



CRISTINE SERAFINI NEVES

**TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE
SUINOCULTURA EM REATORES
ANAERÓBIOS (RAC-UASB) COM
DESINFECÇÃO EM FOTO REATORES UV**

LAVRAS - MG

2012

CRISTINE SERAFINI NEVES

**TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA EM
REATORES ANAERÓBIOS (RAC-UASB) COM DESINFECÇÃO EM
FOTO REATORES UV**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Construções e Ambiência, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Prof. Cláudio Milton Montenegro Campos

LAVRAS -MG

2012

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca da UFLA**

Neves, Cristine Serafini.

Tratamento de água residuária de suinocultura em reatores
anaeróbios (RAC-UASB) com desinfecção em foto reatores UV /
Cristine Serafini Neves. – Lavras: UFLA, 2012.

80 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2012.

Orientador: Cláudio Milton Montenegro Campos.

Bibliografia.

1. Digestão anaeróbia. 2. Partida. 3. Biomassa. 4. Processos
oxidativos avançados. 5. Radiação ultravioleta. I. Universidade
Federal de Lavras. II. Título.

CDD –628.7466_{vvv}

CRISTINE SERAFINI NEVES

**TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA EM
REATORES ANAERÓBIOS (RAC-UASB) COM DESINFECÇÃO EM
FOTO REATORES UV**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Construções e Ambiente, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 29 de fevereiro de 2012

Prof^ª. Dr^ª. Zuy Maria Magriotis UFLA

Prof. DSc. Ronaldo Fia UFLA

Prof. Dr. Fernando Antônio Frieiro Costa UNILAVRAS

Prof. Dr. Cláudio Milton Montenegro Campos

UFLA

(Orientador)

LAVRAS – MG

2012

“Se eu falar em línguas de homens e de anjos, mas não tiver amor, tenho-me tornado um pedaço de latão que ressoa ou um címbalo que retine. E se eu tiver o dom de profetizar e estiver familiarizado com todos os segredos sagrados e com todo o conhecimento, e se eu tiver toda a fé, de modo a transplantar montanhas, mas não tiver amor, nada sou. E se eu der todos os meus bens para alimentar os outros, e se eu entregar o meu corpo, para jactar-me, mas não tiver amor, de nada me aproveita.

O amor é longânime e benigno. O amor não é ciumento, não se gaba, não se enfuna, não se comporta indecentemente, não procura os seus próprios interesses, não fica encolerizado. Não leva em conta o dano. Não se alegra com a injustiça, mas alegra-se com a verdade. Suporta todas as coisas, acredita em todas as coisas, espera todas as coisas, persevera em todas as coisas.

O amor nunca falha. Mas, quer haja dons de profetizar, serão eliminados; quer haja línguas cessarão; quer haja conhecimento será eliminado. Pois temos conhecimento parcial e profetizamos parcialmente; mas, quando chegar o que é completo, será eliminado o que é parcial. Quando eu era pequenino, costumava falar como pequenino, pensar como pequenino, raciocinar como pequenino; mas agora que me tornei homem, eliminei as [características] de pequenino. Pois, atualmente vemos em contorno indefinido por meio dum espelho de metal, mas então será face a face. Atualmente eu sei em parte, mas então saberei exatamente, assim como também sou conhecido exatamente. Agora, porém, permanecem a fé, a esperança, o amor, estes três; mas o maior destes é o amor.”

(1 Coríntios 13: 1-13)

Dedico este trabalho
ao Caio Serafini Neves,

meu filho amado!

AGRADECIMENTOS

A Deus, por iluminar meu caminho, dando-me força para vencer os obstáculos durante este processo.

A Laércio de Paiva Neves e Izabel de Fátima Serafini Neves, meus amados pais que sempre estiveram comigo nos bons e maus momentos, me incentivando e apoiando, principalmente, agradeço-lhes por cuidar do meu filho com amor incondicional durante minha ausência.

A meu filho, Caio Serafini Neves, que é a razão de minha existência!

A meu marido, Marcélo de Souza Santos, pelo companheirismo, amor, respeito e dedicação.

A todos os meus familiares e, em especial, meus irmãos Aline e Renan e ao meu cunhado Valderes, pois, sei que mesmo de longe, sempre torceram por mim.

Ao professor Montenegro, pela orientação, compreensão, incentivo, apoio, tolerância, amizade e afeto paternal.

Em especial, ao amigo Erlon Lopes Pereira, que esteve comigo em todas as etapas deste trabalho, dividindo tarefas, compartilhando experiências e conhecimentos, enfim, sem o apoio dele eu não teria conseguido concretizar este trabalho.

À amiga Regina, pelo apoio técnico, pelas conversas, por sua alegria e companherismo.

Aos amigos do Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia (LAADEG), Wesley, Alexsander, Mário, Fabiana, Débora, Daniel, dentre outros, pelo auxílio e agradável convivência diária.

Aos professores Ronaldo Fia, Fátima, José Messias, Zuy Magriots e Fernando Frieiro, pelos ensinamentos, atenção e paciência.

À secretária Greice do DEG/UFLA pela amizade, gentileza, compreensão e atenção.

À coordenação, funcionários e a todo o corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola do Departamento de Engenharia, pelos ensinamentos, atenção, ajuda e convivência.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pelas bolsas concedidas e pelo financiamento do projeto.

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Engenharia, pela oportunidade de realização do curso.

RESUMO

Neves, Cristine S. **Tratamento de água residuária de suinocultura em reatores anaeróbios (RAC-UASB) com desinfecção em foto reatores UV.** 2012. X p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

Esta pesquisa visou avaliar o desempenho de reatores anaeróbios [reator anaeróbio compartimentado (RAC) seguido de reator UASB] no tratamento de água residuária de suinocultura seguido de desinfecção em foto reatores UV para posterior reuso. A partida foi baseada em parâmetros de sedimentabilidade dos sólidos totais presentes na água residuária de suinocultura (ARS). O valor do índice volumétrico do lodo (IVL) foi de 25,5 mL L⁻¹ e dos sólidos totais de 24.528 mg L⁻¹. O sistema RAC/UASB, operando em série apresentou tempo de detenção hidráulica (TDH) de 14,45 h e 9,06 h, respectivamente. Analisando os valores médios de DBO₅^{20°C} e DQOtotal pode ser notado que ambos decaíram ao longo do tratamento, proporcionando eficiências na remoção de DBO₅^{20°C} em 68% (RAC) e 55% (UASB), e de DQOtotal de 78% (RAC) e 70% (UASB). Para posterior desinfecção, utilizou-se dois reatores fóticos. O foto reator foi desenvolvido para atuar sobre o espelho líquido, sem que a lâmpada entrasse em contato com o efluente líquido. A lâmpada utilizada em cada um dos reatores era do tipo fluorescente germicida, com comprimento de onda da faixa de 230 nm, potência de 30 Watts. O TDH adotado nos foto reatores foi de 0,063 dias (90,6 minutos). Ficou evidenciado que o processo de partida permitiu celeridade na formação da biomassa e o tratamento fótico UV demonstrou-se elevada desinfecção e estabilização dos compostos solúveis, diminuindo assim o potencial poluidor.

Orientador: Cláudio Milton Montenegro Campos – DEG/UFLA.

ABSTRACT

Neves, Cristine S. **Treatment of hog wastewater in anaerobic reactors (ABR-UASB) with UV photo reactors for disinfection.** 2012. X p. Dissertation (Master degree in Agriculture Engineering) - Federal University of Lavras, Lavras, MG.

This research aims to evaluate the performance of an anaerobic baffled reactor (ABR) followed by an upflow sludge blanket reactor (UASB) treating wastewater of hog production followed by disinfection in UV photo reactors for agriculture reuse. The start-up was based on total solids settling parameters of hog wastewater (HW). The value of the sludge volumetric index (SVI) was 25.5 mL L⁻¹ and total solids was about 24,528 mg L⁻¹. The ABR/UASB system, operated in series with a hydraulic retention time (RHT) varying from 14.45 h until 9.06 h, respectively. Analyzing the mean values of DBO₅^{20°C} and COD_{total} it can be noticed that both parameters have declined throughout the treatment, providing efficiencies in the removal of DBO₅^{20°C} C 68% (ABR) and 55% (UASB), and COD_{total} of 78% (ABR) and 70% (UASB). For subsequent disinfection treatment two photo reactors were used. These reactors were designed to operate on the liquid surface, without contacting between the lamp and the liquid effluent. The lamp employed in each one of the photo reactors was germicidal fluorescent type, with wavelength of the 230 nm, power of 30 Watts. The RHT adopted in the photo reactors was about 0.063 days (90.6 minutes). It was evidenced that the start-up process allowed rapid formation of biomass and also the UV photo treatment demonstrated high disinfection and stabilization of soluble compounds, thereby reducing the potential pollution.

Adviser: Cláudio Milton Montenegro Campos – DEG/UFLA.

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

%	Porcentagem
°C	Grau Celsius
ABIEPCS	Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína
Ac. T	Acidez Total
AI	Alcalinidade Intermediária
AP	Alcalinidade Parcial
AT	Alcalinidade Total
ARS	Água Residúaria de Suinocultura
ClO ₂	Dióxido de cloro
CE	Condutividade Elétrica
CF	Composto na forma filtrada
CH	Carga Hidráulica
Cm	Centímetro
CT	Composto na forma total
CRA	Caixa de Retenção de Areia
CRS	Caixa de Retenção de Sólidos

CH ₄	Metano
COV	Carga orgânica volumétrica
CR	Caixa Receptora
CSDT	Carga de Sólidos Dissolvidos Totais
C.T.	Coliformes Totais
C. Term.	Coliformes Termotolerantes
Cu	Cobre
C. V.	Co variância
CV	Casa de Vegetação
Cwa	clima com inverno seco e verão chuvoso
CWA	Clean Water Act
D	Dia
DBO ₅ ^{20°C}	Demanda bioquímica de oxigênio de cinco dias, 20 °c
DBO _f	Demanda bioquímica de oxigênio filtrada
DZO	Departamento de Zootecnia da UFLA
DNA	Ácido desoxirribonucleico
DQO	Demanda química de oxigênio
DQO _f	Demanda química de oxigênio filtrada

Ef %	Eficiência percentual
Ef Log.	Eficiência logarítmica
EP	Equalizador de Pressão
ETA	Estação de tratamento de água
ETE	Estação de tratamento de esgoto
g L ⁻¹	Gramas por litro
h	Horas
H ₂ O	Molécula de água
H ₂ O ₂	Peróxido de Hidrogênio
H ₂ S	Ácido sulfídrico
IVL	Índice Volume do Lodo
kg ha ⁻¹	Quilograma por hectare
kg m ³ d ⁻¹	Quilograma por metro cúbico por dia
k m ²	kilômetro ao quadrado
L	Litros
L	Carga de Sólidos Sedimentáveis Totais
LI	Lagoa de Infiltração
LD	Leito de Drenagem

LAADEG	Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia
L h ⁻¹	Litros por hora
m	metro
m ²	Metro ao quadrado
m ³	Metro cúbico
m ³ d ⁻¹	Metro cúbico por dia
m g	miligrama
m L	mililitro
m m	Milímetro
mg kg ⁻¹	Miligrama por quilograma
mg L ⁻¹	Miligrama por litro
mS cm ⁻¹	milisiemens por centímetro
N ₂ O	Óxido de dinitrogênio
NH ₃	Amônia
Nm	Nanômetro
NMP	Número mais provável
NT	Nitrogênio total
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl

NTU	Unidades Nefelométricas
OCDE	Organização para Cooperação e Desenvolvimento
O. G.	Óleos e Graxas
P	Fósforo
PE	Peneira Estática
PET	Polietileno tereftalato
pH	Potencial hidrogeniônico
POA	Processos Oxidativos Avançados
P T	Fósforo Total
PVC	Poli cloreto de vinila
Q	Vazão
Q G	Queimador de Gás
RAC	Reator anaeróbio compartimentado
RNA	Ácido ribonucleico
S	Segundo
S	Sul
SDF	Sólidos Dissolvidos Fixos
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais

SDV	Sólidos Dissolvidos Voláteis
SS	Sólidos Sedimentáveis
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos solúveis voláteis
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
SVT	Sólidos Voláteis Totais
TAE	Tanque de acidificação e equalização
TAS	Taxa de aplicação superficial
TDH	Tempo de detenção hidráulica
ton.	Tonelada
UASB	Reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo
UV	Ultravioleta
V	Volume
VA	Velocidade Ascendente
Zn	Zinco
W	Watt

W Gr

Longitude oeste de Greenwich

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	Caracterização química das águas residuárias de diversas pesquisas	27
----------	--	----

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	19
1. 2 Objetivo Geral	21
1.3 Objetivos Específicos	21
2. REFERENCIAL TEÓRICO	22
2.1. Panorama da produção de suínos no Brasil e no mundo	22
2.2. Efluentes de suínos e seu potencial poluidor	25
2.3. Sistemas de tratamento anaeróbio	28
2.4. Desinfecção por radiação UV	30
3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	32
4. PARTIDA DE UM SISTEMA DE REATORES RAC-UASB UTILIZANDO PARÂMETROS DE SEDIMENTABILIDADE PARA FORMAÇÃO DA BIOMASSA EM CONDIÇÕES DE ALTAS CARGAS ORGÂNICAS	38
5. DESINFECÇÃO DE EFLUENTE DE SUINOCULTURA TRATADO EM REATORES ANAERÓBIOS UTILIZANDO FOTO REATORES DE LUZ UV	55
6. POLIMENTO DA ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA TRATADA EM REATORES ANAERÓBIOS UTILIZANDO UV COMO PROCESSO OXIDATIVO	64

1 INTRODUÇÃO

A suinocultura brasileira, a exemplo de outras cadeias produtivas do agronegócio, cresceu significativamente. O Brasil é o quarto maior produtor mundial de carne suína, ficando atrás apenas da China, União Européia e Estados Unidos, com produção de 3.227 mil toneladas em equivalente carcaça de carne suína em 2011 (ABICEPS, 2011). Esse crescimento é notado quando se analisa os vários indicadores econômicos e sociais, como volume de exportações, participação no mercado mundial, número de empregos diretos e indiretos, baixo custo de produção, entre outros. A criação de suínos evoluiu na técnica e no modelo de coordenação das atividades entre fornecedores de insumos, produtores rurais, agroindústrias, atacado, varejo e consumidores. Passou a ser uma cadeia de produção de suínos, explorando a atividade de forma econômica e competitiva (GONÇALVES e PALMEIRA, 2006).

A problemática ambiental da suinocultura está no fato de que, a partir do momento em que se optou por explorações em regime de confinamento, a quantidade de dejetos gerados, anteriormente distribuída na área destinada à exploração extensiva, ficou restrita a pequenas áreas. Além disso, houve aumento crescente da demanda por produtos de origem animal e aumento do emprego de tecnologia moderna (mecanização de operações, melhor alimentação do rebanho, controle mais eficiente de doenças, etc.), o que resultou em aumento do rebanho efetivo, acompanhado por índices elevadíssimos de produtividade (SOUZA, 2005).

Dentre os impactos ambientais causados pelo aumento da intensificação e especialização dos produtores, se destacam a poluição das águas superficiais e subterrâneas, a presença de micro-organismos patogênicos, a alteração das características químicas, físicas e biológicas do

solo, a poluição do ar pela emissão de gases, tendo como principais a NH_3 , CO_2 , CH_4 , N_2O e H_2S , além da presença de insetos, ocasionando maior desconforto ambiental às populações (SARDÁ et al, 2010). É, portanto, uma atividade altamente poluente e deve ser encarada com bastante seriedade no que diz respeito ao destino que se dará aos dejetos destes animais.

É grande o potencial de utilização de águas residuárias provenientes das práticas suinícolas na agricultura, passível de proporcionar economia e ganhos financeiros com o aumento do rendimento das culturas, redução da aplicação de fertilizantes químicos e consumo de água e a melhoria das condições físicas, químicas e biológicas do solo. Todavia, são relatados problemas de contaminação do solo, rios e cursos d'água, especialmente no Sul do Brasil devido ao uso excessivo desses efluentes sem tratamento ou tratados de forma inadequada (COSTA et al, 2000).

Tendo o Brasil clima favorável e disponibilidade de áreas para um aumento potencial de seu rebanho, deve-se buscar uma forma de manejar adequadamente os dejetos de suínos. Este é o maior desafio para o setor de pesquisas do país, ou seja, garantir o aumento da produção, sem perder a qualidade ambiental (BARRETO e CAMPOS, 2009).

A digestão anaeróbia pode ser aplicada como alternativa no tratamento desses resíduos para a redução do poder poluente. As diversas características favoráveis da tecnologia anaeróbia, tais como, baixa produção de sólidos, baixo consumo de energia, baixos custos de implantação e operação, tolerância a elevadas cargas orgânicas e possibilidade de operação com elevados tempos de retenção de sólidos e ainda baixos tempos de detenção hidráulica, conferem aos reatores anaeróbios um grande potencial de aplicabilidade no tratamento de águas residuárias concentradas e diluídas (AQUINO e CHERNICHARO, 2005).

Processos anaeróbios geram energia sob a forma de metano, e produzem lodo em quantidade significativamente inferior à que resulta do sistema aeróbico. Em contraste, os processos aeróbios apresentam alta demanda por energia e alta produção de lodo, o que exige um tratamento secundário e posterior disposição no ambiente (LEITÃO et al, 2006).

O uso dessa tecnologia para o tratamento de águas residuárias torna-se ainda mais atrativo no Brasil devido às condições climáticas, e de fato o país assume posição de vanguarda no cenário mundial em relação à aceitação e disseminação de reatores anaeróbios, em especial os reatores de manta de lodo, por ocuparem pequena área devido a concentração de biomassa elevada, o que permite um volume reduzido em comparação a outros sistemas de tratamento (VON SPERLING, 2006). Entretanto, o processo anaeróbio fornece efluente com constituintes residuais, como gases dissolvidos, matéria orgânica, sólidos, suspensos, nutrientes (fósforo e nitrogênio) e organismos patogênicos, necessitando de pós-tratamento.

1.2 Objetivo Geral

O presente trabalho teve como objetivo geral o tratamento das águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios com Desinfecção em foto reatores UV para posterior reuso.

