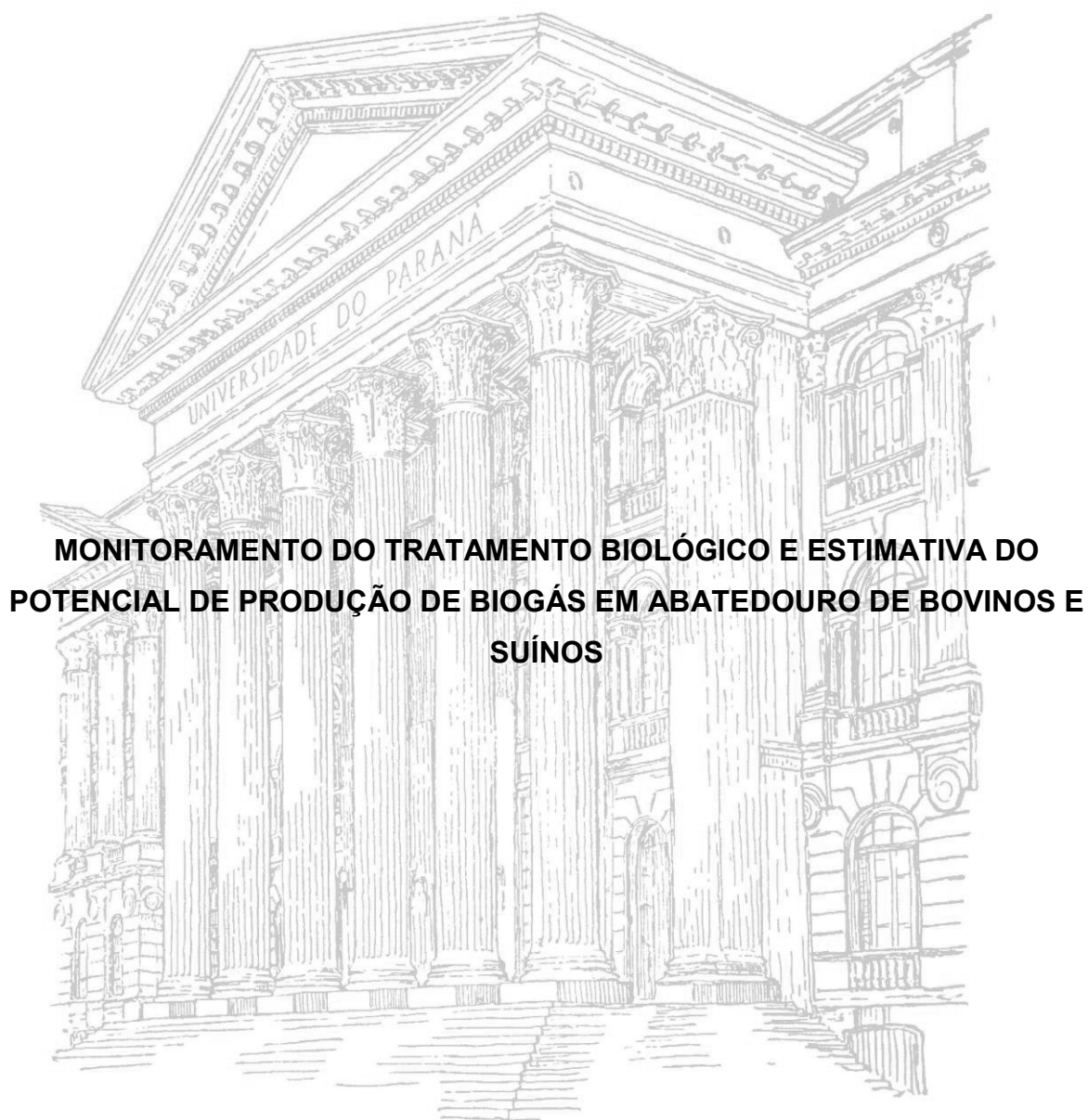


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

AMANDA JUNKES VILVERT



**MONITORAMENTO DO TRATAMENTO BIOLÓGICO E ESTIMATIVA DO
POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM ABATEDOURO DE BOVINOS E
SUÍNOS**

PALOTINA

2017

AMANDA JUNKES VILVERT

**MONITORAMENTO DO TRATAMENTO BIOLÓGICO E ESTIMATIVA DO
POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM ABATEDOURO DE BOVINOS E
SUÍNOS**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Tecnologias de Bioprodutos Agroindustriais, no Curso de Pós-Graduação em Tecnologias de Bioprodutos Agroindustriais, Setor de Palotina, da Universidade Federal do Paraná.

Orientadora: Prof^a. Dra. Eliane Hermes
Coorientadora: Prof^a. Dra. Dilcemara Cristina Zenatti

PALOTINA

2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

V763 Vilvert, Amanda Junkes
Monitoramento do tratamento biológico e estimativa
do potencial de produção de biogás em abatedouro de bovinos
e suínos / Amanda Junkes Vilvert. – Palotina, 2017
88f.

Orientadora: Eliane Hermes
Coorientadora: Dilcemara Cristina Zenatti
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Paraná,
Setor Palotina, Programa de Pós-graduação em Tecnologias de
Bioprodutos Agroindustriais.

1. Controle estatístico de qualidade . 2. Lagoas de estabilização.
3. Produção de energia . I. Hermes, Eliane. II. Zenatti ,
Dilcemara Cristina. III. Universidade Federal do Paraná.
IV. Título.

CDU 662.767.2



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR PALOTINA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO TECNOLOGIAS DE
BIOPRODUTOS AGROINDUSTRIAIS

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em TECNOLOGIAS DE BIOPRODUTOS AGROINDUSTRIAIS da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de AMANDA JUNKES VILVERT intitulada: **MONITORAMENTO DO TRATAMENTO BIOLÓGICO E ESTIMATIVA DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM ABATEDOURO DE BOVINOS E SUÍNOS**, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa. A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

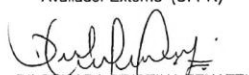
PALOTINA, 20 de Dezembro de 2017.


ELIANE HERMES

Presidente da Banca Examinadora (UFPR)


MAURÍCIO GUY DE ANDRADE

Avaliador Externo (UFPR)


DILCEMARA CRISTINA ZENATTI

Co-orientador - Avaliador Externo (UFPR)


IVONETE ROSSI BAUTITZ

Avaliador Interno (UFPR)

Aos meus pais Tadeu e Angela por
tudo o que têm feito por mim, por
confiarem no meu potencial, e aos meus
irmãos, Tiago e Mariana.

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela vida.

À UFPR – Palotina, por disponibilizar estrutura para realização do trabalho.

Ao programa de pós-graduação em Tecnologias de Bioprodutos Agroindustriais. Aos professores por todo ensinamento.

Meus sinceros agradecimentos a profa. Dra. Eliane Hermes e profa. Dra. Dilcemara Cristina Zenatti pela orientação, por toda atenção e ensinamentos que me foram disponibilizados, pela amizade e confiança em mim depositada.

Agradeço imensamente ao meu amigo Joaquim Carlos Saldeira Junior, sempre tão companheiro e compreensivo nas análises laboratoriais, por toda cumplicidade, ajuda e amizade de sempre.

Em especial aos meus pais, Tadeu e Angela que representam para mim o maior exemplo de vida e que tanto se sacrificaram por mim. Aos meus amados irmãos Tiago e Mariana que sempre estão por perto para dividirem as alegrias e batalhas da vida.

