol), total nitrogen, ammonia nitrogen and total phosphorus. The results indicated that the WWTP used in the abattoir, was efficient for removing organic pollutants, however, was unsatisfactory in removing TSS and ammonia nitrogen. Therefore, it is conclusive that the final disposal of the treated effluent option is the application on the ground, since the results of TSS and ammonia nitrogen did not reach the standards set by law, so that the effluent was released into water bodies.

Keywords: Residuary waters. Removal of pollutants. Anaerobic reactors.

Introdução

A expansão agroindustrial para atender à necessidade das presentes gerações, busca suprir a demanda de alimentos para uma população crescente, e tem por conseqüência agressões danosas aos ecossistemas, principalmente aos hídricos. Nesse cenário, os abatedouros possuem amplo potencial poluidor, pois suas atividades geram demasiado volume de resíduos sólidos e de efluentes líquidos altamente prejudiciais ao meio ambiente (PACHECO, 2006).

Nos frigoríficos, assim como nos abatedouros, há um grande consumo de água em seu processo industrial, sobre tudo nas operações de matança, lavagem de máquinas e equipamentos, resultando dessa forma, elevado volume de efluentes líquidos. Segundo a UNEP (2000), cerca de 80 a 95% da água utilizada nesse tipo de agroindústria é descartada como efluente. Essas águas residuárias têm uma alta proporção de carga orgânica, além do acentuado teor de nitrogênio e fósforo, decorrente principalmente da presença de sangue, gordura, aparas de carne, esterco, conteúdo ruminal e intestinal dos animais abatidos (PACHECO, 2006).

Tendo em vista as características dos efluentes de abatedouros, usualmente são utilizados processos biológicos para o seu tratamento, como por exemplo, o uso dos reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors). Também conhecido como Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo, sendo essa a denominação proveniente da tradução para o português (CHERNICHARO, 2007).

Nos processos biológicos, a remoção dos poluentes é realizada por mecanismos biológicos, através da ação metabólica e da floculação de partículas, sendo empregado geralmente no nível secundário do tratamento (LEME, 2014). Tem como principal objetivo a remoção da matéria orgânica, seja ela dissolvida (Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO solúvel ou filtrada), a qual não é removida no tratamento primário, ou em suspensão (DBO suspensa ou particulada) cujos



sólidos de sedimentabilidade mais lenta persistiram na massa líquida, mesmo tendo passado pelo tratamento primário (VON SPERLING, 2014).

O reator UASB utiliza processos biológicos de tratamento com biomassa dispersa, na qual os compostos orgânicos são biodegradados e digeridos anaerobicamente, resultando na produção de biogás e na manutenção de um consórcio de microrganismos (CHERNICHARO, 2007). De acordo com Rodrigues et al. (2014) o funcionamento do reator consiste em fluxo ascendente do efluente, através de um leito de lodo denso de elevada atividade microbiológica. O perfil de sólidos no reator, próximo ao fundo, varia de muito denso e com partículas granulares de elevada capacidade de sedimentação, até um lodo mais disperso e leve próximo ao topo do reator (VON SPERLING, 2014).

O reator UASB tem sua configuração em função do regime hidráulico de fluxo ascendente e na inclusão de um dispositivo interno de separação sólido/gás/líquido, dispensando o uso do meio suporte para o crescimento da biomassa (RODRIGUES et al., 2014). Dessa forma, permiti o desenvolvimento e retenção de uma biomassa concentrada e altamente ativa na zona de reação, na forma de flocos densos ou lodo granulado (VON SPERLING, 2014). De acordo com Lettinga et al. (1980) os reatores UASB são de simples construção e operação e, além dessas vantagens, suportam altas cargas orgânicas e hidráulicas. Comenta Chernicharo (2007) que no caso de efluentes industriais, a literatura reporta cargas orgânicas extremamente elevadas aplicadas com sucesso em instalação piloto, da ordem de 45 kgDQO/m³.dia.

As águas residuárias geradas em um abatedouro de bovino possuem elevadas cargas orgânicas, bem como níveis altos de nitrogênio e fósforo, o que intensifica o potencial poluidor do efluente. Sendo assim, é de suma importância a avaliação da eficiência do sistema de tratamento empregado nesse tipo de agroindústria, bem como a análise da melhor opção de disposição final do efluente tratado frente às consequências possíveis para o meio ambiente.