1.3 Objetivos Específicos

- Avaliar a partida dos reatores anaeróbios, RAC e UASB, durante o tratamento de efluente de suinocultura, utilizando parâmetros de sedimentação e monitorando o desempenho na remoção de matéria orgânica;

- Avaliar a eficiência da radiação UV artificial como processo de pós-tratamento de efluente líquido de suinocultura proveniente de reatores anaeróbios, visando à Desinfecção;
- Avaliar a eficiência da luz UV, gerada por meio de lâmpadas especiais em foto reatores, na degradação de compostos dissolvidos, presentes no efluente de suinocultura tratado em reatores anaeróbios, visando à melhoria da qualidade do efluente tratado.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Panorama da produção de suínos no Brasil e no mundo

A carne suína é a fonte de proteína animal mais importante no mundo, representando quase metade do consumo e da produção de carnes. Em 2007, a produção mundial foi cerca de 99 milhões de toneladas, seguida da produção de carne de aves com 76 milhões de toneladas, e da carne bovina com 60 milhões. Ao longo dos anos 1990 e boa parte dos anos 2000 a produção brasileira de carne suína foi a terceira maior em termos mundiais. Mais recentemente essa posição tem sido disputada, além do Brasil, pelo Vietnã, Rússia e Canadá, cujas produções estão muito próximas. A China é, de longe, o principal produtor de carne suína com 46% da produção mundial, seguida da União Européia, Estados Unidos e Brasil, com 23%, 14% e 2,5%, respectivamente. Partindo de um nível de produção menor, a produção brasileira foi a que apresentou maior taxa de crescimento média anual, 6,6% ao ano entre 1990 e 2007; no entanto, a taxa caiu para cerca de 3% entre 1997 e 2007. A União Européia, por outro lado, apresentou a menor taxa de crescimento entre os principais produtores, cerca de 1% ao ano. Tanto a China quanto os Estados Unidos apresentaram taxas de incremento em torno da média de 2% ao ano (MARTINELLI, 2010).

O Brasil é o quarto maior produtor mundial de carne suína, ficando atrás apenas da China, União Europeia e Estados Unidos, com produção de 3.227 mil toneladas em equivalente carcaça de carne suína em 2011. Neste mesmo ano, o Brasil exportou 582 mil toneladas em equivalente carcaça, possuindo um consumo anual 2.646 mil toneladas em equivalente carcaça (ABICEPS, 2011).

Estudos desenvolvidos pela Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) apontaram que a produção de carne suína deverá crescer em taxas anuais de 1,5% no período compreendido entre 2003 a 2013, predominantemente em países em desenvolvimento. Isto poderá causar diversos efeitos negativos no ambiente, pelas pressões causadas nos recursos naturais (água, solo e ar), e na estrutura fundiária, por meio da exclusão de produtores tradicionais, que não conseguem acompanhar os novos padrões de produção, em função da frequente transformação em unidades produtoras cada vez mais especializadas. O Brasil já vem sofrendo estes efeitos nas regiões produtoras de suínos devido ao desenvolvimento acelerado da suinocultura, a partir da década de 70, com a adoção de sistemas confinados de produção (SARDÁ et al, 2010).

A carne suína é a fonte de proteína animal mais importante no mundo, representando quase metade do consumo e da produção de carnes. Em 2007, a produção mundial foi cerca 99 milhões de toneladas, seguida da produção de carne de aves com 76 milhões de toneladas, e da carne bovina com 60 milhões. Ao longo dos anos 1990 e boa parte dos anos 2000 a produção brasileira de carne suína foi a terceira maior em termos mundiais. Mais recentemente essa posição tem sido disputada, além do Brasil, pelo Vietnã, Rússia e Canadá, cujas produções estão muito próximas. A China é, de longe, o principal produtor de carne suína com 46% da produção mundial, seguida da União Europeia, Estados Unidos e Brasil, com 23%, 14% e 2,5%, respectivamente. Partindo de um nível de produção menor, a

produção brasileira foi a que apresentou maior taxa de crescimento média anual, 6,6% ao ano entre 1990 e 2007; no entanto, a taxa caiu para cerca de 3% entre 1997 e 2007. A União Européia, por outro lado, apresentou a menor taxa de crescimento entre os principais produtores, cerca de 1% ao ano. Tanto a China quanto os Estados Unidos apresentaram taxas de incremento em torno da média de 2% ao ano (MARTINELLI, 2010).

Uma vantagem significativa para o Brasil na ampliação da sua participação no mercado internacional está na disponibilidade de terras agriculturáveis a serem exploradas e na capacidade de produção de grãos que o país apresenta. De uma área total de 845,94 milhões de hectares, o Brasil utiliza atualmente apenas 263,58 milhões de hectares para atividades agrícolas, ou seja, menos de 32% da área total. Isso reflete o potencial de expansão das fronteiras agrícolas do país e da capacidade de ampliação da produção de grãos. Além de estar ampliando a área cultivada, o Brasil tem aumentado significativamente a produtividade de insumos essenciais para a produção de suínos que são a soja e o milho (GONÇALVES e PALMEIRA, 2006).

Outra vantagem comparativamente importante e favorável ao Brasil é a grande extensão geográfica do país. O Brasil apresenta uma densidade de 4,34 suínos por km², enquanto outros países como Estados Unidos, União Européia e China, apresentam índices mais elevados de 6,46; 38,4 e 45,5 suínos por km², respectivamente. Tais concentrações excessivas de animais têm feito com que alguns países tenham sido forçados a manter seus plantéis estáveis ou até mesmo reduzi-los, como é o caso de países europeus como a Áustria, Grécia, Holanda, Alemanha, Suécia, entre outros. Nesse contexto, os números mostram que a produção brasileira de carne suína vem crescendo acima da média dos demais países produtores (GONÇALVES e PALMEIRA, 2006).

Minas Gerais possui o quarto maior rebanho de suínos do país, com 222.508 mil matrizes, ficando somente atrás dos três estados sulinos, Paraná, Rio Grande do Sul e Santa Catarina, que juntos detêm aproximadamente 60% do rebanho nacional. Diferente desses, o estado de Minas Gerais apresentou entre o ano de 2004 a 2010 um crescimento do seu plantel em cerca de 50% (ABIPECS, 2010). Esse crescimento tem se dado não somente em função das facilidades logísticas que o estado apresenta, já que Minas Gerais se localiza entre os maiores centros consumidores do país, como São Paulo e Rio de Janeiro, além da proximidade em relação às grandes regiões produtoras de grãos, mas, sobretudo, à condição de saturação na região Sul do país em que o tradicional núcleo de produção intensiva de suínos se encontra.

2.2. Efluentes de suínos e seu potencial poluidor

A suinocultura é reconhecidamente uma atividade de grande potencial poluidor por produzir grandes quantidades de resíduos com altas cargas de nutrientes (fósforo e nitrogênio), matéria orgânica, sedimentos, patógenos, metais pesados (cobre e zinco) utilizados nas rações como promotores de crescimento, hormônios e antibióticos. O modelo de produção atual, caracterizado pela criação intensiva e em confinamento, concentra grande número de animais em áreas reduzidas, o que aumenta ainda mais os riscos de contaminação ambiental. O manejo inadequado dos resíduos da suinocultura com extravasamento de esterqueiras, aplicação excessiva no solo pode ocasionar a contaminação de rios devido a eutrofização de lençóis freáticos e subterrâneos com o aumento da concentração do íon nitrato, do solo com patógenos e excesso de nutrientes e da atmosfera com as emissões gasosas (KUNZ et al, 2005).

Os suínos são onívoros, comem variedade enorme de coisas, são monogástricos com ceco simples não funcional, possuem estômago simples, digestão enzimática, pequena capacidade de armazenamento de alimentos (em torno de oito litros), praticamente não sintetizam nutrientes e possuem baixa capacidade de digerir fibra (20%). Precisam receber ração balanceada, com todos os nutrientes, para atender às suas necessidades. A finalidade do aparelho digestivo é reduzir quimicamente substâncias complexas, como carboidratos, gorduras e proteínas em substâncias simples, como açúcares, ácidos graxos e aminoácidos que são absorvidos por meio da parede intestinal e utilizados posteriormente para diversas funções metabólicas (COSTA, 2007). A capacidade poluente dos dejetos de suínos, em termos comparativos, é muito superior à de outros animais. Utilizando-se o conceito de equivalente populacional, a poluição gerada por um suíno, em média, equivale de 3,5 pessoas.

A quantidade de dejetos produzida pelos suínos é função do desenvolvimento dos animais, de seu peso vivo. O volume total de água residuária é função da quantidade de água excretada pelos animais, desperdiçada nos bebedouros e do volume de água utilizado na lavagem das instalações (CAMPOS et al, 2005).

De modo geral, a maioria dos empresários ligados à atividade de confinamento de animais ainda pratica o lançamento de grandes quantidades de dejetos em coleções de água sem a redução do poder poluente em níveis aceitáveis, causando sérios problemas de poluição e desequilíbrios ecológicos em razão da redução do teor de oxigênio dissolvido da água, e conseqüentemente da alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

Estudos feitos por pesquisadores brasileiros puderam caracterizar quimicamente a água residuária de suinocultura em seus experimentos

(Tabela 1), lembrando que a composição nutricional da ração administrada e as técnicas de produção dos alimentos variam.

Tabela 1. Caracterização química das águas residuárias de diversas pesquisas e comparação com o padrão estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005

Variável	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
pH	8,49	7,4	8,1	7,7	8,15	5 a 9
DQO *	982,50	-	-	2062,00	8056,6	-
DBO *		1111	-	594,00	2842,18	-
NTK *	220	-	1.100	147,95	59,64	20,0
NH ₃ *		3962	-		-	-
P *	74	67,	143,22	30,80	1,25	-
S T *	1470	1235	-	-	6457,5	-
S V *	1003	-	-	-	2585,56	-
K *	100	696	517,45	450,00	-	-
Na *	-	112,3	18	315,00	-	-
Ca *	-	548,5	5,5	-	-	-
Mg *	-	63	27	-	-	-
Zn *	-	19,18	-	-	-	5,0
Cu *	1,2	1,57	-	-	-	1,0
Fe *	-	-	-	-	-	15,0
C F #	-	-	-	90000	-	-

*mg L⁻¹, # MNP.100 m L⁻¹

(1) SUSZEK et al, 2005; (2) FREITAS et al, 2005; (3) DAL BOSCO et al, (2008); (4) ANAMI et al, (2008); (5) PEREIRA et al, (2011); (6) Valores Máximos dos Parâmetros de Lançamento de Efluentes – Resolução CONAMA nº 357/05

Metais pesados, principalmente Cu e Zn, estão presentes nos dejetos de suínos. A concentração desses metais nos sólidos secos dos dejetos de suínos pode variar de 90 a 1.560 mg kg⁻¹, para o Cu, e de 303 a

1.771 mg kg⁻¹, para o Zn. Estudos de avaliação da utilização de filtros orgânicos vegetais, como palha de café e bagaço de cana-de-açúcar, para remoção dessas espécies, têm apresentado eficiência de até 50 % para o Cu, mas com pequeno ou sem nenhum efeito para a redução da concentração de Zn (KUNZ, 2005).

2.3. Sistemas de tratamento anaeróbio

Os sistemas anaeróbios vêm sendo frequentemente utilizados com a finalidade de otimizar o processo de tratamento das águas residuárias, entre estes, um dos sistemas mais difundidos é o reator UASB.

As limitações do processo anaeróbio nos reatores de alta taxa, como, por exemplo, no UASB, estão relacionadas à hidrólise dos sólidos suspensos orgânicos ou voláteis (SSV) do afluente, considerados prejudiciais ao desenvolvimento do lodo granular. Isso tem maior importância no tratamento de resíduos sólidos, estercos, lodos e águas residuárias com altas concentrações de sólidos suspensos, tais como águas residuárias de suinocultura (FERNANDES e OLIVEIRA, 2006).

Assim, para tratar águas residuárias com altas participações de fração orgânica particulada, pode ser vantajoso aplicar o processo anaeróbio em dois estágios que consiste em dois reatores em série, um para hidrólise parcial do material orgânico complexo e o outro para digerir os compostos solúveis formados no primeiro reator. O reator compartimentado, altamente eficiente na retenção da fração orgânica particulada, poderá melhorar o desempenho e a estabilidade do sistema de tratamento. A otimização da configuração dos reatores associa objetivos científicos e tecnológicos na área de processos anaeróbios e visa obter maior eficiência na remoção de sólidos suspensos orgânicos, incrementando a hidrólise no primeiro reator (FERNANDES e OLIVEIRA, 2006).

O reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), é um reator amplamente utilizado para tratamento de esgoto em países tropicais, como Índia e o Brasil. Nesses países, a temperatura ambiente varia entre 20 e 30° C durante todo o ano (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005).

Esse tipo de processo biológico de estabilização da matéria orgânica se mostra adequado às condições de clima tropical. Demonstra um balanço energético otimizado em relação às tecnologias aeróbias, considerando ainda, a produção de insumos, como biogás e biofertilizantes e a baixa demanda energética. A anaerobiose ocorre na ausência de oxigênio, envolve vários grupos de micro-organismos que interagem entre si, convertendo a matéria orgânica complexa em metano e dióxido de carbono (CAMPOS et al, 2006).

Fernandes e Oliveira (2006) avaliaram o efeito das águas residuárias de suinocultura com concentrações de sólidos suspensos totais em torno de 6.000 mg L⁻¹ (DQO_{total} variando de 7.557 a 11.640 mg L⁻¹), no desempenho de processo anaeróbio em dois estágios compostos por reator anaeróbio compartimentado (RAC) e reator de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), instalados em série, em escala piloto (volumes de 530 e 120 L, respectivamente), submetidos a tempos de detenção hidráulica (TDH) de 56 a 18 h no primeiro reator e de 13 a 4 h no segundo reator. As eficiências médias de remoção de DQO variaram de 71,1% a 87,5% no RAC e de 41,5% a 50,1% no UASB, resultando em valores médios de 86,8% a 94,9% para o sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com carga orgânica volumétrica (COV), na faixa de 5,05 a 10,12 kg DQO m³ d⁻¹, no RAC, e de 2,83 a 9,63 kg DQO m³ d⁻¹, no UASB.

Oliveira e Santana (2006) operaram um sistema de tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores UASB, em dois estágios

seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS) com TDH de 28 e 11 h e de 14 e 6 h no primeiro e segundo reatores UASB, respectivamente. O RBS foi operado com 1 e 2 ciclos diários de alimentação e com concentrações de SST afluyente, de 1.348 a 2.036 mg L⁻¹. As maiores eficiências de remoção de DQO_{total} ocorreram com os maiores TDH, com valores médios de 78 a 88% nos reatores UASB, em dois estágios. Com o tratamento do efluente dos reatores UASB no RBS, as eficiências médias de remoção aumentaram para 93 a 97%, 92 a 98%, 57 a 78%, 71 a 88% e 68 a 85% para a DQO total, SST, P-total, nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio total (NT), respectivamente.

2.4. Desinfecção por radiação UV

Os processos de desinfecção têm como objetivo a inativação de organismos patogênicos, capazes de produzir doenças, ou de outros organismos indesejáveis. Esses organismos podem sobreviver na água por várias semanas em temperaturas próximas a 21°C e, em alguns casos, por vários meses, em baixas temperaturas. A sobrevivência desses organismos na água depende, não só da temperatura, mas também de outros fatores ecológicos, fisiológicos e morfológicos, tais como: pH, turbidez, oxigênio, nutrientes, competição com outros organismos, resistência a substâncias tóxicas, habilidade na formação de esporos. A desinfecção não implica, necessariamente, a destruição completa de todas as formas vivas (esterilização), embora muitas vezes o processo de desinfecção seja levado até o ponto de esterilização (MEYER, 1994).

O controle de desinfecção nas rotinas de estações de tratamento de água (ETA) e esgoto (ETE) é feito por meio de testes de ausência ou presença de bactérias do grupo coliforme, ou especificamente da espécie *Escherichia coli*, indicadora de contaminação fecal (MEYER, 1994).

Conforme Portaria do Ministério da Saúde nº 518/2004 (Brasil, 2004), os coliformes totais são bactérias do grupo coliforme, bacilos gram-negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, não formadores de esporos, oxidase-negativa, capazes de desenvolver, na presença de sais biliares ou agentes tensoativos, fermentação da lactose com produção de ácido, gás e aldeído a uma temperatura de $35,0 \pm 0,5$ °C em 24-48 horas. Estes coliformes podem ainda apresentar atividade da enzima β -galactosidase. A maioria das bactérias do grupo coliforme pertence aos gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter*, embora vários outros gêneros e espécies pertençam ao mesmo grupo.

Os coliformes termotolerantes fazem parte do subgrupo das bactérias coliforme e são capazes de fermentar a lactose a $44,5 \pm 0,2$ °C em 24 horas. O principal representante é a *Escherichia coli*, de origem exclusivamente fecal. A *Escherichia Coli* é uma bactéria do grupo coliforme que fermenta não apenas a lactose, mas também o manitol, com produção de ácido e gás a $44,5 \pm 0,2$ °C em 24 horas, produz ainda indol a partir do triptofano, oxidase negativa, não é capaz de hidrolisar a ureia e apresenta atividade das enzimas β galactosidase e β glucuronidase, sendo considerado o mais específico indicador de contaminação fecal recente e de eventual presença de organismos patogênicos.

O principal mecanismo de ação da radiação UV na desinfecção é por meio da interferência na biossíntese e na reprodução celular. Os microorganismos são inativados pela radiação UV como resultado dos danos fotoquímicos causados aos seus ácidos nucléicos. O ácido desoxirribonucléico (DNA) é o responsável pelo controle das funções e pela reprodução das células. Cada gene do DNA controla a formação do ácido ribonucléico (RNA), responsável pela formação de enzimas específicas e de proteínas estruturais. Tais genes são constituídos pelos seguintes compostos

básicos (AGUIAR et al, 2002): ácido fosfórico, desoxirribose e bases - purina (adenina e guanina) e pirimidinas (timinas e citosinas).

As bases de cada par fixam-se através de ligações fracas de pontes de hidrogênio formando pares, fazendo com que as cadeias duplas do DNA permaneçam unidas. A radiação UV é absorvida por estas estruturas, quebrando as ligações entre as bases e fazendo com que se formem novas ligações entre nucleotídeos adjacentes. São então formadas moléculas duplas ou dímeros das bases pirimídicas. A maioria dos dímeros formados é de timina-timina, também podendo ocorrer dímeros de citosina-citosina e citosina-timina. A formação de um número de dímeros suficiente impede que haja a duplicação do DNA, impossibilitando assim a reprodução do micro-organismo, uma vez que compromete a síntese proteica (AGUIAR et al, 2002).