A todos que de alguma maneira contribuíram, muito obrigada.

O que vale na vida não é o ponto de partida, e sim a caminhada. Caminhando e semeando, no fim terás o que colher.

(Cora Carolina)

RESUMO

Em abatedouros de bovinos e suínos, os efluentes geralmente contêm sangue, gordura, excrementos, substâncias do trato digestivo dos animais, fragmentos de tecidos, caracterizando assim, resíduos com elevada concentração de matéria orgânica e quando não é realizado um tratamento adequado, são sérios os danos ambientais causados. Nessas indústrias, os processos de tratamento mais comuns são as lagoas, em que a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriana e/ou redução fotossintética. Dentro dos possíveis tipos, pode-se destacar as lagoas anaeróbias, caracterizadas por apresentarem reatores abertos sob condições totalmente anaeróbias e as lagoas facultativas, consideradas as mais simples, onde o efluente fica retido por um determinado período de tempo, até que se aumentem os processos de estabilização da matéria orgânica. Esses efluentes, apresentam características favoráveis à digestão anaeróbia, gerando biogás e biofertilizante, produtos estes que possuem alto valor agregado, promovendo a geração de energia limpa e de baixo custo. Os gráficos de controle de Shewhart são uma das ferramentas utilizadas para detectar quando um sistema de tratamento está sujeito a alterações e variações e se estas são significativas. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi monitorar o tratamento biológico e estimar o potencial de produção de biogás em um abatedouro de bovinos e suínos da região Noroeste do Paraná. Foram coletadas semanalmente amostras do efluente, no período de Maio a Outubro de 2017, nos seguintes pontos: (P1) – entrada do efluente na lagoa anaeróbia; (P2) – saída do efluente da lagoa anaeróbia; (P3) – saída do efluente da 2ª lagoa facultativa. As temperaturas ambiente e do líquido foram mensuradas no momento da coleta e os parâmetros de: pH, acidez e alcalinidade total, relação AI/AP, sólidos e suas frações, demanda química de oxigênio (DQO) total e filtrada, óleos e graxas (OG), nitrogênio e fósforo total foram obtidos a partir de análises laboratoriais. O sistema de tratamento foi avaliado por meio de teste de normalidade, estudo da autocorrelação e gráficos de controle de Shewhart. Para estimar o potencial de produção de metano e biogás, foram utilizados o valor da vazão média diária e da carga orgânica removida estimada, em função de DQO total na lagoa anaeróbia. Os parâmetros de temperatura ambiente e do líquido, pH e acidez total ficaram dentro dos limites para uma boa digestão anaeróbia. Os valores de alcalinidade total e relação AI/AP ficaram fora da faixa considerada ótima, porém, estes valores não afetaram o pH que permaneceu próximo a neutralidade. Com relação aos sólidos, foi encontrada uma fração de STV expressiva nos ST, indicando que é possível produzir biogás. Os dados de nitrogênio e fósforo total foram considerados heterogêneos, devido as variações ocorridas ao longo das semanas. Os valores obtidos ao final do processo para temperatura do líquido, pH e OG estão dentro dos padrões de lançamento estabelecidos pela legislação vigente, já a DQO total encontra-se superior ao valor máximo permitido. O uso de gráficos de controle foi essencial na identificação de falhas no processo de tratamento dos efluentes. Considerando-se a produção volumétrica média de metano de $161 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$, o volume teórico médio de biogás gerado seria de $214,66 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$. A energia extraída do biogás pode contribuir para a redução de impactos ambientais, melhorando a qualidade de vida da população, atendendo a demanda energética necessária para favorecer o mercado e gerando uma nova fonte de renda para as agroindústrias.

Palavras-chave: controle estatístico de qualidade, lagoas de estabilização, produção de energia.

ABSTRACT

In slaughterhouses of bovines and swines, effluents generally contain blood, fat, excrements, substances from digestive tract of animals, fragments of tissues, thus characterizing, wastes with a high concentration of organic matter, and when they are inadequately treated, it may cause serious environmental damage. In these industries, the most common treatment processes are the ponds, where the stabilization of organic matter is accomplished by bacterial oxidation and/or photosynthetic reduction. Among the possible types, we can highlight the anaerobic ponds, characterized to present open reactors under completely anaerobic conditions and facultative ponds, considered the simplest, where the effluent is retained for a certain period of time, until the processes of stabilization of the organic matter will be raised. These effluents present favorable characteristics to an anaerobic digestion, producing biogas and biofertilizers; products with a high added value and that promotes generation of clean energy under low costs. Shewhart's control charts are one of the tools used to detect when a treatment system is subject to changes and variations, and whether these are significant. Therefore, the objective of this study was to monitor the biological treatment and to estimate the potential of the production of biogas in a slaughterhouse of bovines and swines, in the northwest region of Paraná. Weekly, effluent samples were collected from May to October 2017, in the following points: (P1) - effluent entrance in the anaerobic pond; (P2) - effluent exit from the anaerobic pond; (P3) - effluent exit from the 2nd facultative pond. The ambient and liquid temperatures were determined at the time of collection, and the other parameters such as: pH, acidity and total alkalinity, the ratio AI/AP, solids and their fractions, total and filtered COD, OG, nitrogen and total phosphorus, were obtained from laboratory analyzes. The treatment system was evaluated through normality test, autocorrelation and Shewhart control charts. To estimate the production potential of methane and biogas, were used a daily average flow and an estimated removed organic load, as a function of total COD in the anaerobic pond. The parameters of ambient temperature and liquid, pH and total acidity were within the limits for good anaerobic digestion. The values of total alkalinity and ratio AI/AP, remained outside the optimal range established, however, these values did not affect the pH that remained close to neutrality. In regard to the solids, a significant fraction of VTS has been found in TS, indicating that it is possible to produce biogas. The nitrogen and total phosphorus data were considered heterogeneous, due to the variations that occurred over the weeks. The values obtained at the end of the process for liquid temperature, pH e OG, are within the standards set by current legislation, but the total COD has been found exceeding the maximum permissible value. The use of control charts was essential to identify failures in the process of effluent treatment. Considering an average volumetric methane production of $161 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$, the average theoretical volume of biogas generated would be $214.66 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$. The energy obtained from biogas may contributes to reduce environmental impacts, to improve the population's quality of life, to meet the energy demand necessary to favor the economic market, and to generate a new source of income for agroindustries.