Diante de todo o exposto, objetivou-se nesse trabalho avaliar a eficiência do tratamento de efluentes líquidos industriais gerados em um abatedouro de bovinos, bem como analisar a melhor forma de disposição final do efluente tratado.

Material e Métodos

O trabalho foi realizado em um abatedouro localizado na cidade de Montes Claros – Minas Gerais, o qual exerce a atividade de abate de bovinos sem desossa, com capacidade máxima instalada de 250 cab/dia. Toda a água residuária gerada nesse empreendimento é direcionada para uma estação de tratamento de efluentes líquidos – ETE (Figura 01) com capacidade de tratamento de 175 m³/dia. A ETE é composta por 02 tanques de equalização (75 m³ cada); 01 flotador a ar dissolvido (15 m³/h); 01 reator UASB (15 m³/h); 01 filtro aerado submerso (15 m³/h); 01 decantador (03 m³/h); 01 leito de secagem (62 m²) e 01 decantador centrífugo (15 m³/h).

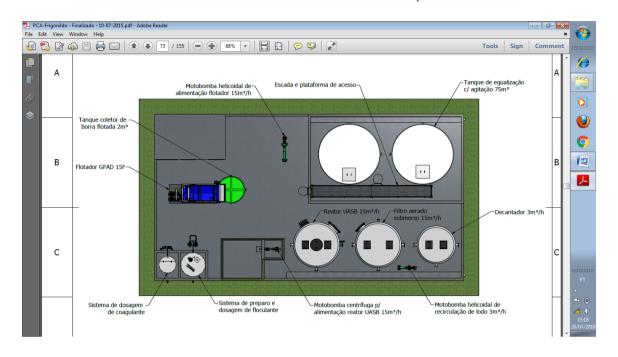


Figura 1 - Componentes da Estação de Tratamento de Efluentes Líquidos – ETE. Fonte: GRATT Indústria de Máquinas Ltda, 2014.

No que diz respeito à avaliação da eficiência da ETE utilizada no abatedouro, para o desenvolvimento do trabalho foi realizado coleta das águas residuárias antes dos equalizadores (afluente) e após o decantador (efluente). Então, as amostras simples foram encaminhadas para um laboratório credenciado pela Fundação Estadual de Meio Ambiente de Minas Gerais – FEAM, para que fossem realizadas as análises físico-químicas dos seguintes parâmetros: pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), sólidos sedimentáveis (Ssed), nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e fósforo total.

Para calcular a porcentagem ou eficiência da remoção do poluente, empregou-se o modelo proposto por Von Sperling (2014), o qual está expresso na Equação 01. Ademais, para analisar a melhor forma de disposição do efluente tratado, tomou-se como referência a Deliberação Normativa - DN Conjunta do Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais/Conselho Estadual de Recursos Hídricos – COPAM/CERH-MG nº 01 de 05 maio de 2008, a qual estabelece as condições e padrões para o lançamento de efluentes em corpos d'água (MINAS GERAIS, 2008).

Equação 01

$$E = \frac{C_0 - C_e}{C_0} . 100$$

Onde:

E = eficiência de remoção (%)

 C_0 = concentração afluente do poluente (mg . L⁻¹)

C_e= concentração efluente do poluente (mg . L⁻¹)

Resultados e Discussão

Todo o efluente gerado no abatedouro é separado por linhas de tubulações. Os domésticos provenientes das residências e refeitórios, assim como os sanitários, são lançados na linha marrom, os quais são tratados no sistema tanque séptico, seguido de filtro anaeróbio e sumidouro. Já os efluentes gerados nas instalações destinadas ao abate, excetuando as áreas de vômito, bucharia e triparia, são direcionados à linha vermelha. Aqueles provenientes do curral de espera, área de vômito, bucharia e triparia são lançados na linha verde.

A linha vermelha e verde, correspondente aos efluentes líquidos industriais, sofre tratamentos preliminares específicos, estritamente físicos, como peneiramento e desaneramento. Logo em sequência são direcionadas conjuntamente para o equalizador. Objetivando reduzir a carga orgânica do efluente, o sangue da sangria não é direcionado para linha vermelha, sendo o mesmo coletado na calha de sangria e destinado para um tanque de refrigeração para posteriormente ser coletado e utilizado como subprodutos em graxarias.