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIPECS – Associação Brasileira da Indústria Produtora de Carne Suína. Disponível em <http://www.abipecs.org.br>. Acesso: 21/fev./2012

ANAMI et al. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, n.1, p.75–80, 2008

AQUINO, S. F. de e CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n.2, p. 152-161, 2005

AGUIAR et al. Avaliação do emprego da radiação ultravioleta na desinfecção de águas com turbidez e cor moderadas. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 7, n.1-2, p. 37-47, 2002

BARRETO, A. C.; CAMPOS, C. M. M. Evaluation of a self propelled irrigation system for application of swine wastewater. **Revista Ciencia e Agrotecnologia**, v. 33, p. 1752-1757, 2009

BRASIL, Ministério da Saúde, Norma de qualidade da água para consumo humano: Capítulo I - Das disposições preliminares e Capítulo II - das definições, **Portaria nº 518/GM de 25 de março de 2004**

CAMPOS, C. M. M.; DAMASCENO, L. H. S.; MOCHIZUKI, E. T.; BOTELHO, C. G. Performance evaluation of a lab-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) removing organic loading rate from swine manure. **Revista Ciência e Agrotecnologia**, v. 29, p. 848-856, 2005

CAMPOS C. M. M.; Carmo, F. R. do; , Botelho, C. G.; Costa, C.C. Da. Development and operation of an upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) treating liquid effluent from swine manure in laboratory scale. **Revista Ciência e Agrotecnologia**, v. 30, p. 140-147, 2006

CERQUEIRA, A. A. et al. Histórico, políticas ambientais e alternativa tecnológica. **Revista Uniara**, v. 12, n.2, 2009

CHERNICHARO, C. A. L. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbicos**. Rio de Janeiro, PROSAB/FINEP, 2001. 544 p

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA , **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**

COSTA, R. H. R.; BAVARESCO, A. S. L.; MEDRI, W.; PHILIPPI, L. S. Tertiary treatment of piggery waste in water hyacinth ponds. **Water Science and Technology**, London, v.42, n.10-11, p.211-214, 2000

COSTA,C.C. **Avaliação de sistema anaeróbio (RAC-UASB) no tratamento de água residuária de suinocultura e aplicação via fertirrigação, em feijão-vagem cultivado em ambiente protegido**. Lavras, Universidade Federal de Lavras (UFLA), 174 p. 2007

DAL BOSCO, T. C. et al. Utilização de água residuária de suinocultura em propriedade agrícola – estudo de caso. **Irriga**, Botucatu, v. 13, n. 1, p. 139-144, 2008

FERNANDES, G. F. R.; OLIVEIRA, R. A. de Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Engenharia Agrícola**, v.26, n.1, p.243-256, 2006

FREITAS et al. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura em solo cultivado com milho. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v.13, n.2, 95-102, 2005

GONÇALVES, R. G., PALMEIRA, E. M. **Suinocultura Brasileira**. 2006. Artigo em Hipertexto. Disponível em: < <http://www.eumed.net/coursecon/ecolat/br/index.htm>.> Acesso em: 21/fev./2012

KUNZ, A. et al. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Caderno de Ciência e Tecnologia**, Brasília, v. 22, n. 3, p. 651-665, 2005

LEITÃO et al. The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: a review. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 1105–1118, 2006

MEYER, S. T. O uso de cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 1, p. 99-110, 1994

MARTINELLI, O. **Estudio Sectorial Sector cárnico de Brasil. 2009.** Artigo em Hypertexto. Disponível em: <<http://idl-bnc.idrc.ca/dspace/bitstream/10625/45328/1/131794.pdf>> Acesso em: 21/fev./2012

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

PEREIRA, E. L. et al. Eficiência de um sistema de reatores anaeróbios no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura. **Acta Scientiarum Technology**, Maringá, v. 33, n. 3, p. 287-293, 2011

SARDA, L. G. et al. Redução da emissão de CO₂, CH₄ e H₂S através da compostagem de dejetos suínos. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n. 9, p. 1008–1013, 2010

SOUZA, C. F., LUCAS JÚNIOR, J. de,; FERREIRA, W. P. M. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos sob efeito de três temperaturas e dois níveis de agitação do substrato: considerações sobre a partida. **Engenharia Agrícola**, v.25, n.2, p.530-539, 2005

SUSZEK et al. Uso de água Residuária de suinocultura na bioestabilização de resíduos verdes urbanos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, p.176-180, 2005

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. de L. Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions. **IWA Publishing**, London, UK, 2005

Partida de um sistema de reatores RAC/UASB utilizando parâmetros de sedimentabilidade para formação da biomassa em condições de altas cargas orgânicas

RESUMO

A suinocultura é uma atividade altamente poluente e deve ser encarada com bastante seriedade no que diz respeito ao destino que se dará aos dejetos dos animais. Tendo o Brasil clima favorável e disponibilidade de área para um aumento potencial de seu rebanho, deve-se buscar formas de manejar adequadamente os dejetos, sendo a digestão anaeróbia, uma boa alternativa no tratamento desses resíduos. Este trabalho visou apresentar estudo sobre a partida e formação de biomassa em um sistema conjugado RAC/UASB baseado na sedimentação de sólidos presentes no afluente. O valor do índice volumétrico do lodo (IVL) foi de 25,5 mL L⁻¹ e dos sólidos totais de 24.528 mg L⁻¹. O sistema RAC/UASB, operando em série apresentou tempo de detenção hidráulica (TDH) de 14,45 h e 9,06 h, respectivamente. Analisando os valores médios de DBO e DQO_{total} pode ser notado que ambas decaíam ao longo do tratamento, proporcionando eficiências na remoção de DBO em 68% (RAC) e 55% (UASB), e de DQO_{total} de 78% (RAC) e 70% (UASB). Observou-se que para as altas cargas e baixos TDH(s) aplicados, elevadas eficiências e celeridade na formação da biomassa ocorreram, satisfazendo assim as expectativas.

Palavras-chaves: digestão aneróbia; partida; biomassa.

1. INTRODUÇÃO

Tendo o Brasil clima favorável e disponibilidade de áreas para um aumento potencial da suinocultura em escala de produção e exportação de carne, deve-se buscar uma forma de manejar adequadamente as águas residuárias que são geradas neste sistema agroindustrial. Este é o maior desafio para o setor de pesquisas agro ambientais do país, que é o de garantir o aumento da produção, sem perder a qualidade ambiental (Barreto e Campos, 2009).

O Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC) é altamente eficiente na remoção de matéria orgânica particulada o que contribui com a diminuição da carga poluidora do efluente tratado. Outra significativa vantagem do RAC é a capacidade de hidrólise e acidificação, tornando o efluente adequado para o processo de metanificação. O RAC consiste em várias chicanas verticais que forçam o movimento ascendente das águas residuárias, passando por densas camadas de populações de bactérias presentes na manta de lodo em cada um dos compartimentos. Este artifício permite um maior contato entre o afluente e os micro-organismos conferindo maiores rendimentos na degradação da matéria orgânica, além de dificultar a perda de sólidos por arrastamento e diminuir a incidência de choques orgânicos e hidráulicos (Pereira et al., 2010b; Pereira et al. 2011).

O Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB) consiste em uma unidade que possui no topo um decantador precedido por um sistema de separação de gases. Devido as suas

características hidrodinâmicas, construtivas e operacionais, tem sido cada vez mais utilizado, apresentando elevadas eficiências tratando águas residuárias predominantemente solúveis. Porém, assim como outros reatores anaeróbios de alta taxa, apresenta limitações para o tratamento de águas residuárias com elevadas concentrações de sólidos suspensos, em virtude das dificuldades relacionadas à hidrólise desses sólidos orgânicos. Por isso, torna-se vantajosa a adoção do processo anaeróbio em dois estágios, utilizando dois reatores instalados em série, permitindo hidrolisação parcial da matéria orgânica particulada no primeiro e a digestão de compostos solúveis, formados no primeiro reator, no segundo (Abreu Neto e Oliveira, 2009; Pereira et al. 2009; Pereira et al. 2010a).

Durante o processo de tratamento de efluentes há duas fases distintas e importantes: partida (start-up) e o estado estacionário (steady-state). No entanto, poucas são as informações a respeito dos parâmetros operacionais a serem utilizados durante a partida de efluentes de suinocultura em reatores anaeróbios, sem inoculação, operando com altas cargas orgânicas. Além disso, muitos suinocultores não teriam condições de adquirir lodo para inoculação dos reatores devido à distância, preço e dificuldade de aquisição. Isso, de certa forma, é um empecilho à propagação do saneamento rural, e, portanto, o conhecimento de como se formar ou obter essa biomassa sem que haja inoculação é de grande importância para o sucesso e expansão da anaerobiose no meio rural.

Este trabalho visou apresentar um estudo sobre a partida e formação de biomassa em um sistema conjugado RAC-UASB baseado na sedimentação de sólidos presentes no afluente. Durante a partida foi avaliado o comportamento físico-químico do efluente, eficiência de remoção de matéria orgânica, os parâmetros operacionais submetidos às unidades e a formação de lodo utilizando por meio do perfil de sólidos ao longo dos reatores.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Aparato experimental

A estação de tratamento de efluentes de suinocultura (ETE) foi construída no Setor de Suinocultura do Departamento de Zootecnia (DZO) da Universidade Federal de Lavras (UFLA). As coordenadas geográficas locais são: latitude 21° 14' S, longitude 45° 00' W Gr. e 918 m de altitude. O clima, segundo a classificação climática de Köppen, é **Cwa**, com inverno seco e verão chuvoso.

A água residuária proveniente das pocilgas do DZO é levada gravitacionalmente por meio de tubos de 200 mm de diâmetro ao sistema de tratamento. O desenho esquemático a seguir representa as várias unidades e o fluxograma de funcionamento que são mostrados na Figura 1.

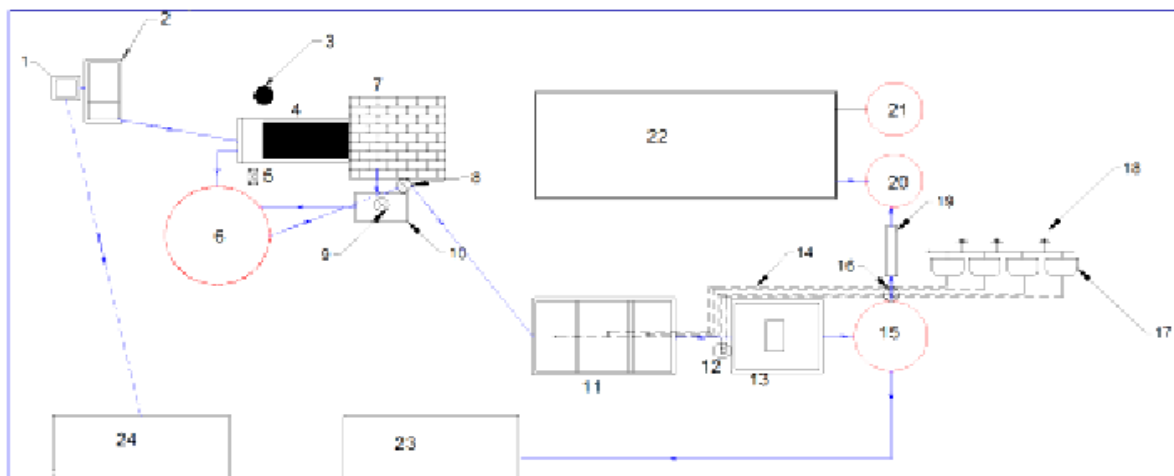


Figura 1. Desenho esquemático mostrando as unidades e o fluxograma de funcionamento

Legenda:

1 – Caixa de Retenção de Areia (CRA); 2 – Caixas de Retenção de Sólidos (equipada com vertedor Thompson) (CRS); 3 – Termo-higrômetro; 4 – Peneira Estática (PE); Inversor de frequência; 6 – Tanques de Acidificação e Equalização (TAE); 7 – Leito de Drenagem (LD); 8 – Bomba marca Netzsch; 9 – Bomba Anauger; 10 – Caixa Receptora (CR); 11 – Reator Anaeróbico Compartimentado (RAC); 12- Equalizador de Pressão (EP); 13 – Reator UASB; 14 – Gaseodutos; 15- Caixa de 3000 L; 16 – Bomba Anauger; 17 – Gasômetros; 18 – Queimadores de Gás; (QG); 19 – Lâmpadas UV; 20 – Caixa de 1000 L para armazenamento de efluente tratado e esterilizado; 21 – Caixa de 1000 L para armazenamento de água tratada pela ETA/UFLA; 22 – Casa de Vegetação (CV); 23 e 24 – Lagoas de Infiltração (LI) .

A CRS tem como objetivo reter materiais abrasivos, sólidos grosseiros, sendo construída com as seguintes dimensões: comprimento de 2,2 m e largura de 0,53 m. A vazão afluyente à ETE foi medida por um vertedouro triangular (Thompson) com dimensões de 19,5 cm de base por 9,5 cm de altura. Após passar pela CRS o efluente é encaminhado para a PE com malha confeccionada em aço inox, cujo comprimento linear é de 1.180 mm. As hastes de aço, componentes da malha de aço, possuem um formato trapezoidal com altura de 2,5 mm, base maior de 1,5 mm e a base menor de 0,7 mm. A alimentação da PE se dá pela parte superior. A parte líquida é então conduzida sobre a superfície da PE, onde a maioria dos sólidos é retida, e, pelos orifícios da malha, o líquido é introduzido na caixa de PVC, pertencente à estrutura da PE. O efluente após passar pela PE é direcionado a um tanque de aço/carbono de 8500 litros denominado de tanque de acidificação e equalização (TAE) e em seguida bombeado para o RAC, por meio de uma bomba, Netzsch, do tipo Nemo com possível ajuste de vazão controlado por um inversor de frequência.

O RAC (Figuras 2 e 3) era composto por três câmaras C1, C2 e C3, com respectivos volumes líquidos: 1,72 m³, 2,12 m³ e 2,24 m³, cujas áreas correspondentes a cada compartimento eram de 0,638 m², 0,787 m² e 0,832 m². Este reator é construído em alvenaria revestido internamente com manta-asfáltica e posteriormente impermeabilizado com fibra-de-vidro. O fluxo ascendente em cada compartimento é equalizado por meio de calhas niveladas, construídas em fibra de vidro com vários vertedouros triangulares (Thompson), proporcionando um fluxo ascendente homogêneo em cada um dos compartimentos.

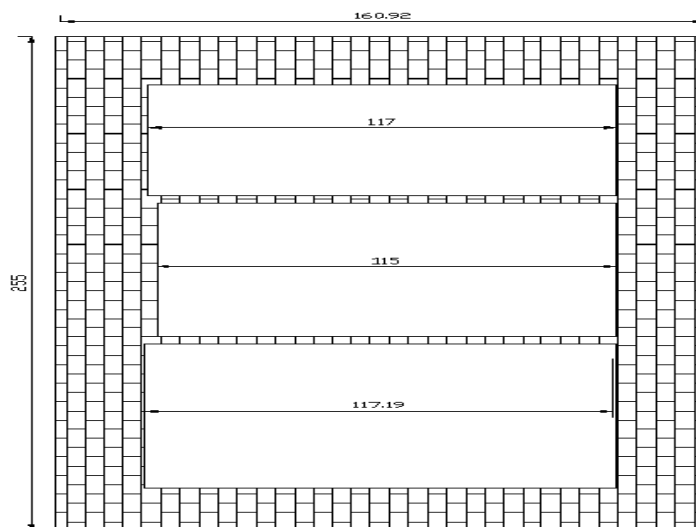


Figura 2. Desenho esquemático do RAC (planta baixa)

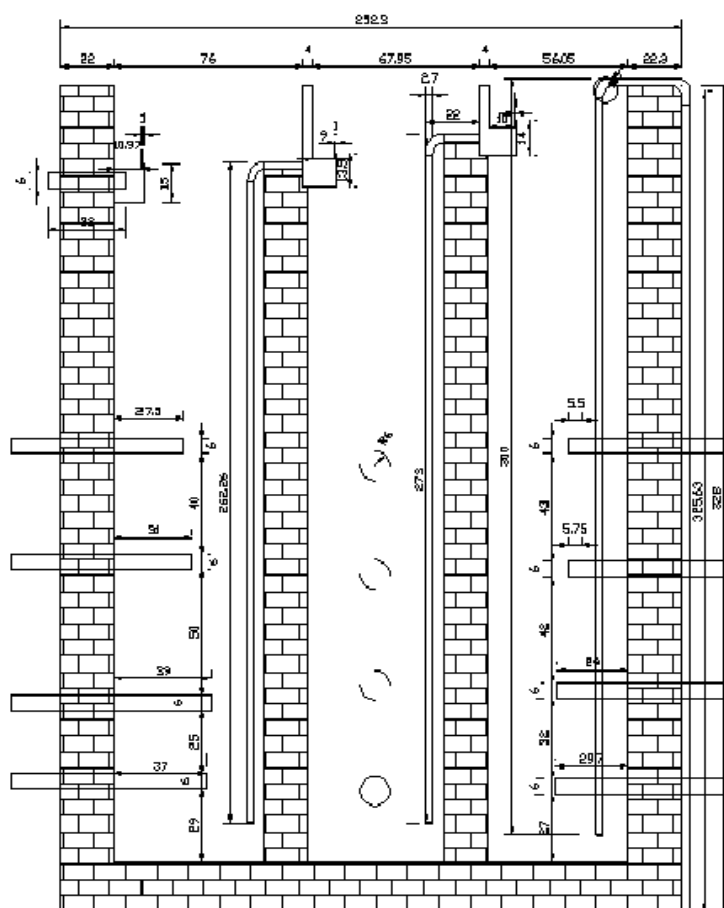


Figura 3. Desenho esquemático do RAC corte longitudinal

Após o efluente passar, ascendentemente, pelo lodo decantado, em cada uma das três câmaras, o efluente do RAC é encaminhado gravitacionalmente para o UASB. Essa unidade possui volume útil de 3.815 L construído de alvenaria, impermeabilizado com manta-asfáltica e revestido com fibra de vidro. Na parte superior desta unidade foi instalado um separador trifásico construído com meia manilha de concreto, onde o biogás é coletado e conduzido, por intermédio de tubos de PVC de 12,5 mm de diâmetro, ao equalizador de pressão. O separador trifásico possui dois defletores construídos lateralmente, situados na parte inferior, cuja função é, por meio do atrito causado pela turbulência do líquido e biogás, separar o lodo ascendido do biogás. Este processo de separação é importante, uma vez que o biogás é liberado e as partículas sólidas do lodo decantam formando a manta de lodo, aumentando significativamente a eficiência (Figuras 4 e 5).