Keywords: statistical quality control, stabilization ponds, energy production.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - DESENHO ESQUEMÁTICO DE UMA LAGOA ANAERÓBIA.	24
FIGURA 2 - FLUXOGRAMA DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA.	25
FIGURA 3 - LAGOA ANAERÓBIA COBERTA.	27
FIGURA 4 - DESENHO ESQUEMÁTICO DE UMA LAGOA FACULTATIVA.	28
FIGURA 5 - LOCAL ONDE FOI REALIZADA A PESQUISA.	34
FIGURA 6 - SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTES ADOTADO PELO FRIGORÍFICO ESTUDADO.	35
FIGURA 7 - EXEMPLO DE GRÁFICO DE NORMALIDADE APLICADO NOS PARÂMETROS AVALIADOS.	47
FIGURA 8 - EXEMPLO DE GRÁFICO DE AUTOCORRELAÇÃO APLICADO NOS PARÂMETROS AVALIADOS.	48
FIGURA 9 - GRÁFICO DE CONTROLE DE SHEWHART.	49
FIGURA 10 - GRÁFICOS DE CONTROLE DE SHEWHART PARA pH (A) E ACIDEZ VOLÁTIL TOTAL (B) NO PONTO P2.	59
FIGURA 11 - GRÁFICOS DE CONTROLE DE SHEWHART PARA ST (A) E SDV (B) NO PONTO P3.	62
FIGURA 12 - GRÁFICOS DE CONTROLE DE SHEWHART PARA DQO TOTAL (A), DQO FILTRADA (B) E OG (C) NO PONTO P1.	65
FIGURA 13 - GRÁFICOS DE CONTROLE DE SHEWHART PARA NITROGÊNIO TOTAL (A) E FÓSFORO TOTAL (B) NOS PONTOS P1 E P2.	69
FIGURA 14 - ESTIMATIVA MÉDIA DE DQO REMOVIDA E DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE METANO E BIOGÁS NO PERÍODO AVALIADO.	71

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - DISTRIBUIÇÃO DO CONSUMO DE ÁGUA EM ABATEDOUROS (LITROS/ANIMAL).....	18
TABELA 2 – CARACTERIZAÇÃO E PADRÕES DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS GERADOS EM ABATEDOUROS DE BOVINOS E SUÍNOS.	18
TABELA 3 - PRINCIPAIS VANTAGENS E DESVANTAGENS DAS LAGOAS FACULTATIVAS.....	29
TABELA 4 - EQUIVALÊNCIA ENERGÉTICA ENTRE BIOGÁS E OUTROS COMBUSTÍVEIS	30
TABELA 5 - PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS ANALISADOS E METODOLOGIAS UTILIZADAS.....	37
TABELA 6 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS DE TEMPERATURA AMBIENTE E TEMPERATURA DO LÍQUIDO NOS PONTOS AMOSTRADOS.	53
TABELA 7 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS DE PH, ACIDEZ VOLÁTIL TOTAL, ALCALINIDADE TOTAL E RELAÇÃO AI/AP NOS PONTOS AMOSTRADOS.....	56
TABELA 8 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS DE ST, STV, SST, SSV, SDT E SDV NOS PONTOS AMOSTRADOS.	60
TABELA 9 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS DE DQO TOTAL, DQO FILTRADA E OG NOS PONTOS AMOSTRADOS.....	63
TABELA 10 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO TOTAL NOS PONTOS AMOSTRADOS.....	66

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	- Associação Brasileira de Normas Técnicas
AC	- Autocorrelação
AI/AP	- Alcalinidade Intermediária/Alcalinidade Parcial
AM	- Amplitude Móvel das Observações
APHA	- American Public Health Association
ATP	- Adenosina Trifosfato
AVT	- Ácidos Voláteis Totais
CETESB	- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - SP
CONAMA	- Conselho Nacional do Meio Ambiente.
CV	- Coeficiente de Variação
DBO	- Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	- Demanda Química de Oxigênio
ETE	- Estação de Tratamento de Esgoto
FEPAM	- Fundação Estadual de Proteção Ambiental
GEE	- Gases Efeito Estufa
GLP	- Gás Liquefeito de Petróleo
IAP	- Instituto Ambiental do Paraná
IAPAR	- Instituto Agrônômico do Paraná
IBGE	- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LIC	- Limite Inferior de Controle
LSC	- Limite Superior de Controle
MAPA	- Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MMEP	- Média Móvel Exponencialmente Ponderada
NBR	- Norma Brasileira
OG	- Óleos & Graxas
P1	- Ponto 1
P2	- Ponto 2
P3	- Ponto 3
pH	- Potencial Hidrogeniônico
POP's	- Procedimentos Operacionais Padrão
RALF	- Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado

SDT	- Sólidos Dissolvidos Totais
SDV	- Sólidos Dissolvidos Voláteis
SEMA	- Secretária Estadual de Meio Ambiente
SF	- Sólidos Fixos
SS	- Sólidos Suspensos
SST	- Sólidos Suspensos Totais
SSV	- Sólidos Suspensos Voláteis
ST	- Sólidos Totais
STV	- Sólidos Totais Voláteis
TDH	- Tempo de Detenção Hidráulica
TMA	- Taxa Mínima de Atratividade
UASB	- Upflow Anaerobic Sludge Blanket

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	OBJETIVOS	15
1.1.1	Objetivo Geral.....	15
1.1.2	Objetivos Específicos	15
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	16
2.1	PRODUÇÃO E ABATE DE BOVINOS E SUÍNOS.....	16
2.2	EFLUENTES GERADOS EM ABATEDOUROS DE BOVINOS E SUÍNOS..	16
2.3	TRATAMENTO DE EFLUENTES EM ABATEDOUROS DE BOVINOS E SUÍNOS.....	21
2.3.1	Lagoa anaeróbia.....	23
2.3.2	Lagoa facultativa.....	27
2.4	PRODUÇÃO DE BIOGÁS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES	29
2.5	CONTROLE ESTATÍSTICO DE QUALIDADE.....	31
2.5.1	Gráficos de controle.....	32
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	34
3.1	DESCRIÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO	34
3.2	DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTES.....	35
3.3	COLETA DAS AMOSTRAS	36
3.4	PARÂMETROS UTILIZADOS NA CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES	36
3.4.1	Temperatura	37
3.4.2	pH.....	37
3.4.3	Alcalinidade total.....	37
3.4.4	Ácidos voláteis totais	39
3.4.5	Sólidos totais, fixos e voláteis.....	40
3.4.6	Sólidos dissolvidos, fixos e voláteis	41
3.4.7	DQO Total	42
3.4.8	Óleos e graxas	43
3.4.9	Nitrogênio Total	43
3.4.10	Fósforo Total	44
3.5	AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES APLICADO	47
3.5.1	Teste de normalidade	47

3.5.2	Estudo da autocorrelação.....	47
3.5.3	Gráficos de Controle de Shewhart.....	48
3.6	ESTIMATIVA DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE METANO E BIOGÁS.....	49
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
4.1	TESTE DE NORMALIDADE E AUTOCORRELAÇÃO.....	52
4.2	TEMPERATURA AMBIENTE E DO LÍQUIDO.....	53
4.3	PH, ACIDEZ TOTAL E ALCALINIDADE TOTAL	55
4.4	MATÉRIA ORGÂNICA: SÓLIDOS, DQO E OG.....	60
4.5	NITROGÊNIO TOTAL E FÓSFORO TOTAL.....	66
4.6	ESTIMATIVA DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE METANO E BIOGÁS.....	70
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	74
	REFERÊNCIAS.....	76

1 INTRODUÇÃO

Levando em conta o elevado volume de água que consomem as atividades de abate, os danos ambientais que surgem em decorrência desses efluentes, são sérios quando não é realizado um tratamento adequado. Desse consumo, uma faixa de 80 a 95% pode ser descarregada como efluente líquido, que após o processo produtivo se torna um veículo de poluição (DIAS e CASTRO, 2011; OLIVEIRA et. al., 2017).

Os resíduos podem ser diluídos e divididos em duas linhas: a linha “verde”, que contém os efluentes líquidos gerados em áreas sem presença de sangue e a linha “vermelha”, com os efluentes que contêm sangue oriundo de várias áreas e etapas do abate. Essas duas linhas vão para uma área anterior às lagoas, para as chamadas caixas de gordura, onde é realizado o tratamento preliminar (PACHECO, 2006; RIBEIRO, 2010).