Os efluentes do equalizador são bombeados para o flotador retangular a ar dissolvido. Esse por sua vez, consiste em um mecanismo físico-químico, projetado especialmente para efetuar a remoção de sólidos, sejam eles sólidos suspensos totais e DBO particulada. Os sólidos removidos nesse flotador, assim como todo o lodo gerado na ETE são direcionados para o leito secagem e/ou decantador centrífugo para serem desaguados. Já a fração líquida do flotador é direcionada para reator UASB, seguido de filtro aerador e decantador para remoção da DBO remanescente.

No que se referem aos resultados das análises físico-químicas do afluente e efluente da ETE do abatedouro, estes estão demonstrados abaixo (Tabela 01). De maneira geral, o sistema de tratamento adotado se mostrou eficiente para remoção de poluentes orgânicos, contudo, foi insatisfatório na remoção SST e nitrogênio amoniacal, não alcançando os padrões fixados na DN Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008.

Os SST de águas residuárias de abatedouros consistem em sua maior parte em carga orgânica. Essa substância quando lançada em desacordo com a capacidade suporte do corpo d'água, implica no consumo do oxigênio dissolvido da água por parte dos microrganismos decompositores da matéria orgânica (VON SPERLING, 2014b). Já o nitrogênio, na conversão de amônia a nitrito e deste a



nitrato, também resulta no consumo de oxigênio dissolvido do meio, podendo afetar a vida aquática do recurso hídrico receptor (ESTEVES, 2011). Além do mais, o nitrogênio é um elemento indispensável para o crescimento de algas e, quando lançados em elevadas concentrações nos corpos d'água podem intensificar o crescimento demasiado desses organismos, acarretando o processo denominado eutrofização (VON SPERLING, 2014a).

Tabela 1. Resultados nas análises físico-químicas do afluente e efluente da ETE.

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA ETE				
Parâmetros	Resultados			Eficiência
	Afluente	Efluente	Unidade	(%)
рН	6,7	6,8	-	N (2)
DBO	3.000,0	357,4	mg . L-1	88,0
DQO	10.600,0	558,0	mg . L-1	94,42
SST	304,0	108,0	mg . L-1	64,47
Ssed	100,0	0,1	mg . L-1	99,9
Nitrato total	53,0	2,4	mg . L-1	95,5
Nitrogênio amoniacal	24,7	138,5	mg . L-1	0,0 (1)
Fósforo total	60,0	1,6	mg . L-1	97,3

Notas:

Os valores de pH encontrados não apresentaram expressivas variações. As análises apresentaram pH igual a 6,7 no afluente e 6,8 no efluente, estando então dentro da faixa estabelecida na DN Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008, a qual determina que o efluente tratado esteja com pH entre 6 a 9 para o seu lançamento em corpos d'água. Resultados semelhantes foram obtidos por Rodrigues et al. (2014) que encontraram um pH de 6,9 no efluente de abatedouro após tratamento por reator UASB. Segundo Von Sperling (2014b), valores de pH afastados da neutralidade podem afetar a vida aquática de peixes e microrganismos decompositores. Esteves (2011) comenta ainda, que a variação do pH influencia no equilíbrio de compostos químicos, interferindo nas reações químicas que ocorrem no corpo d'água.

Ao avaliar as taxas de DBO e DQO encontradas nas análises do efluente, observa-se que o sistema de tratamento adotado apresentou elevada eficiência. A ETE alcançou a remoção de 88% da DBO e 94% da DQO, portanto, cumprindo a legislação ambiental vigente em Minas Gerais, na qual a DN Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008 estabelece a eficiência mínima de 75% da DBO e 70% da DQO. Rodrigues et al. (2015) ao analisar o comportamento de uma reator UASB, encontrou a eficiência global de 98% da DBO e 93% da DQO. Torkian et al.

⁽¹⁾ A carga de Nitrogênio amoniacal no afluente é menor do que no efluente, portanto, o sistema de tratamento adotado não possui nenhuma eficiência para remoção desse poluente.