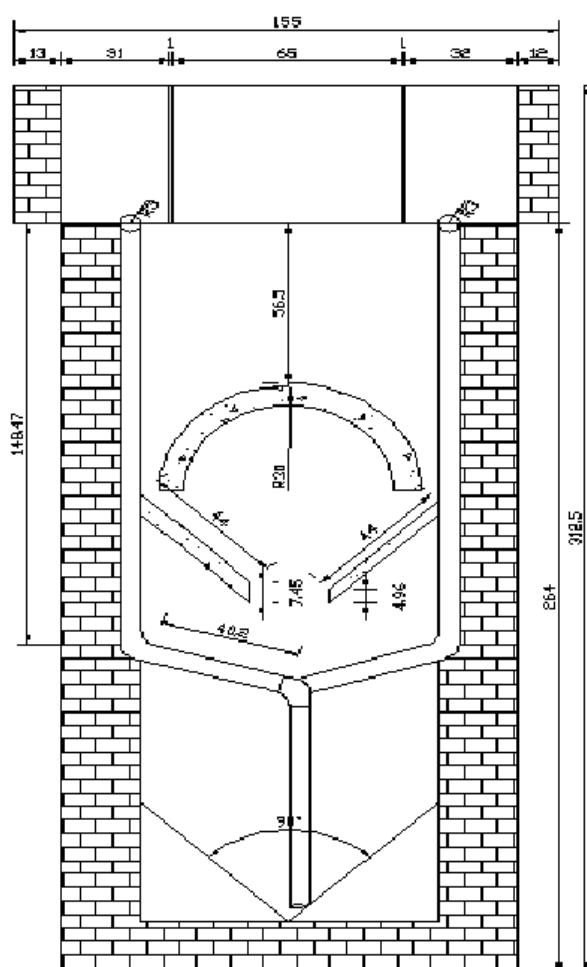


Figura 4. Desenho esquemático do UASB

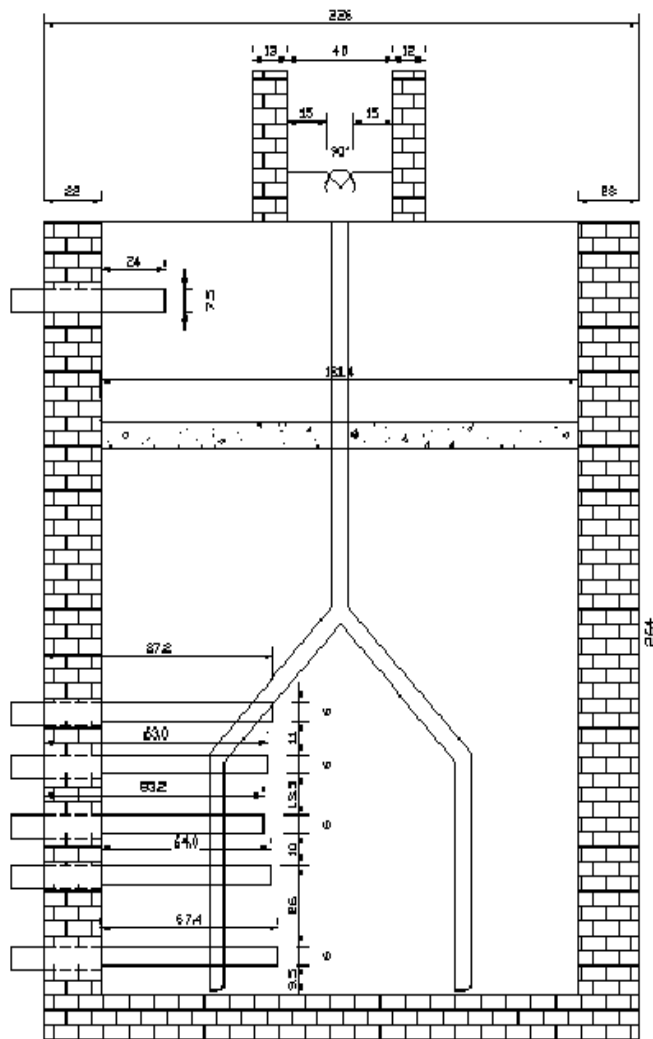


Figura 5. Desenho esquemático do UASB corte longitudinal

Depois de tratado biologicamente, o efluente é encaminhado para uma caixa com volume 3.000 litros onde parte é armazenada para reutilização e parte descartada nas lagoas de infiltração. O efluente armazenado é conduzido para o processo de desinfecção utilizando as lâmpadas UV.

2.2. Monitoramento do processo

A partida do sistema foi realizada sem a inoculação da biomassa, o lodo foi formado por meio da sedimentação dos sólidos provenientes da água residuária. A partida dos reatores durou 3 meses e foi acompanhada por análises físico-químicas e biológicas. As amostras foram realizadas em três pontos: afluente e efluente do RAC e efluente UASB. A coleta foi feita em garrafas PET higienizadas de 2 L. Para análise do perfil do lodo, a coleta era realizada em potes plásticos higienizados de 300 mL. As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Análises de Água do Departamento de Engenharia da UFLA (LAADeg). Os parâmetros físico-químicos analisados e suas respectivas frequências e metodologias estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Análises físico-químicas, frequências e metodologias utilizadas

Variáveis Físico-químicos	Frequência	Metodologia
Temperatura e umidade	Diária	Leitura em termohigrômetro
pH	2 x semana	Peagâmetro
Alcalinidade Total (AT), Alcalinidade Intermediária (AI), Alcalinidade Parcial (AP)	2 x semana	Titulométrico Ripley et al. (1986)
Condutividade elétrica (C.E.)	2 x semana	Condutivímetro
Acidez total (Ac.T)	2 x semana	Titulométrico Ripley et al. (1986)
Demanda Química de Oxigênio total (DQO_{total}) e filtrada (DQO_F)	2 x semana	Refluxo Fechado APHA et al. (2005)
Demanda Bioquímica de Oxigênio total ($DBO_5^{20^\circ C_T}$)/filtrada ($DBO_5^{20^\circ C_F}$)	2 x semana	Titulometria APHA et al. (2005)
Sólidos Totais (ST), Fixos (STF) e Voláteis (STV)	2 x semana	Gravimétrico APHA et al. (2005)
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Fixos (SDF), Voláteis (SDV)	2 x semana	Gravimétrico APHA et al. (2005)
Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK)	semanal	método semimicro Kjeldahl APHA et al. (2005)
Fósforo Total (PT)	semanal	Espectrofotômetro APHA et al. (2005)
Óleos e graxas (O.G.)	semanal	Destilação Soxhlet APHA et al. (2005)
Sólidos Sedimentáveis (S.S.)	2 x semana	Gravimétrico APHA et al. (2005)
Sólidos Voláteis Totais (SVT) do lodo	a cada 10 dias	Gravimétrico APHA et al. (2005)

Inicialmente os reatores foram totalmente esvaziados e posteriormente enchidos com efluente e deixados estagnados durante 6 dias. A finalidade deste procedimento foi de purgar qualquer quantidade de oxigênio presente no meio em função da turbulência causada na alimentação das unidades. A partida foi baseada nos parâmetros de sedimentabilidade dos sólidos totais presentes na ARS. Durante o período de 6 dias, antes da partida, foram feitas 10 amostragens da ARS, e determinado os sólidos sedimentáveis em cone de Imhoff com tempo de sedimentação adotado de 30min. Após a sedimentação, foi extraída unicamente a parte sólida para análise dos sólidos totais, voláteis e fixos. O valor do índice volumétrico do lodo

(IVL) foi de 25,5 mL L⁻¹ e dos sólidos totais de 24.528 mg L⁻¹. Para o processo de sedimentação teve-se como pressuposto:

- O cone Imhoff agia como um pequeno reator, operado em bateladas, onde os sólidos sedimentavam-se em função do tempo pré-estipulado (30 minutos).
- Que a altura do lodo no reator RAC deveria atingir o último amostrador, cujo registro estava a uma altura de 1,68m da base do reator.
- Que a partida seria realizada apenas em função do reator RAC, onde a sedimentação dos sólidos se daria. Os sólidos excedentes poderiam sedimentar no reator UASB.

Com base nestes pressupostos foram calculados os parâmetros hidráulicos de sedimentabilidade.

Os parâmetros operacionais avaliados foram: vazão (Q), tempo de detenção hidráulica (TDH), carga hidráulica (CH), carga orgânica volumétrica (COV), carga orgânica biológica (COB), velocidade ascendente (VA) e taxa de aplicação superficial (TAS). A vazão foi determinada diariamente, já os demais parâmetros operacionais foram calculados de acordo com Metcalf e Eddy (2003). As eficiências de remoção em termos de DQO_{total} e DBO foram calculadas utilizando a Equação 1:

$$Ef (\%) = \left(\frac{CT \text{ afluentes} - CF \text{ efluentes}}{CT \text{ afluentes}} \right) \times 100 \quad \text{Equação (1)}$$

Em que:

CT – composto na forma total

CF- composto na forma filtrada

Sendo que este composto pode ser DQO_{total} ou DBO

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Cálculos de parâmetros de sedimentabilidade do RAC de acordo com Metcalf e Eddy (2003)

- Volume do lodo requerido= 2,26m x 1,18m x 1,68m = 4,48m³
- Volume total do RAC = 6,08 m³
- Sólidos no Imhoff = 25,5 mL L⁻¹ (média de 10 amostras)
- O tempo de sedimentação no cone Imhoff foi de 30 minutos:
- Área total: 2,26 m²

$$25,5 \text{ mL L}^{-1} \rightarrow 0,5 \text{ h no reator Imhoff} = 25,5 \times 10^{-3} \frac{\text{m}^3 \text{ sólidos}}{\text{m}^3 \text{ reator Imhoff}}$$

1. Cálculo do tempo de detenção hidráulica do RAC

A relação entre os volumes de lodo requerido e do reator é dada pela seguinte relação:

$$\frac{4,48m^3 \text{ de sólidos}}{6,08m^3 \text{ reator}} = 0,737$$

Assim a relação entre o cone de Imhoff e o reator RAC é dada pela regra de 3 simples, mostrada abaixo :

$$TDH = \frac{0,5 \times 0,737}{25,5 \times 10^{-3}} = 14,45 \text{ h}$$

2. Cálculo da vazão do RAC

$$TDH = \frac{V}{Q} \Rightarrow Q = \frac{V}{TDH} \Rightarrow Q = \frac{6,08m^3}{14,45h} = 0,421m^3h^{-1} = 0,12Ls^{-1}$$

3. Carga de sólidos sedimentáveis totais (L)

$$L = C \times Q = 25,25mgL^{-1} \times 0,12Ls^{-1} \times 24h = 0,262kgSS.d^{-1}$$

4. Taxa de aplicação superficial (TAS):

$$TAS = \frac{Q}{A} = \frac{0,421m^3 \cdot h^{-1}}{2,26m^2} = 0,19m^3m^{-2}h^{-1} = 4,56m^3m^{-2}dia^{-1}$$

5. Velocidade ascendente

$$Va = \frac{Q}{A} = \frac{0,421m^3 \cdot h^{-1}}{2,26m^2} = 0,19mh^{-1}$$

3.2. Cálculos de parâmetros de sedimentabilidade no UASB

1. Volume do reator UASB: 3.815 L
2. Área de secção transversal: 1,783 m²

Vazão: 0,421m³ h⁻¹

3. Tempo de detenção hidráulica:

$$TDH = \frac{V}{Q} = \frac{3,815m^3}{0,421m^3 \cdot h^{-1}} = 9,06h$$

4. Carga hidráulica

$$CH = \frac{Q}{V} = \frac{1}{TDH} = \frac{1}{9,06} = 0,11m^3 \cdot m^{-3} \cdot h^{-1}$$

5. Taxa de aplicação superficial

$$TAS = \frac{Q}{A} = \frac{0,421m^3 \cdot h^{-1}}{1,782m^2} \times 24h = 5,67m^3 \cdot m^{-2} \cdot dia^{-1}$$

6. Velocidade Ascendente

$$V = \frac{Q}{A} = \frac{0,421m^3 \cdot h^{-1}}{1,782m^2} = 0,236mh^{-1}$$

Após a determinação dos parâmetros de sedimentação a bomba foi ligada e calibrada por inversor de frequência na rotação equivalente a vazão de 0,421 m³ h⁻¹ a partir deste dia a vazão e os outros parâmetros descritos acima foram mantidos constantes e o sistema monitorado.

3.3. Variáveis físico-químicos

A temperatura externa média local foi de 22 °C, tendo como máxima e mínima 35 e 4 °C, respectivamente. A umidade relativa média foi de 55% no horário das coletas, máxima de 100% e mínima de 10%. Os valores obtidos durante os 3 meses de análise estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Caracterização do afluente e efluente dos reatores RAC e UASB durante a pesquisa.

Variáveis Físico- Químicos	Estatística Descritiva	Afluente do RAC	Efluente do RAC	Efluente do UASB
pH ⁽²⁴⁾	Média ± d. p.	7,0 ± 1,0	6,7 ± 0,3	7,0 ± 0,0
	C.V.	0,08	0	0,03
Ac T ⁽²⁴⁾	Média ± d. p.	42 ± 19	56 ± 53	64 ± 60
	C.V.	0,47	0,9	0,94
AI ⁽²⁴⁾	Média ± d. p.	654 ± 200	709 ± 247	803 ± 263
	C.V.	0,31	0,3	0,33
AP ⁽²⁴⁾	Média ± d. p.	1385 ± 600	1311 ± 709	1365 ± 539
	C.V.	0,43	0,5	0,39
AT ⁽²⁴⁾	Média ± d. p.	1637 ± 571	1639 ± 658	1772 ± 561
	C.V.	0,35	0,2	0,32

CE ⁽²⁴⁾	Média ± d. p.	4 ± 2	4 ± 1	4 ± 2
	C.V.	0,42	0,4	0,37
DBO ₅ ^{20°C} _T ⁽²⁴⁾	Média ± d. p.	2863 ± 1419	1815 ± 950	1560 ± 844
	C.V.	0,5	0,5	0,54
DBO ₅ ^{20°C} _F ⁽²⁴⁾	Média ± d. p.	1099 ± 234	928 ± 277	823 ± 253
	C.V.	0,21	0,3	0,31
ST ⁽²⁴⁾	Média ± d. p.	11118 ± 14306	3599 ± 2529	4486 ± 4259
	C.V.	1,29	0,7	0,95
STF ⁽²⁴⁾	Média ± d. p.	3382 ± 4058	2133,0 ± 3590	1950 ± 3098
	C.V.	1,2	1,7	1,59
STV ⁽²⁴⁾	Média ± d. p.	7736 ± 11422	1917,8 ± 1076	2536 ± 2993
	C.V.	1,48	0,6	1,18
SDT ⁽²⁴⁾	Média ± d. p.	5170 ± 10716	1552 ± 349	9734 ± 24732
	C.V.	2,07	0,2	2,54
SDV ⁽²⁴⁾	Média ± d. p.	4078 ± 10574	828 ± 377	1378 ± 2111
	C.V.	2,59	0,5	1,53
⁵ SDF ⁽²⁴⁾	Média ± d. p.	1092 ± 439	827,9 ± 451	8408 ± 24810
	C.V.	0,4	0,3	2,95
DQO _{total} ⁽²⁴⁾	Média ± d. p.	28446 ± 18022	12247 ± 7281	8081 ± 4680
	C.V.	0,63	0,6	0,58
DQO _F ⁽²⁴⁾	Média ± d. p.	14089 ± 24938	8614 ± 11077	3810 ± 1866
	C.V.	1,77	1,3	0,49
O.G. ⁽¹²⁾	Média ± d. p.	2124 ± 2256	5743 ± 330,0	218 ± 111
	C.V.	1,2	0,6	0,51
PT ⁽¹²⁾	Média ± d. p.	560 ± 232	445 ± 202	357 ± 188
	C.V.	0,41	0,5	0,53
NTK ⁽¹²⁾	Média ± d. p.	590 ± 207	453 ± 168	371 ± 171
	C.V.	0,35	0,4	0,46

Ac T (mg L⁻¹ HAc): acidez total; AT (mg L⁻¹): alcalinidade total; AI (mg L⁻¹): alcalinidade intermediária; AP (mg L⁻¹): alcalinidade parcial; CE (dS m⁻¹): condutividade elétrica; DBO (mg L⁻¹): demanda bioquímica de oxigênio total; DBO_F (mg L⁻¹): demanda bioquímica de oxigênio filtrada; ST (mg L⁻¹): sólidos totais; STF (mg L⁻¹): sólidos totais filtrados.

¹): sólidos totais fixos; STV (mg L⁻¹): sólidos totais voláteis; SDT (mg L⁻¹): sólidos dissolvidos totais; SDF (mg L⁻¹): sólidos dissolvidos fixos; SDV (mg L⁻¹): sólidos dissolvidos voláteis; DQO (mg L⁻¹): demanda química total de oxigênio; DQO_f (mg L⁻¹): demanda bioquímica de oxigênio filtrada. O número entre parênteses colocado subscrito ao parâmetro avaliado representa a quantidade de amostras utilizadas na análise estatística.

Como pode ser observado na Tabela 2, o valor do pH diminuiu do TAE para o RAC, enquanto os valores da AcT e AT aumentaram devido à baixa variação na AT e alta variação no valor da AcT, demonstrando acidificação no efluente. Do RAC para o UASB, o valor do pH aumentou de 6,7 para 7,0 devido ao aumento da concentração de AT. Quanto aos valores de AI, AP e AT, foi observado que durante o tratamento da ARS ocorreu a geração de alcalinidade devido a degradação de compostos orgânicos como proteínas, aminoácidos e outros que levam a um cátion como produto final. Mesmo com as variações de pH, Ac.T. e alcalinidades, não foi observado azedamento ou oscilações bruscas de pH. Podendo assim afirmar que os reatores mantiveram condições de tamponamento.

Não foi observada variação na CE do efluente ao longo do tratamento, provavelmente porque nesta fase da partida ocorria preferencialmente a sedimentação de sólidos particulados, não havendo assim biomassa aclimatizada para degradação eficiente dos compostos dissolvidos que estão diretamente ligados a cor e a CE.

Analisando os valores médios de DBO e DQO_{total} pode ser notado que ambas decaíram ao longo do tratamento, proporcionando eficiências na remoção de DBO em 68% (RAC) e 55% (UASB), e de DQO_{total} de 78% (RAC) e 70% (UASB).

A Figura 6 mostra a eficiência de remoção de DQO durante a partida. Como pode ser observado no início da pesquisa havia grandes oscilações, no entanto, próximo ao 90º dia, os reatores chegaram a operar com elevadas eficiências (próximas a 85%), provavelmente devido a biomassa que já havia se formado

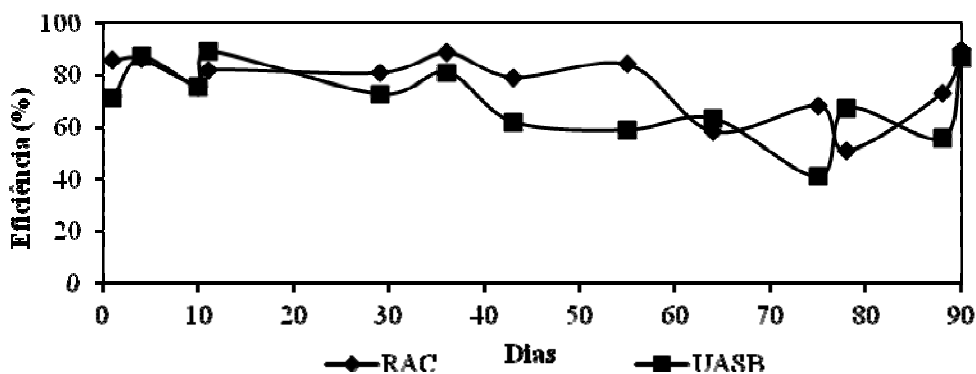


Figura 6. Eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de DQO_{total} ao longo da pesquisa

Quanto às concentrações ST, STV, STF, SDT, SDF e SDV, foram verificadas remoções no RAC e elevação no UASB, isso sucedeu devido aos reatores estarem vazios. Como o TDH do RAC era maior que do UASB, a sedimentação de sólidos ocorria, em maior quantidade, no primeiro reator. O UASB, em função do baixo TDH, não ocorria a sedimentação completa dos sólidos e podia ser observada a varredura de lodo floculado que estava sendo formado.