Os métodos de tratamento empregados devem levar em consideração a composição do efluente e os padrões que pretende se atingir para a remoção de substâncias indesejáveis da água ou para sua transformação em outras formas aceitáveis segundo a legislação ambiental. Em geral, inicia-se com processos físicos, tendo como objetivo remover sólidos de maior dimensão e os líquidos imiscíveis na água (OG) e depois se realiza processo físico-químico ou biológico para minimizar outros contaminantes.

Dentre todos os processos de tratamento, são comuns em abatedouros as lagoas de estabilização, que segundo Von Sperling (2005) são sistemas de tratamento biológico em que a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriana e/ou redução fotossintética (bactérias ou algas).

As lagoas anaeróbias são caracterizadas por apresentarem reatores abertos, sem sistemas mecânicos de aquecimento ou mistura, ocorrem em temperatura ambiente e sob condições totalmente anaeróbias (CORDERO, 2016). As lagoas facultativas são consideradas as mais simples e nelas por um determinado período de tempo ocorre a retenção dos efluentes, até que aumentem os processos de estabilização da matéria orgânica (VON SPERLING, 2005).

Os efluentes de abatedouros possuem características bastante favoráveis à digestão anaeróbia (ZADINELO, 2013; FEROLDI et al., 2014; HOSSA, 2015; MARDER, 2015). Apresenta como principal produto, o metano (CH₄), que pode ser

utilizado de forma direta ou indireta, tendo a combustão em caldeiras para geração de calor e a combustão em motores para geração de energia elétrica como exemplos, respectivamente.

Uma das técnicas para averiguar se o tratamento do efluente é ou não eficaz é a aplicação de métodos estatísticos de controle de qualidade. Esta técnica prevê quando um sistema está sujeito a alterações e variações, sendo importante avaliar se estas são significativas. Os gráficos de controle são exemplos dessas ferramentas, os quais se mostram eficientes e de simples interpretação no monitoramento da média e da variabilidade da característica da qualidade em observação e os mais utilizados são os gráficos de controle de Shewhart (MONTGOMERY, 2009).

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Monitorar o tratamento biológico e estimar o potencial de produção de biogás em um abatedouro de bovinos e suínos da região Noroeste do Paraná.

1.1.2 Objetivos Específicos

- a) Monitorar os parâmetros físico-químicos na entrada e saída da lagoa anaeróbia e no efluente final tratado ao longo do tempo e aplicar os gráficos de controle de Shewhart;
- b) Comparar os valores do efluente final tratado com o padrão de lançamento estipulado pela legislação vigente;
- c) Estimar o potencial de produção de metano, biogás e energia elétrica a partir da matéria orgânica removida na lagoa anaeróbia.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 PRODUÇÃO E ABATE DE BOVINOS E SUÍNOS

A produção de alimentos é de suma importância para a manutenção da vida humana (RODRIGUES et. al., 2016).

A cada ano cresce a participação brasileira no comércio internacional, com destaque para a produção de carne bovina, suína e de frango. Segundo o Ministério da Agricultura (MAPA), até 2020, a expectativa é que a produção nacional de carnes abastecerá 44,5% do mercado mundial. O aumento na produção de alimentos cárneos é devido ao crescimento populacional em todo o mundo, forçando as empresas frigoríficas à expandirem sua escala de produção, a fim de suprir a demanda de alimentos (RODRIGUES et. al., 2016).

Segundo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2017) no primeiro trimestre de 2017, foi abatido 7,37 milhões de cabeças de bovinos sob algum tipo de serviço de inspeção sanitária. No ranking das Uniões Federativas, Mato Grosso lidera o abate de bovinos, com 15,2% da participação nacional, seguido por Mato Grosso do Sul (11,5%) e Goiás (10,1%). Nesse mesmo período, foram abatidas 10,46 milhões de cabeças de suínos, sendo que a Região Sul respondeu por 66,9% do abate nacional, seguida pelas Regiões Sudeste (17,6%), Centro-Oeste (14,5%), Nordeste (0,9%) e Norte (0,1%). No ranking das Uniões Federativas, Santa Catarina aparece com 26,8%, seguido por Paraná (20,8%) e Rio Grande do Sul (19,3%).

2.2 EFLUENTES GERADOS EM ABATEDOUROS DE BOVINOS E SUÍNOS

A água é um fator indispensável para o funcionamento de indústrias como a frigorífica onde desempenha diversas funções (SOUZA e ORRICO, 2016). O processo de abate de bovinos e suínos apresenta um elevado consumo de água, a fim de manter procedimentos de higienização dos produtos e locais de realização das atividades. Em consequência ao consumo deste insumo, tem-se uma alta geração de efluentes por unidade de animal abatido (GOMES, 2010).

Segundo Scarassati et al. (2003) e Von Sperling (2005), os principais usos de água são para: consumo animal e lavagem dos animais, lavagem dos caminhões, lavagem de carcaças, vísceras e intestinos, movimentação de subprodutos e resíduos, limpeza e esterilização de facas e equipamentos, limpeza de pisos, paredes, equipamentos e bancadas, geração de vapor, resfriamento de compressores.

O consumo de água varia bastante de unidade para unidade em função de vários aspectos: tipo de unidade (frigorífico com/sem abate, com/sem graxaria, etc.), tipos de equipamentos e tecnologias em uso, “layout” da planta e de equipamentos, procedimentos operacionais, entre outros. Os estabelecimentos voltados para o mercado externo, de maneira geral, possuem procedimentos operacionais padrão (POP’s) de higienização mais rigorosa quando comparados àqueles específicos para o mercado interno (SOUZA e ORRICO, 2016).

Da mesma forma que em outros ramos da indústria, em empreendimentos de abate de animais, o elevado consumo de água acarreta grandes volumes de efluentes, sendo que uma faixa de 80 a 95% da água consumida pode ser descarregada como efluente líquido (DIAS e CASTRO, 2011; OLIVEIRA et. al., 2017). Após sua utilização, a água aplicada no processo produtivo se torna um veículo de poluição, principalmente de matéria orgânica gerada durante as atividades da indústria (SANTOS, 2011).

Segundo Scarassati et al. (2003) e Arruda (2004), em abatedouros de suínos e bovinos, os efluentes são gerados nas seguintes etapas do processo industrial:

- a) águas de banho: utilizadas para lavar e acalmar os animais antes do abate, as quais contêm pequena quantidade de fezes e terra;
- b) limpeza de pocilgas e currais: águas residuárias que contêm fezes e terra;
- c) lavagem da sala da sangria: de geração contínua e constituída por água e sangue, apresentando elevada carga orgânica;
- d) lavagem da carcaça: usadas para a limpeza das vísceras e da carcaça, as quais contêm sangue e a maior parte do conteúdo estomacal;
- e) limpeza dos equipamentos: utilizadas para lavagem das instalações do matadouro durante o abate e como limpeza final, que contêm sangue, restos de vísceras e produtos de sanitização.

Os resíduos de frigoríficos podem ser diluídos e divididos em duas linhas: a linha “verde”, que contém os efluentes líquidos gerados em áreas sem presença de

sangue (por exemplo, recepção – lavagens de pátios, caminhões, currais ou pocilgas, condução/ “seringa”, bucharia e triparia) e a linha “vermelha”, com os efluentes que contêm sangue oriundo de várias áreas e etapas do abate. Essas duas linhas vão para uma área anterior às lagoas, para as chamadas caixas de gordura, onde é realizado o tratamento preliminar (PACHECO, 2006; RIBEIRO, 2010).