⁽²⁾ A equação 01, eficiência da remoção do poluente, não é aplicada para o parâmetro pH.



(2003) testaram um reator UASB com capacidade de 01 m³, com carga orgânica aplicada variando de 13 a 39 kg DQO/m3/d e tempo de detenção hidráulico – TDH de 2 a 7 horas, observaram uma porcentagem de remoções de DQO de 75% a 90% para afluentes com DQO de 3000 a 4500 mg . L-1. Diante dos resultados apresentados, pode-se notar a elevada capacidade de remoção de matéria orgânica dos reatores UASB, mesmo com afluentes com altas cargas orgânicas.

Os valores altos no decaimento, tanto da DBO quanto DQO, foram obtidos tendo em vista a configuração da ETE, que tem como tratamento primário o flotador a ar dissolvido, agindo como um bom removedor da DBO particulada. Além disso, o emprego do filtro aerado seguido de decantador como pós-tratamento do UASB, exerceu de forma satisfatória a função de eliminar a DBO solúvel remanescente. Comenta Von Sperling (2014a) que o percentual de eficiência na remoção de DBO em reatores UASB situa-se em torno de 70%, sendo recomendada alguma forma de pós-tratamento para atingir uma maior eficiência.

No que se refere aos SST, verifica-se que apesar do tratamento alcançar a eficiência de 64,47%, o efluente não atinge condições ideais para o lançamento em corpos d'água. Foram encontrados 108,0 mg . L-1 de SST no efluente, quantidade superior ao limite máximo estabelecido na DN COPAM/CERH-MG nº 01/2008, que institui o máximo de 100,0 mg . L-1. De acordo com Rodrigues et al. (2015) os reatores UASB possuem limitação na remoção de sólidos, ainda mais quando o afluente recebe elevada quantidade de sólidos suspensos.

O resultado encontrado indica que as condições operacionais de TDH e velocidade ascensional imposta ao reator UASB, podem ter favorecido o arraste de material insolúvel remanescente do afluente. Além disso, pode ter ocorrido o arraste de material particulado mais fino, proveniente do leito do lodo, uma vez que mesmo o afluente passando pelo filtro aerado e decantador o efluente não alcançou valores inferiores ao determinado na legislação de Minas Gerais.

Diferentemente dos SST, os Ssed alcançaram uma expressiva remoção na ordem de 99,9%. Já era de se esperar essa elevada eficiência, haja a vista a configuração da ETE, que tem como tratamento primário o flotador ar dissolvido e como pós UASB o filtro aerado seguido de decantador, mecanismos altamente eficazes na remoção de sólidos filtráveis. Além do mais, o fluxo ascendente do afluente no reator UASB permite maior sedimentabilidade dos sólidos no leito de lodo, resultando no efluente com baixas cargas de Ssed.

No que diz respeito ao nitrato total, para esse parâmetro a DN Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008 fixa o limite máximo de 10 mg . L-1 presente no efluente para o seu lançamento em corpos d'água. A ETE obteve um satisfatório resultado, atingindo uma porcentagem de remoção de 95,5%, chegando a um efluente com carga de 2,4 mg . L-1, bem abaixo do limite máximo estabelecido em Minas Gerais.

De forma contrária ao nitrato total, a remoção do nitrogênio amoniacal não chegou a nenhuma eficiência. O tratamento adotado, ao invés de remover esse



poluente, fez foi aumentar sua concentração. Foram quantificados 24,7 mg . L⁻¹ no afluente e 138,5 mg . L⁻¹ no efluente, perfazendo um aumento expressivo de 560%. Devido à alta carga orgânica do afluente e sua consequente conversão, fez com que a taxa de nitrogênio amoniacal aumentasse ao invés de reduzir, chegando ao ponto que, mesmo empregado o pós-tratamento com filtro aerado e decantador, não foi suficiente para diminuir a carga.

Rodrigues et al. (2014) ao avaliar o reator anaeróbio no tratamento de efluentes de frigorífico, encontrou o aumento de até 100% das taxas de nitrogênio amoniacal no efluente após o reator UASB. Nessa situação, os autores evidenciaram a necessidade de pós-tratamento, além disso, recomendaram a fertirrigação como disposição final do efluente tratado, uma vez que a remoção de níveis altos de nutrientes não é necessária nessa forma de reuso.