O RAC comprovou, devido a sua anatomia, eficiência na flotação de gordura, já o reator UASB apresentou capacidade na degradação desta gordura, operando com eficiência média de 96%.

Também foram observadas remoções de NTK e PT ao longo do sistema durante a formação da biomassa por sedimentação.

3.4. Variáveis operacionais

Com base nos dados já apresentados na Tabela 2, se torna importante analisar as variáveis operacionais as quais os reatores foram submetidos durante a partida. As variáveis COV e COB dependem da vazão e da concentração afluente. A variação da concentração afluente dependia de uma série de fatores referentes ao manejo da suinocultura, que operou em escala plena objetivando elevada produtividade. Mesmo com o TAE para equalizar a concentração afluente, foram observadas variações que provocaram oscilações nos valores de COV com elevados C.V. (Tabela 3).

Tabela 3. Cargas Orgânicas Volumétricas submetidas aos reatores RAC e UASB durante a pesquisa

Estatística descritiva	COV aplicada ao RAC		COV aplicada ao UASB	
	A	B	A	B
Média	53,78	26,01	36,19	25,46
Mínimo	9,11	5,70	11,22	4,94
Máximo	135,06	184,57	80,29	136,69
C. V.	0,63	1,77	0,59	1,29
d.p.	33,75	46,03	21,52	32,74

^Akg m⁻³ d⁻¹ em termos de DQO_{total}; ^Bkg m⁻³ d⁻¹ em termos de DQO filtrada

De acordo com Chernicharo (2007), para efluentes agroindustriais com elevada concentração de matéria orgânica, a literatura reporta valores de COV extremamente elevados da ordem de 45 kg m⁻³ d⁻¹ em termos de DQO_{total}, aplicados com sucesso em instalações piloto, enquanto as cargas orgânicas adotadas em projetos de ETE tratando esgoto sanitário tem sido, via de regra, inferiores a 15 kg m⁻³ d⁻¹.

Fernandes e Oliveira (2006) avaliaram o efeito das águas residuárias de suinocultura tratadas em reatores RAC e UASB com volumes de 530 L e 120 L, respectivamente, instalados em série. As concentrações de sólidos suspensos totais foram em torno de 6.000 mg L⁻¹, DQO_{total} variando de 7.557 a 11.640 mg L⁻¹, submetidos a TDH de 56 a 18 h no RAC e de 13 a 4 h no UASB. As eficiências médias de remoção de DQO_{total} variaram de 71,1 a 87,5% no RAC e de 41,5 a 50,1% no reator UASB. A COV em termos de DQO_{total} variou no RAC na faixa de 5,05 a 10,12 kg m⁻³ d⁻¹ e no UASB de 2,83 a 9,63 kg m⁻³ d⁻¹.

Abreu Neto e Oliveira (2009) avaliaram o efeito das ARS com concentrações médias de sólidos suspensos totais variando de 4.591 a 13.001 mg L⁻¹, no desempenho de reatores RAC e UASB em escala piloto, com volumes de 530 e 120 L, respectivamente, instalados em série. O TDH aplicado ao RAC foi de 60; 36 e 24 h e de 13,6; 8,2 e 5,4 h no reator UASB. As

eficiências médias de remoção de DQO_{total} variaram de 69% a 84% no reator RAC e de 39% a 58% no reator UASB, resultando em valores médios de 87% a 94% para o sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios. As $COV(s)$ no reator RAC, em termos de DQO_{total} , variaram na faixa de 11,5 a 18,0 $kg\ m^{-3}\ d^{-1}$ e no reator UASB de 4,2 a 13,4 $kg\ m^{-3}\ d^{-1}$.

Pereira et al. (2011) pesquisando o tratamento de ARS em sistema RAC / UASB operando em série, respectivamente com $TDH(s)$ de 15,4 e 9,7h, $CH(s)$ de 1,57 $m^3\ m^{-3}\ d^{-1}$ e 2,5 $m^3\ m^{-3}\ d^{-1}$, $COV(s)$ de 4,46 $kg\ m^{-3}\ d^{-1}$ e 1,77 $kg\ m^{-3}\ dia^{-1}$ em termos de DQO_{total} , observaram eficiências médias de remoção de DBO e DQO_{total} de 91,50 % e 85,24%, respectivamente. Comparando os dados apresentados no que diz respeito à eficiência de remoção de DBO e DQO_{total} e os parâmetros operacionais aplicados, constatou-se que neste presente trabalho os reatores operaram com valores de COV muito superior e consequentemente TDH inferior àqueles descritos na literatura sistemas idênticos. Apesar disso obtiveram eficiências de remoção de DBO e DQO_{total} relativamente altas quando comparadas às apresentadas na literatura. Todavia, deve-se levar em consideração que os experimentos avaliados estavam operando com biomassa aclimatizada (steady-state), enquanto que neste trabalho foi avaliada a formação da biomassa por sedimentação (start-up), obtendo assim, oscilações nos valores de eficiência em função da ausência de lodo aclimatizado no interior dos reatores. Constatou-se pelas eficiências obtidas durante a partida que se levarmos em consideração os altos valores de COV aplicados juntamente com a ausência de biomassa aclimatizada no interior dos reatores, os mesmos operaram com eficiências consideradas satisfatórias.

A Figura 7 apresenta o comportamento da COB durante a partida. Inicialmente o valor da COB estava elevado devido a quantidade e concentração baixas de biomassa. Ao longo do tempo observa-se a diminuição do valor de COB em função do aumento da quantidade e da concentração da biomassa. Pode-se observar que a partir do 80º dia o valor da COB manteve-se estável nos reatores. A COB foi medida com $Kg\ Kg^{-1}\ d^{-1}$ na forma de $[DQO_{total}]\ [SVT]^{-1}\ [d]^{-1}$.

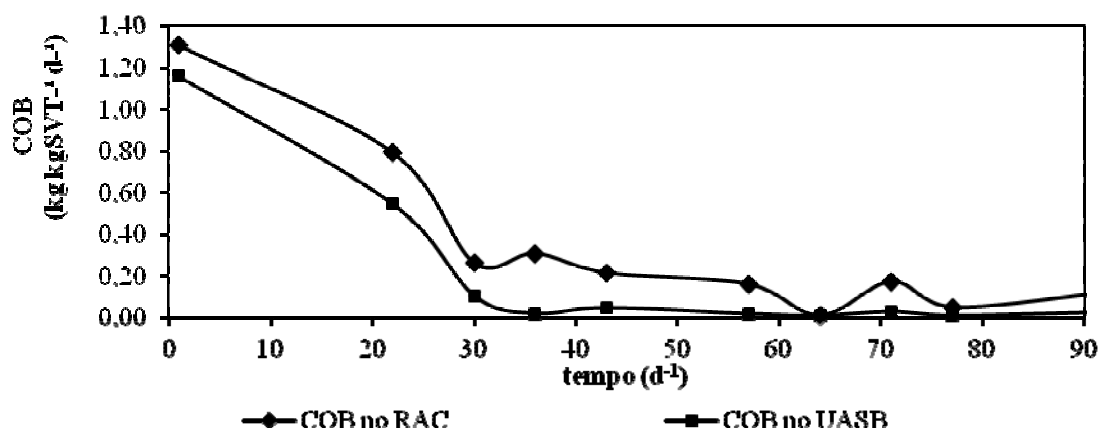


Figura 7. Comportamento da COB durante o período de pesquisa

3.5. Perfil da biomassa

A cada 10 dias foi feita a avaliação do perfil de lodo nos reatores RAC e UASB. A Figura 8 representa a primeira e a nona avaliação. Observa-se na primeira avaliação que as concentrações de SVT nos compartimentos 2 e 3 do RAC e no UASB eram baixas quando comparadas ao compartimento 1 do RAC. Esse comportamento se deve a sedimentação predominante de sólidos no primeiro compartimento do RAC. Além das baixas concentrações, pode-se observar que não havia uniformidade entre os compartimentos do RAC e nem entre a manta e o leito no reator UASB. Já na nona avaliação foi possível perceber a formação de biomassa com boa sedimentabilidade devido aos altos valores de concentração de SVT, enquanto o lodo do compartimento 1 do RAC indicava uma menor concentração de SVT em torno de 10.000 mg L^{-1} caracterizando um lodo flocofento. Durante a nona avaliação outras observações importantes foram feitas, como por exemplo, foi possível diferenciar a manta do leito de lodo no reator UASB, chegando o primeiro a concentrações próximas a 40.000 mg L^{-1} , caracterizando um lodo granular, típico de reatores UASB. Observou-se ainda grande homogeneidade entre os compartimentos do RAC, sendo pequena a diferença de concentração de SVT entre os compartimentos para as mesmas alturas amostradas, indicando assim estabilidade de sedimentação nos compartimentos.

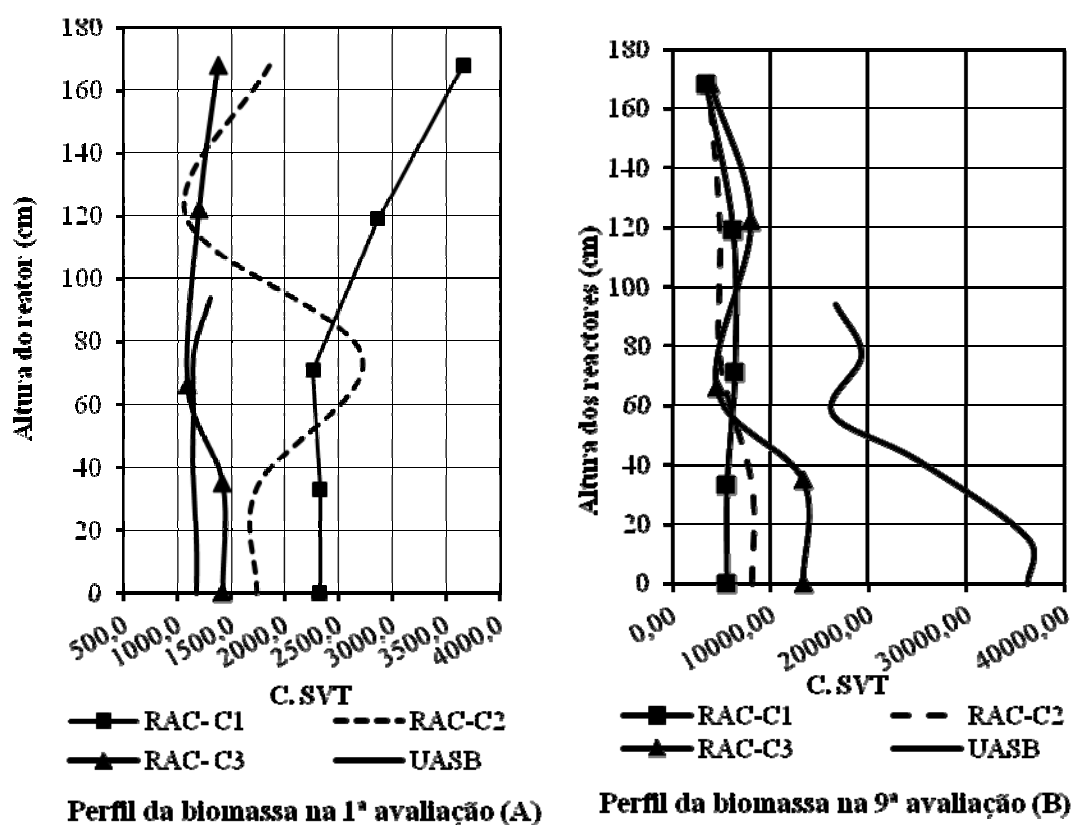


Figura 8. Comportamento do perfil da biomassa ao longo dos reatores; (A) 1ª Avaliação e (B) 9ª avaliação

Avaliando simultaneamente os dados de perfil de sólidos, eficiência de remoção de $\text{DQO}_{\text{total}}$ e COB constante, constata-se que o processo de formação de biomassa por sedimentação demorou em torno de 90 dias. A partir deste período verificou-se a presença de

biomassa homogênea e que os reatores haviam entrado em estado estacionário, por conseguinte a pesquisa sobre a partida foi encerrada.

Observou-se que para as altas cargas e baixos TDH(s) aplicados, elevadas eficiências e celeridade na formação da biomassa ocorreram, satisfazendo assim as expectativas iniciais, de mostrar a possibilidade do suinocultor iniciar o sistema de tratamento sem ter custos referentes a transporte, compra e bombeamento do lodo para inoculação e partida. Outra observação importante é que o estudo demonstrou que a biomassa formada com o próprio efluente permite a formação de lodo bem mais aclimatizado ao efluente da ARS, do que os lodos de inoculação importados de outros sistemas de tratamento, uma vez que propiciará biomassa aclimatizada às condições de antibióticos e outros compostos bactericidas e, ou, bacteriostáticos presentes no próprio dejetos, tornando o lodo ainda mais resistente.

4. CONCLUSÃO

A partir do presente estudo concluiu-se que o processo de formação de biomassa por sedimentação é viável podendo ser aplicado aos sistemas construídos em escala plena. O sistema RAC/UASB, operando em série apresentou tempo de detenção hidráulica (TDH) de 14,45 h e 9,06 h, respectivamente. Analisando os valores médios de DBO e DQO_{total} pode ser notado que ambas decaíam ao longo do tratamento, proporcionando eficiências na remoção de DBO em 68% (RAC) e 55% (UASB), e de DQO_{total} de 78% (RAC) e 70% (UASB). Observou-se que para as altas cargas e baixos TDH(s) aplicados, elevadas eficiências e celeridade na formação da biomassa ocorreram, satisfazendo assim, as expectativas iniciais, de evidenciar a possibilidade do suinocultor iniciar o sistema de tratamento sem ter custos referentes a transporte, compra e bombeamento do lodo para inoculação e partida.

Os parâmetros empregados no processo de partida pesquisado mostram ser satisfatórios por terem produzido um lodo bem aclimatizado, com alta concentração e consequentemente elevada sedimentação, especialmente no reator UASB.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU NETO, M. S.; OLIVEIRA, R. A. Remoção de matéria orgânica, nutrientes e coliformes no processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, v. 29, p. 148-161, 2009.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington. 2005.

BARRETO, A. C.; CAMPOS, C. M. M. Avaliação de um sistema de irrigação autopropelido aplicando água residuária de suinocultura. **Revista Ciência e Agrotecnologia**, v.33, p.1752-1757, 2009.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Polytécnica, 2007. 379 p.

FERNANDES, G. F. R.; OLIVEIRA, R. A. de. Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, v.26, n.1, p. 243-256. 2006.

METCALF AND EDDY. **Waste water engineering: treatment, disposal and reuse**. 4. ed. rev. New Delhi: Tata McGraw – Hill, pp.1334, 2003.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C.M.M. ; MOTERANI, F. Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. **Revista Ambiente & Água**, v. 4, p. 157-168, 2009.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C.M.M.; MOTERANI, F. Evaluation of physical-chemical performance of an UASB reactor in removing pollutants of pig wastewater. **Revista Ambiente & Água**, v. 5, p. 79-88, 2010a.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Physical-chemical and operational performance of an anaerobic baffled reactor (ABR) treating swine wastewater. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 32, p. 399-405, 2010b.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C.M. M.; MOTERANI, F.; OLIVEIRA NETO, A. M. Eficiência de um sistema de reatores anaeróbios no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 33, p. 287-293, 2011.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 8, n. 5, p. 406-411, 1986.

Desinfecção de efluente de suinocultura tratado em reatores anaeróbios utilizando foto reatores de luz uv

RESUMO

Com a expansão da agricultura irrigada e produção de suínos confinados, o reuso de águas residuárias na irrigação ou lavagem de ambientes, visando não utilizar águas limpas de rios e reservatórios, vem se destacando cada vez mais na atualidade. Em efluentes provenientes de dejetos o principal agente preocupante são os patógenos (enterobactérias) que causam graves doenças, não permitindo o reuso da água em hortaliças e difundem contaminações biológicas em rios e lagos. A radiação ultravioleta é uma forma estabelecida e de crescente aplicação como alternativa no processo de desinfecção das águas residuárias. O objetivo do presente trabalho foi avaliar a eficiência da radiação UV artificial como processo de pós tratamento de efluente líquido de suinocultura proveniente de reatores anaeróbios, visando a desinfecção. Para isso, utilizaram-se dois reatores fóticos construídos de tubo PVC branco de 100 mm de diâmetro e 1060 mm de comprimento. Suas extremidades foram lacradas com tampões de PVC. O foto reator foi desenvolvido para atuar sobre o espelho líquido, sem que a lâmpada entrasse em contato com o efluente. Para aumentar a eficiência da radiação UV, o foto reator foi revestido com papel de alumínio. A lâmpada utilizada em cada um dos reatores foi do tipo fluorescente germicida, com comprimento de onda da faixa de 230 nm, potência de 30 Watts e fabricada pela Techlux. Na presente pesquisa, o TDH adotado foi de 0,063 dias (90,6 minutos) apresentou elevada eficiência de remoção, mesmo tratando efluentes com alto valor de turbidez e carga de sólidos dissolvidos. Concluiu-se que o processo de desinfecção utilizando foto reatores UV demonstrou ser adequado.

Palavras-chaves: Desinfecção; radiação ultravioleta; foto reatores

1. INTRODUÇÃO

O contínuo crescimento populacional vem motivando o desenvolvimento da agricultura, acarretando o aumento do número de agroindústrias geradoras de resíduos e, conseqüentemente, a produção de efluentes agroindustriais. Atualmente, os órgãos ambientais vêm exigindo cada vez mais que estas empresas tratem seus efluentes, atingindo obrigatoriamente os parâmetros de lançamento ambientalmente corretos. (Pereira et al. 2011).

Várias são as alternativas de tratamento de efluentes, dentre elas as formas biológicas de tratamento vêm se destacando se comparadas com processos químicos oxidativos, redutivos e processos físicos. No entanto, muitos efluentes agroindustriais que *in natura* possuem carga microbiológica patogênica, mesmo após terem sido tratados apenas por processos biológicos anaeróbios ou aeróbios ainda assim não estarão aptos para alguns fins de reuso. Portanto, quando se deseja reusar o efluente, torna-se necessário um pós tratamento especial para a remoção destes patogênicos e, se possível sinergicamente, um polimento físico-químico do efluente (Chernicharo et al., 2001; Von Sperling, 2005).