No processo de abate de bovinos é consumido um volume de 500 a 2.500 litros de água por animal. Por sua vez, para o abate de suínos este valor é menor variando de 400 a 1.200 litros por animal abatido, sendo estes distribuídos durante o processo produtivo (SCARASSATI et al., 2003; MATOS, 2005) (Tabela 1).

TABELA 1 - DISTRIBUIÇÃO DO CONSUMO DE ÁGUA EM ABATEDOUROS (LITROS/ANIMAL).

Setor	Bovinos	Suínos
Sala de abate	900	300
Demais dependências	1.000	400
Anexos externos	600	500
Total	2.500	1.200

FONTE: Scarassati et al. (2003); Matos (2005).

Na Tabela 2 constam os dados referentes à composição média e os padrões de lançamento de efluentes líquidos gerados em abatedouros de bovinos e suínos.

TABELA 2 – CARACTERIZAÇÃO E PADRÕES DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS GERADOS EM ABATEDOUROS DE BOVINOS E SUÍNOS.

Parâmetro	Abate Suíno*	Abate Bovino*	Conama 430 (2011)**	Sema 024 (2008)***
pH	7,2	7,2	5 – 9	5 – 9
DQO (mg L ⁻¹)	2.500	4.000	-	200
DBO (mg L ⁻¹)	1.250	2.000	-	60
SS (mg L ⁻¹)	700	1.600	-	-
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	150	180	-	-
Fósforo total (mg L ⁻¹)	25	27	-	-
OG (mg L ⁻¹)	150	270	50	50
Temperatura (°C)	-	-	< 40	< 40

FONTE: *Pacheco (2006); **Conama 430 (2011); ***Sema 024 (2008).

O tratamento de águas residuárias requer o monitoramento do pH, pois os micro-organismos têm suas atividades máximas em diferentes faixas ótimas de pH.

Em lagoas anaeróbias, as arqueas metanogênicas, apresentam maior atividade metabólica em pH entre 6,6 e 7,4, sendo sensíveis a bruscas quedas, enquanto as bactérias acidogênicas podem ser ativas em pH baixo (4,5). Essa condição de instabilidade causa problemas na eficiência do tratamento, além de desprendimento de odores desagradáveis (CHERNICHARO, 2007).

A alcalinidade total, é a soma das alcalinidades parcial (ou bicarbonato) e intermediária (devida aos ácidos voláteis) e permite prever o acúmulo de ácidos em processos anaeróbios, a fim de corrigir o problema antes que o pH seja afetado de maneira significativa (CHERNICHARO, 2007).

Segundo Grady e Lim (1980) para se obter um adequado poder tampão no sistema, na maioria dos casos, é suficiente uma alcalinidade total entre 2500 e 5000 mg CaCO₃ L⁻¹.

Entretanto, Ripley et al. (1986), sugere a determinação separada da alcalinidade bicarbonato (alcalinidade parcial – AP) e alcalinidade ácidos voláteis (alcalinidade intermediária – AI). No que se refere ao significado da relação AI/AP, esta determinação é importante. De acordo com Ripley et al. (1986), valores da relação AI/AP superiores a 0,3 indicam a ocorrência de distúrbios no processo de digestão anaeróbia.

A DQO é frequentemente utilizada na detecção de poluição em águas naturais e residuárias e sua análise é definida como a quantidade específica de oxidante que reage com a amostra sob condições controladas, sendo expressa em termos de seu oxigênio equivalente, dependendo da quantidade de oxidante consumido. Os componentes orgânicos e inorgânicos da amostra são sujeitos à oxidação, mas na maioria dos casos a matéria orgânica predomina e é a de maior interesse, pois são mais fáceis de serem degradadas (APHA, 2005).

Já a DBO de uma água pode ser definida como a quantidade de oxigênio que é necessário para oxidar a matéria orgânica para a forma inorgânica estável através da decomposição microbiana aeróbia, ou seja, está relacionada com a quantidade de oxigênio consumido em um determinado período de tempo e temperatura de incubação. Altos valores de DBO podem indicar um aumento expressivo da microflora e conseqüentemente interferirem no equilíbrio da vida aquática, provocando o desaparecimento de peixes, além de produzir sabores e odores desagradáveis (MCCABE et al., 2014).

A determinação dos níveis de concentração das diversas frações de sólidos é utilizada nos estudos de controle de poluição das águas naturais, caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais e no controle de sistemas de tratamento de esgotos, resultando em um quadro geral da distribuição das partículas com relação ao tamanho (sólidos em suspensão e dissolvidos) e com relação à natureza química (fixos ou minerais e voláteis ou orgânicos) (BOSTELMANN, 2010).

Os sólidos são os responsáveis pelo aparecimento da cor e turbidez nas águas. Estes são classificados segundo suas características químicas em sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV), os quais juntos formam os sólidos totais (ST). Os sólidos totais em águas residuais caracterizam o teor da matéria seca das mesmas, os sólidos voláteis indicam uma estimativa da matéria orgânica existente no resíduo, enquanto que os sólidos fixos representam a matéria inorgânica, ou seja, o teor dos sólidos minerais (FEISTEL, 2011).

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos, principalmente pela sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. Quando presente em baixas concentrações pode atuar como fator limitante na produção primária de ecossistemas aquáticos. O fósforo possui também importância nos sistemas biológicos, devido à participação deste elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como: armazenamento de energia (forma uma fração essencial da molécula de ATP) e estruturação da membrana celular (através dos fosfolípidios) (OLIVEIRA e SÁ, 2015).

Os óleos & graxas são substâncias orgânicas de origem mineral, vegetal ou animal, oriundos de efluentes industriais, esgotos domésticos, oficinas mecânicas, postos de gasolina, estradas e vias públicas, são geralmente hidrocarbonetos, gorduras, ésteres, entre outros. Os efluentes industriais são os que mais contribuem para o aumento de matérias graxas nos corpos d'água, destacando os de refinarias, frigoríficos, saboarias etc. Um dos fatores negativos é que a pequena solubilidade dos óleos & graxas interfere na degradação dos efluentes por processos biológicos, ocasionando problemas no tratamento d'água quando presentes em mananciais. Além disso, a presença de material graxo acarreta problemas de origem estética e também diminui a área de contato entre a superfície da água e o ar atmosférico, impedindo assim a transferência do oxigênio da atmosfera para a água (MCCABE et al., 2014).

Levando em conta o elevado volume de água que consomem as atividades de abate, são sérios os danos ambientais que surgem em decorrência desses efluentes, quando não é realizado um tratamento adequado (BEUX et al., 2007; DIAS e CASTRO, 2011). De acordo com Rabelo (2014), pode ser observado que os impactos ambientais gerados através dos abatedouros se concentram nas águas residuais de cada etapa do processo de abate. As águas residuais caracterizam-se por apresentar elevada concentração de matéria orgânica biodegradável, proveniente basicamente de proteínas e lipídios obtidos do animal, sendo um efluente de difícil tratamento por atingir altos padrões de concentração de matéria orgânica e alto potencial poluidor.

Tratar os efluentes dos abatedouros não tem sido uma tarefa fácil, pois o mercado consumidor interno e, principalmente o externo, exige cada vez mais a preocupação com a questão ambiental no processo produtivo. Mesmo com o aumento nos investimentos em processos que visam à redução da geração dos efluentes e melhor eficiência de tratamento, ainda é elevada a quantidade de resíduos que são gerados (FEISTEL, 2011).