Beline (2012) explica que esse aumento do nitrogênio amoniacal ocorre, tendo em vista que o processo de amonificação consiste na conversão biológica do nitrogênio orgânico, presente na matéria orgânica das águas residuárias, em nitrogênio amoniacal (BELINE, 2012). Chernicharo (2007) comenta que o uso dos reatores anaeróbios, nos casos em que é requerida elevada remoção de nutrientes, deve ser visto com muito cuidado, haja vista que os sistemas anaeróbios apresentam boa remoção de matéria orgânica biodegradável e, praticamente, nenhuma eficiência em remoção de nitrogênio e fósforo.

O limite máximo de nitrogênio amoniacal fixado na DN Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008 é de 20 mg . L-1, muito abaixo do valor encontrado no efluente do abatedouro, portanto, não alcançou parâmetro desejado para o lançamento em corpos d'água. Por sua toxidade e requerimento de oxigênio do meio hídrico, o nitrogênio amoniacal deve ser obrigatoriamente removido das águas residuárias (RITTMANN e MCCARTY, 2001).

A remoçãodo nitrogênio por tratamento biológico é difícil, sendo indicado uso de tratamento convencional, seguido por processos químicos e físicos (uso de coagulantes e floculantes). Nesse sentido, o processo que se destaca na remoção de nitrogênio é o sistema composto por reator aeróbio/anaeróbio que promova as etapas de amonificação, assimilação, nitrificação e desnitrificação, seguido de lagoa de estabilização, filtro percolador e processos físico-químicos (ASSUNÇÃO, 2009; NUNES, 2012).

Quando o objetivo do tratamento do efluente também é a boa remoção do nitrogênio, Chenircharo (2007) recomenda que o reator anaeróbio deva ser usado para tratar até 50% do esgoto bruto afluente à ETE, devendo o restante ser encaminhado diretamente ao tratamento biológico, objetivando a nitrificação e a desnitrificação, de modo a se ter matéria orgânica suficiente para a desnitrificação.

Durante o tratamento biológico, a maior parte do nitrogênio orgânico particulado é transformada em amônia e outras formas inorgânicas. Uma porção da amônia é assimilada para dentro do material celular da biomassa. Sendo que, menos de 30% no nitrogênio são removidos pelo tratamento secundário convencional (PEDRELLI, 1997).



No último parâmetro analisado, fósforo total, foi encontrado uma eficiência de 97,3%, o afluente com 60,0 mg . L⁻¹ após tratamento foi reduzido para 1,6 mg . L⁻¹. Quando se consulta a DN Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008, verifica-se que ela não define diretamente o limite máximo de fósforo total no efluente para o seu lançamento em corpos d'água. O efluente lançado deve satisfazer, tanto ao padrão de lançamento, quanto ao padrão de qualidade do corpo receptor segundo a sua classe. O fósforo total em ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários (tempo de residência entre 2 a 40 dias), é fixado o valor máximo de 0,1 mg . L⁻¹ para corpos d'água de classe 1 e 2 e de 0,15 mg . L⁻¹ para os de classe 3 (MINAS GERAIS, 2008).

Verifica-se que, apesar do efluente atingir um resultado considerável da eficiência de 97,3%, a quantidade de fósforo total está acima dos limites fixados na legislação, independente da classe do corpo receptor. O padrão de lançamento pode ser excedido, com permissão do órgão ambiental, caso os padrões de qualidade do corpo receptor sejam resguardados, como demonstrados por estudos de impacto ambiental, e desde que fixados o tipo e tratamento e as condições para o lançamento (MINAS GERAIS, 2008).

Conclusões

O sistema de tratamento avaliado, que tem como um dos componentes o reator UASB, apresenta bom desempenho na eliminação de carga orgânica, verificado pela alta eficiência de remoção da DBO e DQO.

A ETE foi insatisfatória na remoção de SST e nutrientes, principalmente o nitrogênio amoniacal, inviabilizando o lançamento do efluente diretamente em corpos d'água, tendo em vista que os resultados das análises se apresentaram fora dos padrões fixados na DN Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008.