Os organismos patogênicos presentes nos esgotos e de maior preocupação aos humanos são as bactérias entéricas de lactase positiva, os vírus entéricos e os parasitas intestinais. O esgoto humano muitas vezes é misturado aos esgotos industriais e agroindustriais, a fim de se elevar a quantidade de nutrientes e micronutrientes para facilitar o tratamento biológico, e mesmo em efluentes agroindustriais, como abatedouros, matadouros, granjas suinícolas, entre outros, grande variedade de organismos patogênicos pode estar presente e a transmissão para o homem pode ocorrer de formas direta, quando em contato com o efluente contaminado, ou indireta, quando em contato com o meio ou material contaminado pela água reutilizada inadequadamente (Aguiar et al., 2002; Pereira, 2010).

A radiação ultravioleta é uma forma estabelecida e de crescente aplicação como alternativa no processo de desinfecção das águas de abastecimento e residuárias. Entretanto, quando se refere aos processos de desinfecção por radiação ultravioleta, de efluentes agroindustriais tratados, visando seu reuso em fertirrigação, poucas são as informações encontradas na literatura especializada, situação essa que desmotiva a utilização deste processo pelo setor agroindustrial.

O principal mecanismo de ação da radiação UV na desinfecção se dá por meio da interferência na biosíntese e na reprodução celular. Os micro-organismos são inativados como resultado dos danos fotoquímicos causados pela radiação UV aos seus ácidos nucleicos. Uma vez danificado o ácido desoxirribonucleico (DNA), o qual é responsável pelo controle das funções e pela reprodução celular, já que o DNA controla a formação do ácido ribonucleico (RNA), responsável pela formação de enzimas específicas e de proteínas estruturais, o processo de reprodução estará comprometido de forma irreversível. Os genes são constituídos pelos seguintes compostos básicos: ácido fosfórico, desoxirribose, bases: purina (adenina e guanina) e pirimidinas (timinas e citosinas).

A combinação do ácido fosfórico com a desoxirribose e com uma das quatro bases dá origem a um nucleotídeo. As bases de cada par fixam-se através de ligações fracas de pontes de hidrogênio, fazendo com que as cadeias duplas do DNA permaneçam unidas. A radiação UV é absorvida por estas estruturas, quebrando as ligações entre as bases e fazendo com que se formem novas ligações entre nucleotídeos adjacentes. São então formadas moléculas duplas ou dímeros das bases pirimídicas. A maioria dos dímeros formados é de timina-timina, também podendo ocorrer dímeros de citosina – citosina e citosina – timina. A formação de certa quantidade de dímeros é suficiente para que impeça a duplicação do DNA, impossibilitando assim a reprodução do micro-organismo, uma vez que compromete completamente a síntese protéica (Aguiar et al., 2002).

O objetivo do presente trabalho foi avaliar a eficiência da radiação UV artificial como processo de pós tratamento de efluente líquido de suinocultura proveniente de reatores anaeróbios, visando a desinfecção da água pela desinfecção dos patógenos.

2.1. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Os foto reatores

Dois reatores fóticos foram construídos utilizando tubo PVC branco de 100 mm de diâmetro e 1060 mm de comprimento. Suas extremidades foram lacradas com tampões de PVC. Para inserção da lâmpada foi feito um corte superior no tubo em forma de retângulo,

com comprimento de 940 mm e 100 mm de largura. Outro tubo de PVC com as mesmas características, foi também cortado em forma de meia lua e colocadas 3 presilhas de aço para encaixe e fixação da lâmpada UV. As medidas detalhadas estão apresentadas na Figura 1. O foto reator foi desenvolvido para atuar sobre o espelho líquido, sem que a lâmpada entrasse em contato com o efluente. Para aumentar a eficiência da radiação UV, o foto reator foi revestido com papel de alumínio, sobre o qual o efluente pré-tratado passava, fazendo com que o líquido e conseqüentemente os sólidos dissolvidos ficassem, por meio de reflexão, ainda mais expostos à radiação. A lâmpada utilizada em cada um dos reatores foi do tipo fluorescente germicida, com comprimento de onda na faixa de 230 nm, potência de 30 Watts e fabricada pela Techlux (Figuras 2a e 2b).

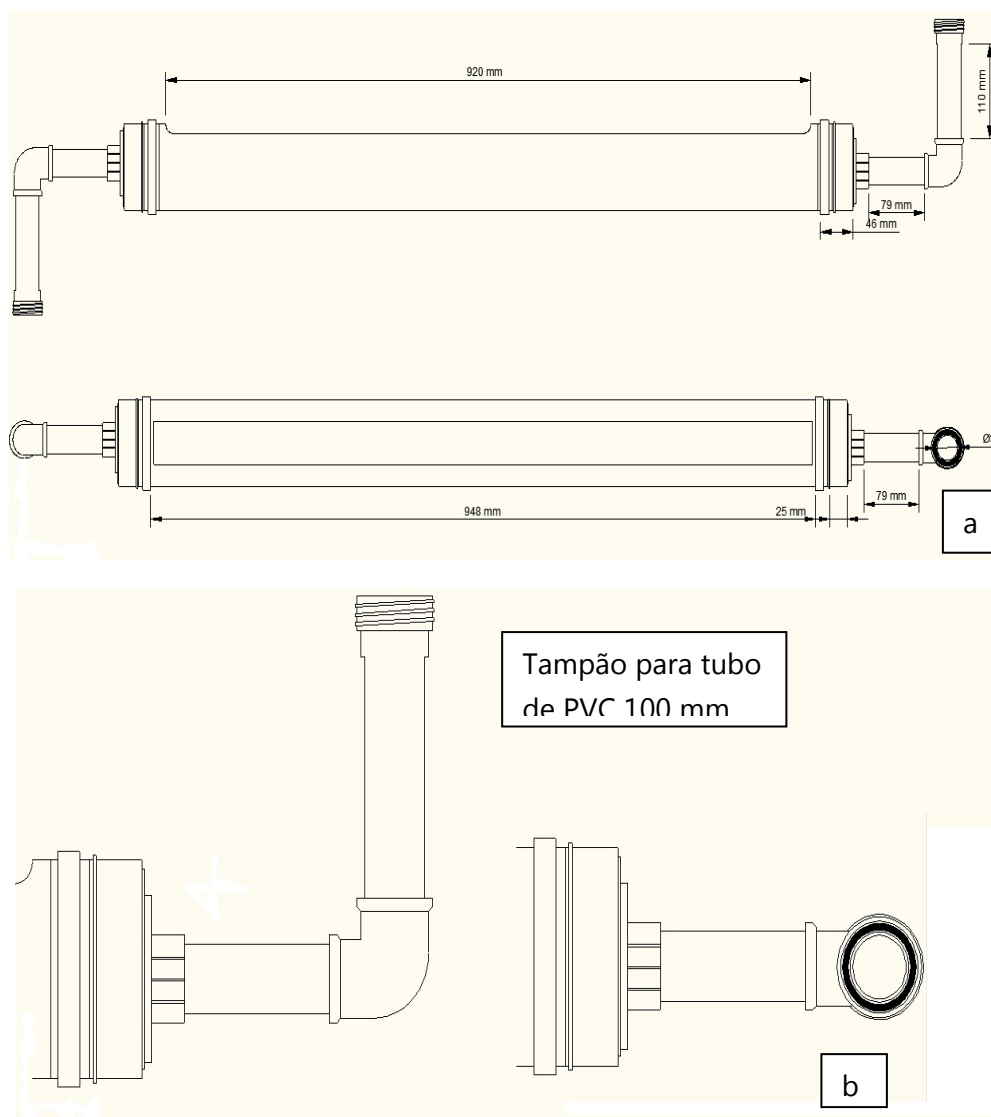


Figura 1. Desenho esquemático dos reatores fóticos; (a) vista superior e lateral do foto reator, (b) Detalhes do tampão (soquete) de PVC nas extremidades do foto reator.

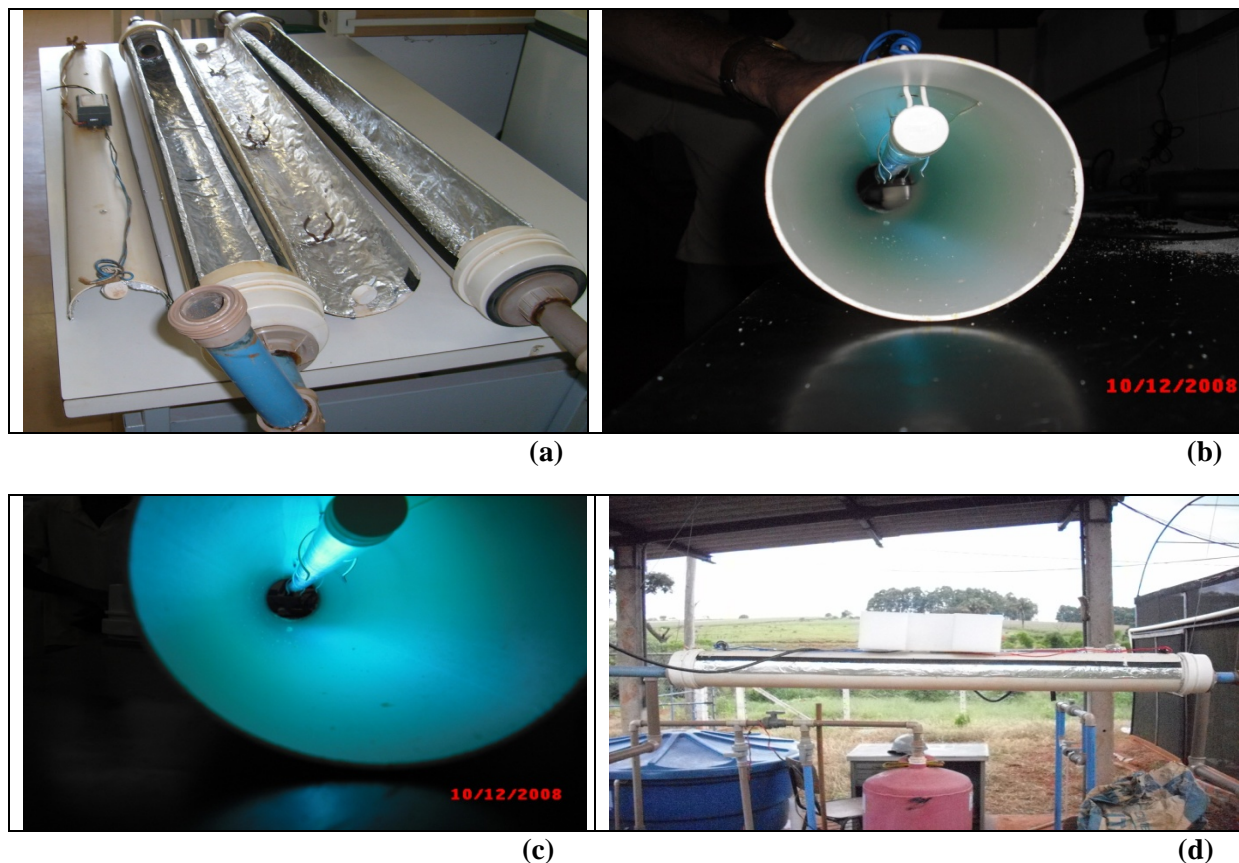


Figura 2. (a) Fotografia dos foto reatores sendo montados; (b) e (c) fotografias das lâmpadas UV instaladas nos foto reatores; (d) Fotografia dos foto reatores após instalação.

2.2. Monitoramento físico, químico e microbiológico

O monitoramento foi realizado em seis blocos, cada bloco constituído de 2 tratamentos, totalizando assim 12 ensaios. Em cada tratamento foram coletadas 3 repetições (três amostras para análise), cada tratamento foi caracterizado por uma concentração de coliformes totais e termotolerantes e turbidez afluente (Tabela 1). Em cada ensaio modificou-se a vazão afluente, variando assim, o tempo de detenção hidráulica (TDH) e conseqüentemente a carga de sólidos dissolvidos. O TDH e a carga de sólidos dissolvidos totais foram calculados utilizando as equações 1 e 2:

$$TDH = \frac{V}{Q}$$

Equação 1

$$CSDT = Conc_{SDT} \times Q$$

Equação 2

Em que:

CSDT: Carga de Sólidos Dissolvidos Totais ($g\ h^{-1}$ de SDT);

Conc_{SDT}: Concentração afluente de Sólidos Dissolvidos Totais ($g\ L^{-1}$);

Q: vazão afluente ($L\ h^{-1}$);

V: volume útil do reator fótico

A avaliação físico-química foi realizada coletando para as três amostras compostas de 500 mL do afluente e respectivo efluente do reator em frascos PET higienizados. Já a avaliação microbiológica obedeceu a mesma rotina de coleta, porém utilizando frascos sépticos de 100 mL. Após as coletas os frascos foram colocados em caixas de isopor e levados para o Laboratório de Análises de Água do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras (LAADEG), sendo realizadas imediatamente as análises referentes aos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, apresentados no Quadro 1.

Quadro 1. Parâmetros analisados e metodologia aplicada.

Parâmetros	Metodologia	Frequência
pH	APHA et al. (2005)/ pHmetro	2 x semanais
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Fixos (SDF) e Voláteis (SDV)	APHA et al. (2005)/ Gravimétrico	2 x semanais
Turbidez	Turbidímetro	2 x semanais
Coliformes Totais (C.T.) e Termotolerantes (C. Term.)	APHA et al. (2005)/ Metodologia dos Tubos múltiplos com série de três tubos	2 x semanais
Condutividade elétrica (C.E.)	Condutivímetro	2 x semanais

1.3. Cinética de decaimento e eficiência de remoção de coliformes totais e termotolerantes

Com os dados obtidos nos 12 ensaios, para determinar as constantes de decaimento de coliformes totais e termotolerantes, utilizou-se a marcha de cálculo descrita por Von Sperling (2005). As equações aplicadas estão apresentadas a seguir:

$$d = \left(\frac{L}{B}\right)^{-1} \quad \text{Equação 3}$$

$$\frac{N}{N_0} = \frac{4ae^{2d}}{(1+a)^2 \times e^{\frac{a}{2d}} - (1-a)^2 \times e^{-\frac{a}{2d}}} \quad \text{Equação 4}$$

$$a = \sqrt{1 + 4 \times K_p \times t \times d} \quad \text{Equação 5}$$

$$E = \left(\frac{C_A - C_E}{C_A} \right) \times 100 \quad \text{Equação 6}$$

$$ULR = -\log_{10} \frac{(100 - E)}{100} \quad \text{Equação 7}$$

Sendo que:

L: Comprimento da calha líquida exposta à radiação da lâmpada UV e sujeita à radiação por reflexão (m);

B: Largura da seção molhada exposta à radiação da lâmpada UV e sujeita à radiação por reflexão (m);

d: coeficiente de dispersão;

K_b : Constante de decaimento de coliformes totais ou termotolerantes (d^{-1});

N: Concentração efluente de coliformes totais ou termotolerantes (NMP/100mL);

N_0 : Concentração afluente de coliformes totais ou termotolerantes (NMP/100mL);

t: tempo de contato do efluente com a radiação UV, para este tempo de contato adotou-se os valores de TDH (dias), que definiram os 12 ensaios.

E: Eficiência em termos percentuais (%);

ULR: Unidades Logarítmicas Removidas (adimensional).

C_A : Concentração Afluente ($mg.L^{-1}$)

C_B : Concentração Efluente ($mg.L^{-1}$)

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Durante um processo de desinfecção por UV, as principais características físico-químicas e microbiológicas presentes no afluente do foto reator e que são capazes de interferir no processo de desinfecção foram:

- A concentração de sólidos suspensos totais (SST) que servem de escudo contra raios UV protegendo os micro-organismos de sua exposição a radiação. Tal parâmetro pode ser estimado pela turbidez afluente do foto reator UV, ou seja, pela turbidez medida no efluente final, tratado nos reatores anaeróbios, por conseguinte, quanto mais turvo o efluente estiver, maior a concentração de SST.
- A cor, pois quanto maior a unidade de cor menor o índice de refração do meio e consequentemente menor a entrada dos raios UV no meio líquido. A cor é influenciada

diretamente pela concentração de sólidos dissolvidos, sendo este um parâmetro de extrema importância, a ser determinado, capaz de substituir as análises colorimétricas.

- A concentração inicial de coliformes totais e termotolerantes no meio líquido.
- O potencial hidrogeniônico (pH) do meio líquido, uma vez que as condições de acidez e alcalinidade também interferem no processo de desinfecção por UV.

Na Tabela 1 estão apresentadas as variáveis TDH, CSDT, turbidez e pH da água residuária afluenta aos reatores fóticos e as eficiências média de remoção de coliformes totais e termotolerantes em termos percentuais e logarítmicos da água residuária efluente aos reatores fóticos. É possível observar ainda que os ensaios foram realizados com altas concentrações iniciais de coliformes totais e termotolerantes, altos valores de concentração de sólidos dissolvidos totais (CSDT) e turbidez, quando comparados com as poucas referências existentes a respeito da remoção de organismos patogênicos de águas residuárias domésticas e de suinocultura (Luca et al., 2002; Cardoso et al., 2003; Lapolli et al. 2005; Peterniani et al. 2005; Botto et al., 2009).

Tabela 1. Característica de cada ensaio avaliado em relação ao TDH, carga de sólidos aplicada, turbidez, eficiência média de remoção de coliformes totais e termotolerantes em termos percentuais e eficiência de remoção em termos Logarítmicos

	TDH	CSDT	Turbidez	pH	CT Ef.%	Cterm. Ef.%	CT Ef. log	Cterm. Ef. log
E1	0,0082	386	1037	6,3	95,600	95,600	1,625	1,625
E2	0,0104	304	1037	6,3	99,468	99,468	2,551	2,551
E3	0,0243	128	1110	7,6	91,965	99,891	1,313	3,443
E4	0,0468	67	1110	7,6	99,976	99,998	3,612	4,612
E5	0,0444	61	1018	7,4	97,884	97,819	2,378	2,072
E6	0,2442	11	1018	7,4	99,782	99,998	3,072	4,378
E7	0,2223	13	1030	7,5	99,694	99,999	2,515	5,991
E8	0,2444	12	1030	7,5	99,810	99,741	2,856	3,734
E9	0,0119	11	1073	7,5	100,000	100,000	7,518	8,722
E10	0,0629	2	1073	7,5	100,000	100,000	7,852	9,373
E11	0,0025	52	911	7,7	99,999	100,000	5,470	-
E12	0,0085	15	911	7,7	99,999	100,000	5,449	6,970

TDH (d⁻¹): tempo de detenção hidráulica; CSDT (gSDT h⁻¹): carga de sólidos dissolvidos totais aplicada; turbidez (NTU); Ef (%): eficiência de remoção em termos percentuais; Ef Log.: eficiência de remoção em termos logarítmicos;

Comparando os ensaios com a mesma CSDT e mesma turbidez afluenta, (E1 x E2), (E3 x E4), (E5 x E6), (E7 x E8), (E9 x E10), (E11 x E12), observamos que o aumento do valor do TDH acarreta o aumento da eficiência de remoção de coliformes totais e termotolerantes. Os

ensaios E7, E9 e E10 apresentaram alta remoção de coliformes em escala logarítmica. Destacando o ensaio E9 que, com TDH inferior ao E10, porém ambos com turbidez relativamente alta, apresentou, entre as três repetições, um elevado valor de eficiência em escala logarítmica. Como a radiação UV nos reatores fóticos ocorre com alta intensidade e de maneira constante devido ao uso de lâmpada germicida, ao invés de radiação solar, como acontece normalmente em lagoas de maturação, em reatores fóticos, mesmo quando submetidos a curtos TDH, é possível se obter elevadas eficiências.