Os abatedouros lançam seus efluentes em corpos hídricos. Nesse sentido, para assegurar a disponibilidade de água às futuras gerações, melhorar a qualidade de vida nos grandes centros urbanos e reduzir os impactos ambientais, órgãos governamentais estabeleceram parâmetros de qualidade para o lançamento de efluentes no corpo hídrico (Tabela 2).

A resolução 430 (CONAMA, 2011) não faz nenhuma referência aos parâmetros de DBO e DQO na classificação dos corpos hídricos e nos padrões de lançamento de efluentes líquidos. Nesse caso existem legislações ambientais estaduais como a Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos - SEMA 024 (2008) (Tabela 2) que estabelecem limites máximos destes parâmetros para o Estado do Paraná.

2.3 TRATAMENTO DE EFLUENTES EM ABATEDOUROS DE BOVINOS E SUÍNOS

Para o tratamento dos efluentes industriais, são necessárias associações de diversos níveis de tratamento, visando atender a qualidade requerida pelos padrões de lançamento em corpos receptores, que na maioria dos casos é o curso d'água mais próximo. A definição do processo de tratamento deve considerar também

custos de investimentos e operacionais (energia requerida, produtos químicos, mão-de-obra, manutenção, controle analítico e geração de resíduos), área disponível para a implantação do tratamento, clima, legislação, a classe do corpo receptor, proximidade de residências, direção de ventos, estabilidade do terreno, assistência técnica e controle operacional (SCARASSATI et al., 2003; AZZOLINI e FABRO, 2013).

Segundo Maldaner (2008) os métodos de tratamento que devem ser empregados, devem levar em conta a composição do efluente e os padrões que pretende se atingir para a remoção de substâncias indesejáveis da água ou para sua transformação em outras formas aceitáveis segundo a legislação ambiental. Em geral, inicia-se com processos físicos, tendo como objetivo remover sólidos de maior dimensão e os líquidos imiscíveis na água (óleos e gorduras), os quais não podem ser segregados. Posteriormente, realizam-se processos físico-químicos ou biológicos para minimizar outros contaminantes.

De acordo com Von Sperling (2005), Nunes (2008), as estações de tratamento de efluentes tradicionais costumam ser divididas em quatro etapas:

a) Tratamento preliminar: ocorre retenção de material grosseiro, flutuantes e material mineral sedimentável, utilizando-se para isto grades, desarenadores (caixa de areia), caixas de retenção de óleo e gordura e peneiras;

b) Tratamento primário: consiste na remoção de matéria orgânica em suspensão, através de decantação primária, flotação e neutralização;

c) Tratamento secundário: separação da matéria orgânica dissolvida e em suspensão. Os procedimentos mais conhecidos nesta etapa são os processos de lagoas de estabilização, lodo ativado, sistemas anaeróbios com alta eficiência de remoção do carbono orgânico e filtros biológicos;

d) Tratamento terciário: é aplicado quando se pretende obter um efluente de alta qualidade, ou a remoção de outras substâncias contidas nas águas residuárias. Pode ocorrer através de adsorção com carvão ativado, osmose inversa, eletrodialise, troca iônica, filtros de areia, remoção de nutrientes, oxidação química e remoção de organismos patogênicos.

Considerando-se águas residuárias de frigoríficos e abatedouros, o processo de tratamento é desenvolvido principalmente por processos biológicos, em conjunto com as operações físicas de concentração e separação de sólidos (BUSTILLO-LECOMPTE e MEHRVAR, 2015). Atualmente, vem sendo empregado como forma

de tratamento, as lagoas de estabilização, que tem como objetivo degradar a matéria orgânica e reduzir a concentração de agentes patógenos.

As vantagens do uso de lagoas de estabilização são o baixo custo de implantação, facilidade com questões operacionais, de manutenção e de controle, alta sustentabilidade do sistema com baixo fornecimento de energia elétrica e adequada eficiência na remoção de diversas categorias de poluentes (matéria orgânica biodegradável, nutrientes, agentes patógenos e sólidos suspensos) (OLIVEIRA et al., 2016).

As lagoas de estabilização são grandes tanques escavados no solo, nos quais os efluentes fluem continuamente e são tratados por processos naturais. Bactérias e algas são os seres vivos que habitam as lagoas, coexistindo em um processo de simbiose e, dessa forma, tratando os efluentes por meio da decomposição da matéria orgânica pelas bactérias. Os principais sistemas de lagoas de estabilização são: lagoa facultativa, lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa (sistema australiano), lagoa aerada facultativa, lagoa aerada de mistura completa seguida de lagoa de decantação e lagoa de maturação ou polimento (OLIVEIRA e SÁ, 2015).

2.3.1 Lagoa anaeróbia

Para o tratamento de águas residuárias em regiões de clima quente, as lagoas anaeróbias são uma ótima alternativa, devido a disponibilidade de área para a implantação e temperaturas favoráveis, sendo popularmente empregadas no Brasil, além de países desenvolvidos como os Estados Unidos e a Austrália. Geralmente são utilizadas no tratamento de esgotos domésticos, dejetos de animais e efluentes industriais predominantemente orgânicos, como os gerados em abatedouros, laticínios, indústrias de bebidas e alimentícia em geral (VON SPERLING, 2005).

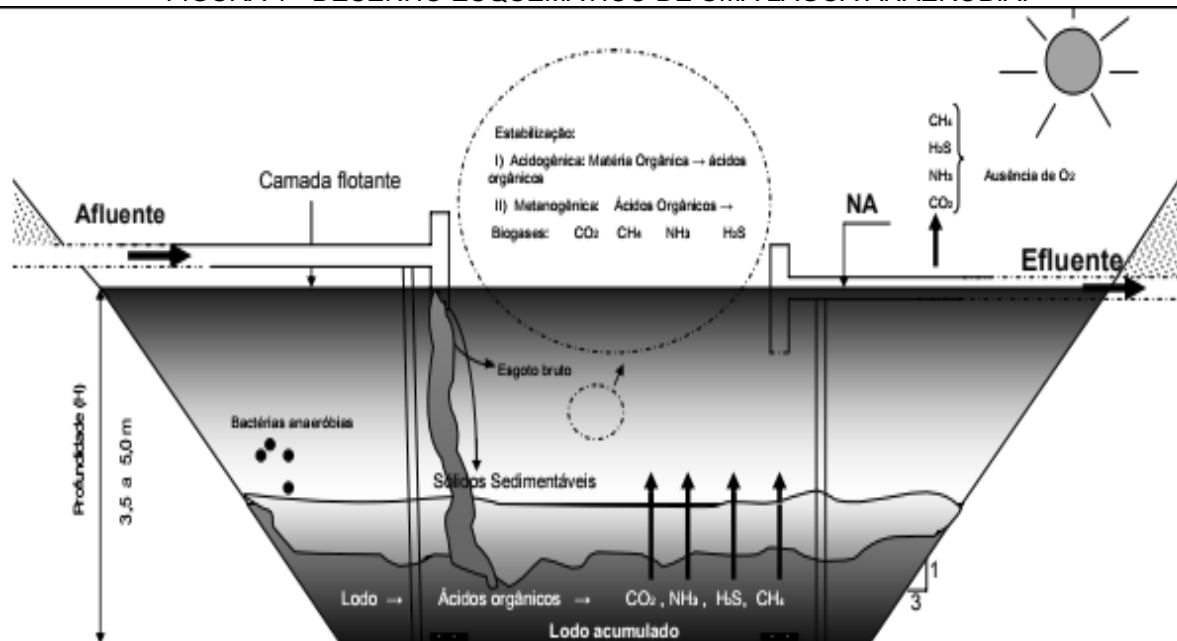
As lagoas anaeróbias são caracterizadas por apresentarem reatores abertos, sem sistemas mecânicos de aquecimento ou mistura, ocorrem em temperatura ambiente e sob condições totalmente anaeróbias, tendo como vantagens eficiência satisfatória, baixo custo de investimento e operação e baixa produção de sólidos, além de serem aplicadas tanto em pequena quanto em grande escala. Porém, apresentam como desvantagens, o excesso de materiais flutuantes em sua