Verifica-se que escolha do filtro aerado e decantador como pós-tratamento do reator UASB não atendeu a finalidade de remoção de nutrientes, portanto, sendo de fundamental importância o estudo de outros componentes para constituir o pós-tratamento, os quais sejam mais eficazes.

A ETE possui baixa eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal, devido às características dos sistemas de tratamento anaeróbio, que naturalmente não são eficientes na remoção deste tipo de poluente, portanto, necessitando da presença de um sistema de pós-tratamento mais eficiente.

Pode-se concluir finalmente, que a melhor forma de disposição final do efluente é a aplicação no solo, realizando-se um estudo técnico para a escolha da taxa de aplicação e do melhor método, entre a irrigação (infiltração lenta ou fertirrigação), infiltração subsuperficial e escoamento superficial.

Referências

ASSUNÇÃO, F.A.L. Estudo da remoção de nitrogênio, com ênfase na volatilização de amônia, em lagoas de polimento de efluentes de reatores UASB tratando esgotos urbanos



de Belo Horizonte/MG. 2009. 105p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais.

BELINI, A.D. Avaliação do comportamento de um reator anaeróbio aeróbio de leito fixo submetido à variação de carga hidráulica tratando efluente de abatedouro bovino. 2012. 57p. Monografia (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

CHERNICHARO, C.A.C. Reatores anaeróbios. 2^a ed. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 2007. 380 p.

ESTEVES, F.A. Fundamentos de Limnologia. 3ª ed. Rio de Janeiro. Editora Interciência Brasil, 2011. 790 p.

LETTINGA G.; VAN VELSEN, A.F.M.; HOBMA, S.W.; ZEEUW, W.; KLAPWIJK, A. Use of the up flow sludge blanket (USB) concept for biological wastewater treatment, especially anaerobic treatment. Biotechnology and Bioengineering, v.4, n.22, p.699-734, 1980.

LEME, E.J.A. Manual prático de tratamento de águas residuárias. 2ª ed. São Carlos. EdUFSCar, 2014. 599p.

MINAS GERAIS (Estado). Deliberação normativa conjunta Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais/Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais-COPAN/CERH-MG nº. 01, de 05 de maio de 2008. Dispões sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para o seu enquadramento, bem com estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário executivo de Minas Gerais, Belo Horizonte, BH, 13 de maio de 2008. Disponível em: http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151. Acesso em: 17 de fev. de 2016.

NUNES, J.A. Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais. 6ª ed. Aracaju. Gráfica Editora J. Andrade, 2012. 315p.

PACHECO, J.W. Guia técnico ambiental de abates (bovino e suíno). São Paulo. CETESB, 2006. 98p.

PEDRELLI, T.D. Avaliação do sistema de lagoas de estabilização para o tratamento das águas residuárias de Balneário Camboriú/SC. 1997. 171p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina.

TORKIAN, A.; EQBALI, S.J.; HASHEMIAN, S.J. The effect of organic loading rate on the performance of UASB reactor treating slaughterhouse effluent. Resources, Conservation & Recycling, v.40, n.01, p.1-11, 2003.

UNEP - United Nations Environment Programme & Danish Environmental Protection Agency. Cleaner Production Assessment in Meat Processing. Dinamarca. UNEP, 2000. 83p.



RITTMANN, B.E.; MCCARTY, P.L. Environmental Biotechnology: principles an applications. McGraw-Hill Book. New York, 2001. 768p.

RODRIGUES, L.S.; SPELTA, A.C.F.; SANTOS R.P.; LIMA, C.A.; DUTRA, J.C.F.; SILVA, I.J. Avaliação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento de efluentes de frigorífico. B. Indústr. Anim, Nova Odessa, v.71, n.4, p.365-370, 2014.

RODRIGUES, L.S.; SANTOS, R.P.; LIMA, C.A.; SILVA, I.J. Eficiência de reator anaeróbio UASB precedido de decantor digestor na remoção de matéria orgânica e sólidos em efluentes do abate de bovinos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 44., 2015, São Pedro. Anais... São Pedro, XLIV COMBEA, 2015.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3ª ed. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 2014a. 452p.

VON SPERLING, M. Estudo de modelagem da qualidade da água de rios. 2ª ed. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 2014b. 592p.