Lapolli et al., (2005), avaliando 5 dosagens de dióxido de cloro na desinfecção de efluentes sanitários, com concentração inicial de coliformes fecais de $2,6 \times 10^4$ NMP 100 mL^{-1} , observaram remoção total de coliformes fecais com doses de ClO_2 de 2,0, 2,5 e 3,0 mg L^{-1} em tempos de contato de 20, 15 e 10 minutos, respectivamente. Porém, as dosagens de 2,5 e 3,0 $\text{mg ClO}_2 \text{ L}^{-1}$ tornaram o esgoto desinfetado, com valores de pH abaixo do limite inferior estabelecido pela normativa brasileira (norma NBR 13969 da ABNT, 1997), e a concentração de ClO_2 residual acima do estabelecido pela EPA USA (1994).

Rodrigues et al. (2009) utilizando lagoa de maturação como polimento para remoção de coliformes em efluente de suinocultura, tratado em reator UASB, obtiveram redução 1,33 unidades logarítmicas de coliformes termotolerantes, obtendo um efluente com concentração média de coliformes termotolerantes de $1,1 \times 10^3$ NMP 100 mL^{-1} . Os coeficientes de decaimento bacteriano, determinados para temperatura de 20°C , para os regimes hidráulicos de mistura completa e fluxo disperso, para a referida lagoa de polimento foram 0,98 e 0,23 d^{-1} , respectivamente.

Duda e Oliveira (2009) estudando o polimento de efluentes de suinocultura tratados em reatores anaeróbios em batelada sequencial, avaliaram um sistema de lagoas de polimento para a remoção de coliformes, pesquisando 3 ensaios com variação do TDH. No ensaio 1, o efluente tratado possuía concentrações afluentes de coliformes totais $2,5 \times 10^7$ NMP 100 mL^{-1} e coliformes termotolerantes $1,4 \times 10^7$ NMP 100 mL^{-1} sendo submetido a um TDH de 33,2 h, resultando em um efluente com concentração de coliformes totais de 8×10^4 NMP 100 mL^{-1} e de coliformes termotolerantes de 8×10^3 NMP 100 mL^{-1} . No ensaio 2, o efluente tratado possuía concentrações afluentes de coliformes totais $7,5 \times 10^8$ NMP mL^{-1} e coliformes termotolerantes 4×10^7 NMP 100 mL^{-1} sendo submetido a um TDH de 25 h, resultando em um efluente com concentração de coliformes totais de 9×10^4 NMP 100 mL^{-1} e de coliformes termotolerantes de 9×10^4 NMP 100 mL^{-1} . No ensaio 3, o efluente tratado possuía concentrações afluentes de coliformes totais $1,2 \times 10^9$ NMP mL^{-1} e coliformes termotolerantes $1,6 \times 10^8$ NMP 100 mL^{-1} , e foi submetido a um TDH de 16,6 h resultando em um efluente com concentração de coliformes totais de $1,1 \times 10^5$ NMP 100 mL^{-1} e de coliformes termotolerantes de $2,5 \times 10^4$ NMP 100 mL^{-1} .

Com base nos trabalhos acima citados, fica evidente, que os autores utilizaram valores de TDH extremamente elevados, quando comparados àqueles adotados no presente trabalho, e mesmo assim encontraram eficiências de remoção, inferiores àquelas aqui apresentadas. Além disso, outras características específicas aos trabalhos citados os inviabiliza em relação ao foto reator utilizado nesta pesquisa, uma vez que lagoas de polimento (maturação) demandam enormes áreas de implantação, ao contrário de foto reatores que exigem áreas insignificantes. Outra característica das lagoas de polimento é que dependem da luz solar para desinfecção, comprometendo a eficiência do processo em dias nebulosos ou em regiões de pouca radiação. A aplicação de cloro para desinfecção demanda menos tempo de contato ou TDH que a lagoa de polimento, no entanto, se torna inviável para efluentes de suinocultura, por formar compostos carcinogênicos como trihalometanos e outros compostos

organoclorados, resultantes da reação do cloro com a matéria orgânica oxidada, além disso, águas ricas em cloro podem ser danosas para fertirrigação devido a toxicidade do cloro ser maléfica para a maioria dos cultivares.

Os autores acreditam que em termos de custo benefício, a utilização de energia elétrica não deve ser considerada como desvantagem devido ao baixo custo da energia elétrica no meio rural, além de menores requisitos de área, uma vez que a eficiência de remoção é elevada, mesmo quando o tempo de detenção é pequeno, permitindo assim baixos valores de potência por volume de efluente tratado.

4. CONCLUSÃO

Na presente pesquisa, o TDH adotado foi de 0,063 dia (90,6 minutos) se mostrando mais viável que outras metodologias de esterelização, com elevada eficiência de remoção, mesmo tratando efluentes com alto valor de turbidez e carga de sólidos dissolvidos. Obteve-se em um dos ensaios com o baixo TDH de $0,0119 \text{ d}^{-1}$, carga de sólidos aplicadas de 11 g SDT h^{-1} e turbidez de 1073 NTU, uma remoção percentual de 100% para coliformes totais e termotolerantes, com elevados valores de eficiências logarítmicas de 7,518 e 8,722, respectivamente.

O processo de desinfecção utilizando foto reatores UV demonstrou ser adequado e eficiente, mesmo com altas cargas de sólidos dissolvidos, alto valor de turbidez e baixo TDH.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR et al. Avaliação do emprego da radiação ultravioleta na desinfecção de águas com turbidez e cor moderadas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 7, n. 1-2, p. 37-47, 2002.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington. 2005.

BOTTO, M. P.; MOTA, F. S. B.; CEBALLOS, B. S. O. Efeito da oxigenação por agitação manual da água na eficiência de inativação de coliformes termotolerantes utilizando luz solar para desinfecção em batelada. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 347-352, 2009.

CARDOSO, L. S.; CARLI, G. A.; LUCA, S. J. *Cryptosporidium* e *Giardia* em efluentes biologicamente tratados e desinfetados. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 8, n. 4, p. 285-290, 2003.

CHERNICHARO, C. A. L.; DANIEL, L. A.; SENS, M. E FILHO, B. C. Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbicos. **PROSAB/FINEP** Rio de Janeiro, 544 p. 2001.

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

LAPOLLI, F. R.; HASSEMER, M. E. N.; CAMARGO, J. G.; DAMÁSIO, D. L.; LOBO-RECIO, M. A. Desinfecção de efluentes sanitários através de dióxido de cloro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.10, n.3, p. 200-208, 2005.

LUCA, S. J.; DEUS, A. B. S.; LUCA, M.A. Desinfecção de efluentes tratados com ferrato (VI). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 7, n. 3, p.103-108, 2002.

PATERNIANI, J. E. S.; SILVA, M. J. M. Desinfecção de efluentes com tratamento terciário utilizando energia solar (SODIS): Avaliação do uso do dispositivo para concentração dos raios solares. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.10, n.1, p. 9-13, 2005.

PEREIRA, E. L. **Desinfecção de efluente da suinocultura tratado em reatores anaeróbios, utilizando foto reatores de luz UV artificial**. 2010. 42 f. Monografia (Graduação em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Lavras. 2010.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F; OLIVEIRA NETO, A. M. Eficiência de um sistema de reatores anaeróbios no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 33, n. 3, p. 287-293, 2011.

RODRIGUES, L.S.; SILVA, I.J.; SANTOS, R.L.H.; GOULART, D.B.; OLIVEIRA, P.R.; VON SPERLING, FONTES, M.D.O. Avaliação de desempenho de lagoa de polimento para pós-tratamento de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v.61, n.6, p.1428-1433, 2009.

VON SPERLING, M. Modelling of coliform removal in 186 facultative and maturation ponds around the world. **Water Research**, v.39, p. 5261–5273, 2005.

Polimento da água residuária da suinocultura tratada em reatores anaeróbios utilizando UV como processo oxidativo

RESUMO

Dentre os processos em ascensão para polimento de efluentes os Processos Oxidativos Avançados (POA) destacam-se por ser eficientes em polir o efluente através da degradação de compostos orgânicos dissolvidos. Dentre os POAs, o processo fótico UV, é vantajoso por não utilizar catalizadores e oxidantes, ou seja, apenas a luz UV na degradação, resultando assim em um efluente adequado para reúso ou despejo e evitando gastos financeiros com produtos químicos. Visto o exposto, o presente estudo buscou avaliar a eficiência da luz UV, gerada por meio de lâmpadas especiais em foto reatores, na degradação de compostos dissolvidos, presentes no efluente de suinocultura tratado em reatores anaeróbios, visando a melhoria da qualidade do efluente tratado. Para isso, utilizaram-se dois reatores fóticos construídos de tubo PVC branco de 100 mm de diâmetro e 1060 mm de comprimento. Suas extremidades foram lacradas com tampões de PVC. O foto reator foi desenvolvido para atuar sobre o espelho líquido, sem que a lâmpada entrasse em contato com o efluente. Para aumentar a eficiência da radiação UV, o foto reator foi revestido com papel de alumínio. A lâmpada utilizada em cada um dos reatores foi do tipo fluorescente germicida, com comprimento de onda da faixa de 230 nm, potência de 30 Watts e fabricada pela Techlux. Em todos os ensaios observou-se que para a mesma carga de sólidos dissolvidos totais um aumento no tempo de radiação provocou uma diminuição na biodegradabilidade devido à estabilização da parte orgânica dos compostos dissolvidos. O processo fótico UV demonstrou-se eficiente na estabilização dos compostos solúveis diminuindo assim o potencial poluidor dos mesmos.

Palavras-chaves: Processos Oxidativos Avançados; radiação ultravioleta; foto reatores

1. INTRODUÇÃO

Um dos eventos mais significativos na área do gerenciamento de efluentes foi realizado por meio da Federal Water Pollution Control Act Amendentes de 1972 (Lei Pública 92-500) normalmente denominada de Clean Water Act (CWA). Antes desta data, não havia objetivos específicos quanto ao controle de poluição da água. A CWA não somente estabeleceu importantes objetivos e metas (restabelecer e manter a integridade química, física e biológica das águas), como também marcou uma mudança radical na filosofia do controle de poluição das águas. Foi estabelecido por meio da CWA que a qualidade das águas teria que ser melhorada pela imposição das limitações específicas dos efluentes. O programa NPDES (National Pollution Discharge Elimination System) foi estabelecido, baseado num mínimo de tecnologia que cada ponto de descarga teria que cumprir. No Brasil, a Resolução no 357/2005 do CONAMA classifica os corpos d'água, estabelece tanto os padrões de qualidade das águas como os de lançamento de efluentes. Os Estados podem legislar sobre o assunto, com a ressalva de que a Legislação Estadual pode ser igual ou mais restritiva que a Legislação Federal (Pereira et al., 2010a).

Atualmente, muitas pesquisas brasileiras relacionadas a efluentes agroindustriais vêm sendo realizadas, objetivando a remoção da matéria orgânica, especialmente a particulada,

utilizando para isso unidades de tratamento biológico (anaeróbio e aeróbio) ou físico como decantadores, filtros de areia ou até mesmo filtros orgânicos alternativos. Normalmente a eficiência nas referidas pesquisas é estimada em relação a DBO ou DQO_{total} , sendo que poucos trabalhos avaliam os compostos orgânicos filtráveis como fonte de poluição. É importante considerar que os sólidos dissolvidos voláteis que efluem de um sistema de tratamento biológico foram gerados por meio da degradação dos sólidos suspensos, e que não foram ainda estabilizados biologicamente, podendo consumir oxigênio quando despejado em corpos hídricos. Estes mesmos sólidos podem ainda servir de habitat de colônias de patógenos, modificando a cor do efluente tratado, e em muitos casos limitando as formas de reuso. Além disso, esses compostos dissolvidos ou filtráveis podem representar contaminantes como toxinas e micropoluentes endócrinos (Subtil et al., 2009; Pereira et al., 2011).

Em situações em que os processos clássicos de tratamento de efluentes já alcançaram seus limites máximos de eficiência, e ainda há necessidade de remoção de sólidos dissolvidos, torna-se necessária a aplicação de tratamentos terciários ou de polimentos finais. Atualmente, o avanço científico, permite o polimento utilizando-se de processos oxidativos avançados (POA), técnicas que se aplicam eficazmente no tratamento de compostos dissolvidos recalcitrantes, capazes de eliminar compostos resistentes aos tratamentos primários (físico) e secundários (biológico), podendo ser aplicados tanto em compostos inorgânicos ou orgânicos (biodegradáveis e não biodegradáveis). Com relação aos compostos orgânicos dissolvidos, a maior vantagem é a eliminação dos poluentes transformando-os em produtos inertes (CO_2 , H_2O e minerais), o que não ocorre com os processos convencionais de tratamento que promovem apenas transferência de fase do poluente (Ferreira e Daniel, 2004).

Salgado et al. (2009) utilizando processos de oxidação avançada na descoloração/degradação das soluções corantes e do efluente têxtil industrial, conseguiram eliminar completamente a cor de meios aquosos sintéticos empregando o processo Fenton por apenas três minutos e, em até cinco minutos, utilizando oxidação com luz UV e peróxido de hidrogênio (UV/ H_2O_2). No efluente, o melhor resultado de descoloração, em torno de 99%, foi obtido segundo a reação Fenton em apenas três minutos, enquanto o processo fotoquímico removeu o mesmo percentual de cor em cinco minutos de reação. Com relação ao grau de mineralização do efluente, pôde-se constatar uma elevada redução do teor de matéria orgânica, via remoção de DQO, por meio dos processos Fenton e UV/ H_2O_2 , em torno de 50 e 33%, respectivamente, enquanto que, empregando mecanismos fotolíticos, o grau de mineralização do efluente foi de apenas 17%. Como a utilização de algum tipo de oxidante ou catalizador além de onerar o processo, pode restringir o uso do efluente na fertirrigação, no presente estudo buscou-se avaliar a eficiência da luz UV, gerada por meio de lâmpadas especiais em foto reatores, na degradação de compostos dissolvidos, presentes no efluente de suinocultura tratado em reatores anaeróbios, visando a melhoria da qualidade do efluente tratado.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O efluente utilizado era proveniente do sistema de tratamento de efluentes de suinocultura em escala piloto, instalado no Setor de Suinocultura no Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Lavras. O sistema era constituído de Caixa de Retenção de Sólidos, Peneira Estática, Tanque de Equalização e Acidificação, Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC), Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB) e caixa de

armazenamento de efluentes. Maiores características do sistema de tratamento estão apresentadas em: Pereira et al. (2009), Pereira et al. (2010a); Pereira et al. (2010b).

2.1 Os foto reatores

Os dois reatores fóticos foram construídos utilizando tubos PVC de 100 mm de diâmetro e 1060 mm de comprimento tendo as suas extremidades lacradas com tampões (cap) de PVC. Para inserção da lâmpada foi feito um corte superior no tubo em forma retangular, com comprimento de 940 mm e 100 mm de largura. Em outro tubo de PVC cortado, em forma de meia lua, foram colocadas 3 presilhas de aço para encaixe e fixação da lâmpada UV. As medidas detalhadas estão apresentadas na Figura 1. O foto reator trabalhava sem a submersão da lâmpada, e a incidência luminosa era realizada acima do espelho d'água. Para aumento do grau de refletância, o tubo foi revestido com papel de alumínio, conforme a Figura 2. A lâmpada utilizada era do tipo fluorescente germicida, com potência de 30 W, comprimento de onda de 230 nm, e marca Techlux. Cada reator fótico possuía volume útil de 1,5 Litros (Figura 2).

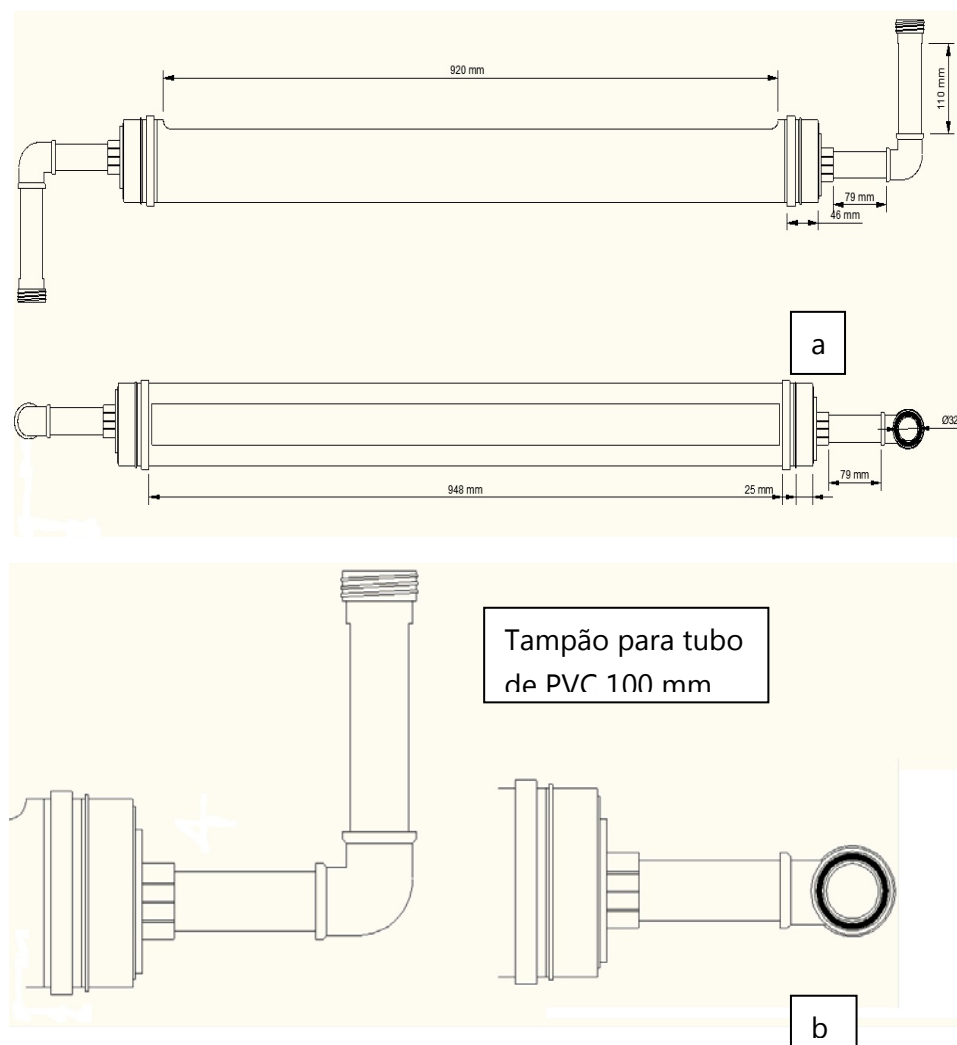


Figura 1. Desenho esquemático dos reatores fóticos. Figura a. vista superior e lateral do foto reator. Figura b. Detalhes do tampão (soquete) de PVC nas extremidades do foto reator.