superfície, dando uma visão desagradável ao sistema de tratamento; sério risco de exalação de maus odores, causado pela liberação de substâncias voláteis, como o gás sulfídrico, resultante da digestão anaeróbia (CORDERO, 2016).

Geralmente a profundidade da lagoa anaeróbia é de 3,5 m a 5 m e a área necessária para construção deste tipo de lagoa é menor em relação aos demais tipos, reduzindo dessa maneira a penetração de oxigênio produzido na superfície para as demais camadas (OLIVEIRA e SÁ, 2015). A remoção de DBO neste sistema é em torno de 40% a 70%, e como o efluente ainda possui uma elevada concentração de matéria orgânica, há necessidade de um tratamento subsequente. O tratamento mais utilizado é o de lagoas facultativas, na qual compõem o sistema de lagoas anaeróbias, seguidas de lagoas facultativas, denominado de sistema australiano (VON SPERLING, 2005; JORDÃO e PESSÔA, 2014).

A área ocupada pelo sistema de lagoa anaeróbia, seguida de lagoa facultativa, representa uma economia de cerca de 1/3, comparado com uma lagoa facultativa que trabalha como unidade única para tratar a mesma quantidade de efluente (VON SPERLING, 2005). A FIGURA 1 a traz um desenho esquemático de uma lagoa anaeróbia.

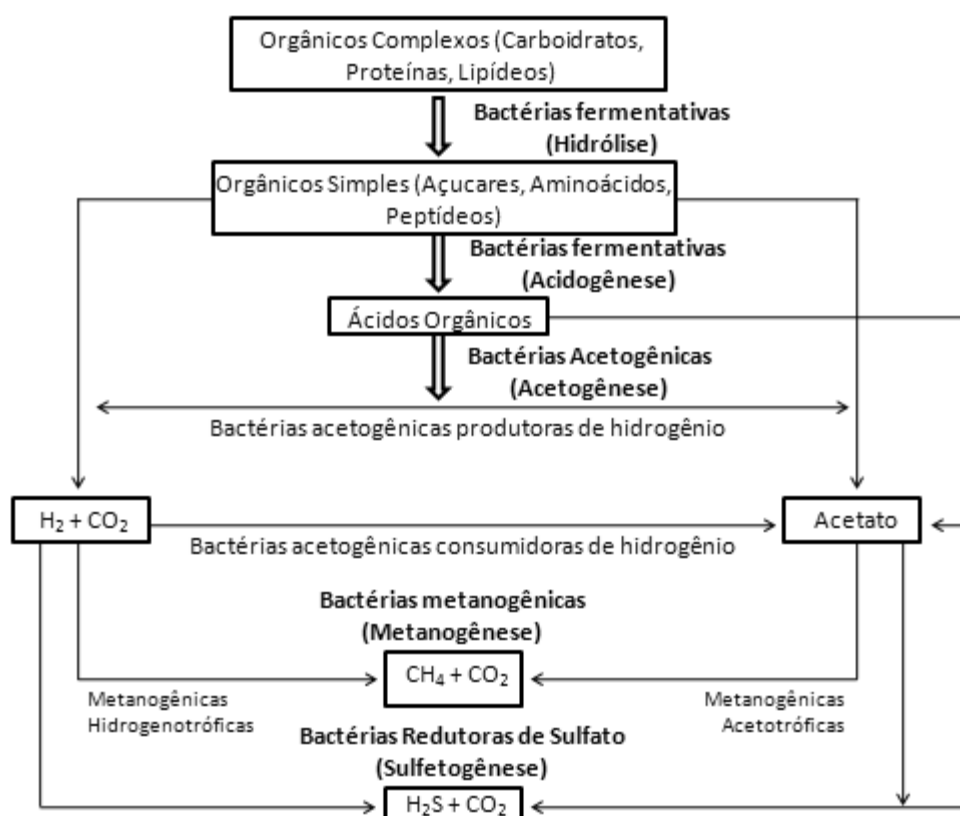
FIGURA 1 - DESENHO ESQUEMÁTICO DE UMA LAGOA ANAERÓBIA.



FONTE: Filho (2007).

A digestão anaeróbia é um processo que ocorre na ausência de oxigênio, onde as bactérias são os organismos primários envolvidos. Pode ser considerada como um ecossistema onde diversos grupos de micro-organismos trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas (VON SPERLING, 2005) (FIGURA 2).

FIGURA 2 - FLUXOGRAMA DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA.



FONTE: Sant'anna jr (2013).

Para Sant'anna Jr (2013) a digestão anaeróbia de proteínas, carboidratos e lipídeos pode-se distinguir em quatro fases distintas:

- Hidrólise: nesta primeira fase os compostos insolúveis como celulose, proteínas e gorduras são transformados em monômeros (compostos dissolvidos de menor peso molecular) por meio de exoenzimas excretadas por bactérias anaeróbias e facultativas, em que as ligações covalentes são divididas em uma reação química com água. A hidrólise de carboidratos ocorre dentro de poucas horas e de proteínas e lipídeos dentro de poucos

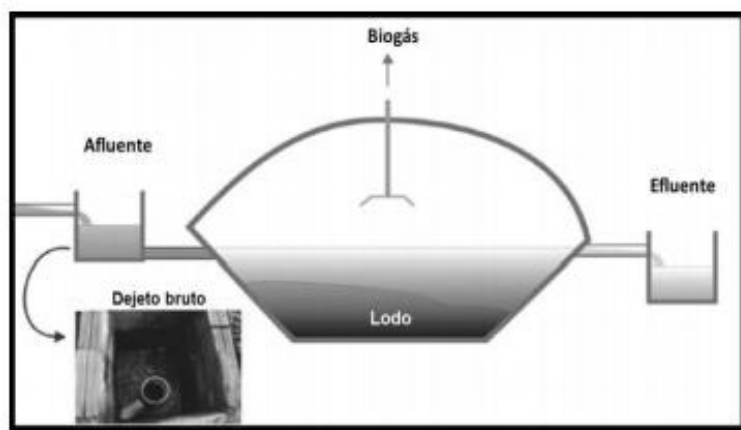
dias, sendo a taxa de hidrólise um processo limitante para todo o processo de digestão anaeróbia;