Figura 2. Fotografias dos foto reatores em fase de montagem.

2.2. Monitoramento físico-químico

O monitoramento foi realizado em seis blocos, cada bloco constituído de 2 tratamentos, totalizando assim 12 ensaios. Em cada tratamento foram coletadas 3 repetições (três amostras para análise). Em cada ensaio modificou-se a vazão afluyente, variando tempo de detenção hidráulica (TDH). Os valores de TDH e as respectivas cargas aplicadas foram calculados de acordo com as equações 1 e 2:

$$TDH = \frac{V}{Q}$$

Equação 1

Onde:

Q: vazão afluyente (L h⁻¹);

V: volume útil do reator fótico

A avaliação físico-química foi realizada coletando, em frascos de PET higienizados, para as três repetições, amostras compostas de 500 mL, tanto do afluyente como do efluente do reator. Após as coletadas, os frascos eram colocados em caixa de isopor e levados para o Laboratório de Análises de Água do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras (LAADEG), sendo as análises realizadas imediatamente. Os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos analisados estão apresentados no Quadro 1.

Quadro 1. Parâmetros físico-químicos analisados.

Parâmetros físico-químicos	Referência Bibliográfica/metodologia
pH	APHA et. al. (2005)
Demanda Química de Oxigênio filtrada (DQOf)	APHA et. al. (2005)/ Método da digestão com refluxo fechado
Demanda Bioquímica de Oxigênio filtrada (DBO ₅ ^{20°C})	APHA et. al. (2005) /Método de Wincley modificado com Iodeto de Azida
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Fixos (SDF) e Voláteis (SDV)	APHA et. al. (2005)
Turbidez	Turbidímetro Hach
condutividade elétrica (C E)	Condutivímetro Hach

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Na Tabela 1 estão apresentados os valores de TDH e Q empregados em cada ensaio.

Tabela 1. Característica operacional de cada ensaio

Ensaio	TDH	Q
E1	0,0082	182,62
E2	0,0104	143,96
E3	0,0243	61,86
E4	0,0468	32,07
E5	0,0444	33,78
E6	0,2442	6,14
E7	0,2223	6,75
E8	0,2444	6,14
E9	0,0119	5,24
E10	0,0629	0,99
E11	0,0025	25,49
E12	0,0085	7,32

TDH (d⁻¹): tempo de detenção hidráulica; Q (L h⁻¹): vazão

Na Tabela 2 estão apresentadas as características físicas e químicas do afluente e efluente analisados nos ensaios 1 ao 12.

Tabela 2. Caracterização física e química do afluente e efluente de cada ensaio

Ensaio	Turbidez	pH	CE	SDT	SDV	SDF	DQO _f	DBO _f
Af. E1 e E2	1037	-	2,30	2114	888	1227	1430	580
Ef. E1	1055	-	2,50	2010	848	1252	1215	627
Ef. E2	1052	-	4,10	2080	955	1125	1752	607
Af. E3 e E4	1110	-	2,54	2075	1220	855	2265	1290
Ef. E3	1107	-	6,77	2228	1432	791	3353	1287
Ef. E4	1062	-	10,25	1873	1194	679	2885	873
Af. E5 e E6	1018	7,50	4,50	1814	720	1094	2556	1245
Ef. E5	893	7,52	4,50	1727	729	998	2910	955
Ef. E6	870	7,65	4,50	1932	587	1345	2910	785
Af. E7 e E8	1030	7,49	22,05	1928	1025	902	2606	795
Ef. E7	1007	7,70	2,20	2050	1155	895	1923	710
Ef. E8	991	7,74	2,30	2101	1202	899	1687	740
Af. E9 e E10	1073	7,50	4,70	2061	1073	988	2239	1330
Ef. E9	1066	7,80	10,60	2010	1153	857	1307	1260
Ef. E10	1068	7,80	13,40	1890	1029	861	1731	1307
Af. E11 e E12	911	7,70	4,50	2043	795	840	2708	400
Ef. E11	899	7,79	4,59	1723	862	843	2723	410
Ef. E12	852	7,85	4,56	1716	871	844	2680	373

Turbidez: (NTU), CE (mS cm⁻¹): condutividade elétrica, SDT (mg L⁻¹): sólidos dissolvidos totais, SDF (mg L⁻¹): sólidos dissolvidos fixos, SDV (mg L⁻¹): sólidos dissolvidos voláteis, DBO_f (mg L⁻¹): demanda bioquímica de oxigênio filtrada, DQO_f (mg L⁻¹): demanda química de oxigênio filtrada, Af.: afluente, Ef.: efluente, E: ensaio.

Por meio da relação DBO_f/DQO_f indicativa de biodegradabilidade dos compostos filtrados, obteve-se:

- para o afluente dos ensaios 1 e 2, o valor referente a 0,41 e para os efluentes, valores de 0,52 e 0,34, respectivamente. Portanto, neste caso para um aumento no TDH de 0,49 para 0,63, com a mesma carga de sólidos, observou-se diminuição na biodegradabilidade;
- para o afluente dos ensaios 3 e 4, valor referente a 0,57 e para os efluentes valores de 0,38 e 0,30, respectivamente. Portanto, neste presente estudo, para um aumento no TDH de 1,46 para 2,81 minutos, aplicando a mesma carga, observou-se diminuição na biodegradabilidade;
- para o afluente dos ensaios 5 e 6, o valor referente a 0,49 e para os efluentes valores de 0,33 e 0,27, respectivamente. Portanto, para um aumento no TDH de 2,66 para 14,65 minutos, com a mesma carga afluente, observou-se diminuição na biodegradabilidade;
- para o afluente dos ensaios 7 e 8, o valor referente a 0,3 e para os efluentes valores de 0,36 e 0,37, respectivamente. Portanto, neste caso, para um aumento no TDH de 13,34 para 14,67 minutos, com a mesma carga afluente, ocorre apenas um pequeno aumento na biodegradabilidade;

- para o afluente dos ensaios 9 e 10, o valor referente a 0,59, e para os efluentes valores de 0,96 e 0,75, respectivamente. Portanto, neste caso, para um aumento no TDH de 17,19 para 90,56 minutos, com a mesma carga afluente, ocorreu diminuição na biodegradabilidade quando comparado aos ensaios 9 e 10;
- para o afluente dos ensaios 11 e 12, o valor referente a 0,15 e para os efluentes valores de 0,15 e 0,14, respectivamente. Portanto, neste caso para aumento do TDH de 3,53 para 12,30 minutos, mantendo a mesma carga de sólidos afluente, houve diminuição na biodegradabilidade quando comparando aos ensaios 11 e 12.

Utilizando as concentrações de SDV como material orgânico e inorgânico dissolvido, o qual possui relação direta com a concentração de DBO_f , observou-se:

- o ensaio 2, mesmo com a maior concentração de SDV, apresentou concentração menor de DBO_f , em relação ao ensaio 1, provavelmente devido ao aumento do tempo de exposição aplicado ao efluente, o qual inibiu a proliferação de micro-organismos que degradariam o efluente durante os 5 dias de incubação necessários para a realização da análise de DBO_f . Além da diminuição da biodegradabilidade, o aumento do TDH, promoveu quebras do material dissolvido em função do aumento da energia aplicada e resultando na diminuição dos SDT efluente;
- o ensaio 3 ocorreu aumento de 17% na concentração de SDV, entretanto, uma diminuição de 0,31% na DBO_f . Já no efluente do tratamento 4, observou-se diminuição de 2% na concentração de SDV e diminuição de 32% na DBO_f , provavelmente devido ao aumento do tempo de exposição, o qual inibiu a proliferação de micro-organismos que degradariam o efluente durante os 5 dias de incubação necessários para a realização da análise de DBO_f . Além disso, para o mesmo aumento no TDH, ocorreram nos efluentes dos tratamentos, diminuição na turbidez e aumento na CE em termos de valores médios;
- o ensaio 5 ocorreu aumento de 1,25 % na concentração de SDV, entretanto, uma diminuição de 23,3% na DBO_f , provavelmente devido ao aumento do tempo de exposição a radiação UV aplicada ao efluente. Houve inibição da proliferação de micro-organismos que degradariam o efluente durante os 5 dias de incubação necessários para a realização da análise de DBO_f . Já no efluente do ensaio 6, houve diminuição de 18,5 % na concentração de SDV e de 36,9 % na DBO_f , provavelmente devido ao aumento do tempo de exposição a radiação UV aplicada ao efluente, que fotodegradou os compostos orgânicos dissolvidos, diminuindo dessa forma a concentração de SDV no efluente, que em associação com a inibição dos micro-organismos provocaram uma queda muito brusca na sua biodegradabilidade. Além disso, para o mesmo aumento no TDH, ocorridos nos efluentes dos ensaios 5 e 6, houve diminuição na turbidez e um equilíbrio nos valores de CE;
- o efluente do ensaio 7 ocorreu aumento na concentração de SDV de 13%, entretanto, uma diminuição de 11% na DBO_f , provavelmente devido ao aumento do tempo de exposição a radiação UV aplicada ao efluente, inibiu a proliferação de micro-organismos que degradariam o efluente durante os 5 dias de incubação necessários para a realização da análise de DBO_f . Já no efluente do ensaio 8, observou-se diminuição de 17% na concentração de SDV e diminuição de 11% na DBO_f , provavelmente pelo mesmo motivo do tratamento anterior. Além disso, para o mesmo aumento no TDH, ocorridos nos efluentes dos ensaios 7 e 8, houve diminuição dos valores de turbidez e CE no mesmo efluente em relação ao afluente;
- o ensaio 9, ocorreu aumento de 7% na concentração de SDV, entretanto, houve diminuição de 5% na DBO_f , provavelmente devido a radiação UV aplicada ao efluente, a qual inibiu a proliferação de micro-organismos que degradariam o efluente durante os 5 dias de incubação necessários para a realização da análise de DBO_f . Já no efluente do ensaio 10, observou-se diminuição de 4% na concentração de SDV e diminuição de 2% na DBO_f ,

provavelmente pelo elevado TDH aplicado, permitindo uma maior oxidação dos SDV. Além disso, com o aumento do TDH, houve diminuição dos valores de turbidez e aumento nos valores de CE do mesmo efluente em relação ao afluente;

- o ensaio 11 ocorreu aumento de 8,4% na concentração de SDV, provocando aumento de 2,5% na concentração de DBO_f . Neste tratamento observou-se que aumento na concentração de SDV resultou em aumento na DBO_f devido ao menor tempo de exposição UV aplicada ao efluente, que não inibiu a proliferação de micro-organismos que degradariam o efluente durante os 5 dias de incubação necessários para a realização da análise de DBO_f . Já no ensaio 12, em relação ao afluente, observou-se aumento de 9,6% na concentração de SDV e diminuição de 6,75% na DBO_f provavelmente devido ao aumento do tempo de exposição à radiação aplicada, a qual inibiu a proliferação de micro-organismos. Além disso, para o mesmo aumento no TDH, ocorreram nos efluentes diminuições dos valores de turbidez e pequenas variações nos valores de CE no mesmo efluente, em relação ao seu afluente.

Nas figuras 3 e 4 estão apresentadas as interações observadas referentes a biodegradabilidade do efluente. Por meio da Figura 3 é possível estimar, de forma instantânea, a DBO_{5f} em função da DQO_f . Também utilizando a Figura 4, é possível avaliar o efeito do tempo de exposição do efluente a radiação UV quanto a biodegradabilidade.

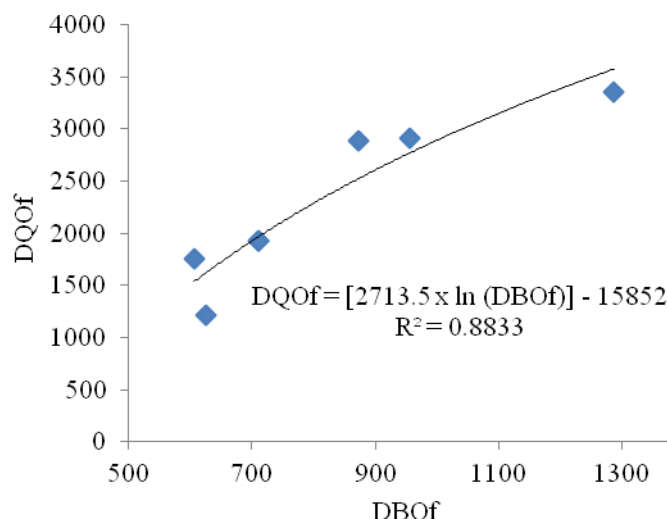


Figura 3. Co-relação entre os parâmetros de DQO e DBO_{5f}

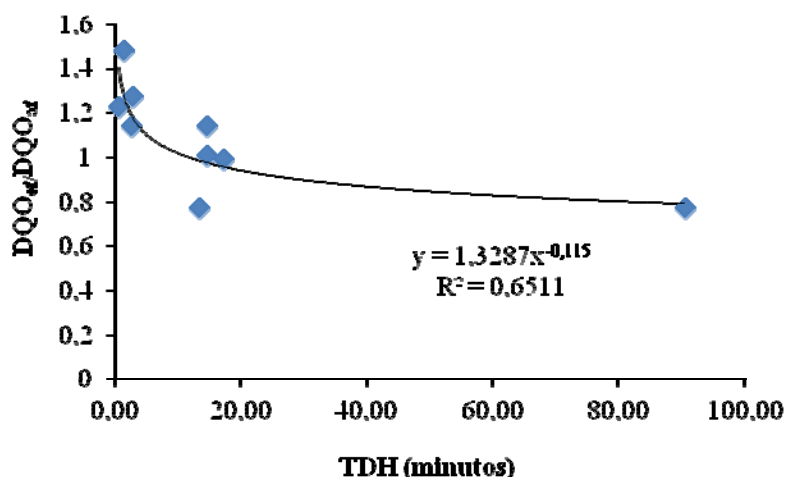


Figura 7. Efeito do TDH (tempo de exposição a radiação) na biodegradabilidade do efluente

A redução da biodegradabilidade com o aumento da radiação UV pode estar associada a dois motivos: primeiramente devido à oxidação da matéria orgânica não biodegradável que está embutida na DQO, sendo assim, após passar pelo reator fótico e receber radiação UV, a concentração efluente se apresenta significativamente menor que a dos afluentes, uma vez que a radiação UV é um processo oxidativo, como pode ser observado nos ensaios 3, 7, 8, 9 e 10.

Outro motivo que deve ser salientado, é que, devido a inativação em função do tempo de exposição à radiação, dos micro-organismos que estão presentes no efluente. Isso ocorre porque, ao se fazer a análise de DBO_{5f} , não se usa inoculação de micro-organismos, conta-se com aqueles que já estão presentes na matéria orgânica para degradar a amostra em condições aeróbias, durante os 5 dias de incubação dos frascos e à $20^{\circ}C$. Sendo assim, muitos micro-organismos já se tornaram estéreis e não deixaram descendentes, mesmo após começar o processo de biodegradação do efluente durante a incubação de 5 dias, os mesmos vêm a morrer sem deixar outros que continuem o processo, portanto, se tem matéria orgânica, mas não se tem degradação por falta de agentes, ou, se tem os agentes mas, devido a não proliferação destes, mesmo com matéria orgânica disponível, a degradação diminui acompanhando a cinética de decaimento destes micro-organismos.

4. CONCLUSÕES

Em todos os ensaios observou-se que, para a mesma carga de sólidos dissolvidos totais um aumento no tempo de radiação provoca diminuição na biodegradabilidade devido a estabilização da parte orgânica dos compostos dissolvidos.

O processo fótico UV demonstrou-se eficiente na estabilização dos compostos solúveis diminuindo assim o potencial poluidor dos mesmos.

Devido ao ótimo desempenho do processo os autores acreditam que a substituição da radiação UV artificial pela radiação UV solar tornará o processo mais vantajoso economicamente, principalmente tratando-se de regiões com alta radiação solar.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

FERREIRA, I. V. L.; DANIEL, L. A. Fotocatálise Heterogênea com TiO₂ aplicada ao tratamento de esgoto sanitário secundário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 335-342, 2004.

SALGADO, B.C. B.; NOGUEIRA, M. I. C.; RODRIGUES, K. A.; SAMPAIO, G. M. M. S.; BUARQUE, H. L. B.; ARAÚJO, R. S. Descoloração de efluentes aquosos sintéticos e têxtil contendo corantes índigo e azo via processos Fenton e foto-assistidos (UV e UV/H₂O₂). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.14, n.1, 2009.

PEREIRA, L. C. O.; ROSSO, T.; CAMPOS, J. C.; GIORDANO, G. Fenton's reagent application in the domestic sewers disinfection. **Ambi-água**, v. 6, n. 1, p. 65-76, 2011.

PEREIRA, E. L., CAMPOS, C.M.M., MOTERANI, F. Effects of pH, acidity and alkalinity on the microbiota activity of an anaerobic sludge blanket reactor (UASB) treating pig manure effluents. **Ambi-água**. v. 4, p. 157-168, 2009.

PEREIRA, E.L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Evaluation of physical-chemical performance of an UASB reactor in removing pollutants of pig wastewater. **Ambi-água**. v.5, p. 79-88, 2010 a.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Physical-chemical and operational performance of an anaerobic baffled reactor (ABR) treating swine wastewater. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 32, p. 399-405, 2010 b.

SUBTIL, E., MIERZWA, J., HESPANHOL, I.. Avaliação do desempenho do sistema UV/H₂O₂ no tratamento de efluentes provenientes do processo de tratamento térmico de emulsões de água e óleo. **Revista Ambiente & Água**. v. 4, n. 3, p. 169-180, 2009.