- Acidogênese: os compostos dissolvidos gerados no processo de hidrólise são absorvidos pelas células de bactérias facultativas e anaeróbias e, após a acidogênese, são excretadas substâncias mais simples como ácidos graxos voláteis, álcoois, CO₂, H₂, NH₃, H₂S. A concentração de íons de hidrogênio afeta o tipo de produto gerado na fermentação, sendo que quanto maior a pressão parcial do hidrogênio, menor será a formação de compostos reduzidos, como o acetato, por exemplo;
- Acetogênese: os produtos da fase acidogênica servem como substratos para outras bactérias, como as da fase acetogênica, que irão, por sua vez, converte-los em substratos para a produção de metano: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. As bactérias acetogênicas são obrigatoriamente produtoras de hidrogênio e a formação de acetato pela oxidação de ácidos graxos só é possível com baixa pressão parcial de hidrogênio;
- Metanogênese: etapa final do processo de degradação anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono efetuada pelas arqueas metanogênicas. Em função de sua afinidade por substrato e magnitude de produção de metano, as metanogênicas são divididas em dois grupos principais:
 - Metanogênicas acetoclásticas: formam metano a partir do ácido acético ou metanol. São os micro-organismos predominantes na digestão anaeróbia, responsáveis por cerca de 60 a 70 % de toda a produção de metano. Pertencem a dois gêneros principais: *Methanosarcina* (formato de cocos) e *Methanosaeta* (formato de filamentos).
 - Metanogênicas hidrogenotróficas: praticamente todas as espécies conhecidas de bactérias metanogênicas são capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono. Os gêneros mais frequentemente isolados em reatores anaeróbios são: *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter*.
- Sulfetogênese: a ocorrência desta etapa depende inteiramente da composição da matéria orgânica utilizada e se a mesma tem a presença de enxofre. As bactérias sulforedutoras causam a oxidação de sulfatos e

outros compostos sulfurados presentes em sulfetos favorecendo a formação de H_2S . Contudo, essas bactérias metabolizam uma gama de outros substratos podendo competir com as demais colônias que favorecem a produção de metano, logo, se as bactérias sulforedutoras competirem com as demais, produzindo maior quantidade de H_2S , a produção do metano irá cair.

As lagoas anaeróbias apresentam, geralmente, a superfície livre, o que dificulta o controle e armazenamento dos gases formados, CH_4 e CO_2 , sendo emitidos diretamente para a atmosfera. Porém, esses reatores podem ser cobertos por lonas flexíveis, que possuem a finalidade de armazenar e coletar o biogás resultante da digestão anaeróbia (MCCABE et al., 2014) (FIGURA 3).

FIGURA 3 - LAGOA ANAERÓBIA COBERTA.



FONTE: Adaptado de Fongaro et al. (2014).

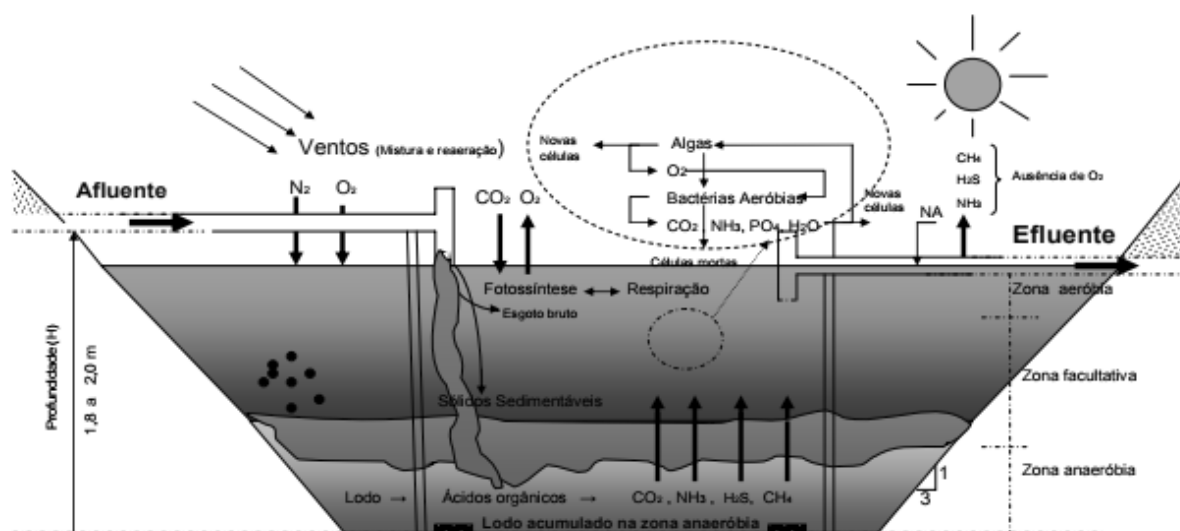
2.3.2 Lagoa facultativa

Dentro do sistema de lagoas de estabilização, as lagoas facultativas são consideradas as mais simples. Nelas, por um determinado período de tempo ocorre a retenção dos efluentes, até que aumentem os processos de estabilização da matéria orgânica (VON SPERLING, 2005). Podem atuar como primárias ou secundárias, podendo receber efluente bruto ou tratado por outro sistema, como uma lagoa anaeróbia ou reator anaeróbio (JORDÃO e PESSÔA, 2014).

Conforme Von Sperling (2005), as lagoas facultativas possuem profundidade de 1,5 a 3 m e dentro delas ocorrem três zonas de tratamento dos esgotos: zona aeróbica, zona facultativa e zona anaeróbia. A matéria orgânica em suspensão

sedimenta constituindo o lodo de fundo – zona anaeróbia – onde ocorre a decomposição por micro-organismos anaeróbios. A matéria orgânica dissolvida permanece dispersa, sendo que na camada mais superficial – zona aeróbia – ela é oxidada por meio da respiração aeróbia. O oxigênio é suprido ao meio pela fotossíntese realizada pelas algas, mantendo-se um equilíbrio entre o consumo e produção de oxigênio e gás carbônico. As bactérias consomem oxigênio e produzem gás carbônico. Na zona intermediária, onde a penetração da luz solar é menor, a partir de certa profundidade vai ocorrer à ausência de oxigênio livre. Essa zona onde grupos de bactérias sobrevivem tanto na presença de oxigênio (condições aeróbias) quanto na presença de nitratos (condições anóxicas) e sulfatos e CO_2 (condições anaeróbias) é denominada zona facultativa (FIGURA 4).

FIGURA 4 - DESENHO ESQUEMÁTICO DE UMA LAGOA FACULTATIVA.



FONTE: Filho (2007).

O trabalho da lagoa facultativa está baseado nas relações mútuas, entre os micro-organismos heterotróficos e as algas, que são os responsáveis pela degradação da matéria orgânica em CO_2 , H_2O e formas inorgânicas de nutrientes; durante esse processo as algas produzem O_2 essencial para os micro-organismos aeróbios realizarem seus metabolismos e processos respiratórios. Essas relações mútuas dependem de vários parâmetros como temperatura, radiação solar, carga orgânica e tempo de retenção hidráulica, os quais definem as taxas de reações ocorridas na lagoa (ZANOTELLI, 2002).

Na Tabela 3 são apresentadas as principais vantagens e desvantagens das lagoas facultativas, segundo Von Sperling (2005).

TABELA 3 - PRINCIPAIS VANTAGENS E DESVANTAGENS DAS LAGOAS FACULTATIVAS

Vantagens	Desvantagens
- Eficiência na remoção de DBO e patogênicos	- Elevados requisitos de área
- Construção, operação e manutenção simples	- Dificuldade em satisfazer padrões de lançamento bem restritivos
- Reduzidos custos de implantação e operação	- A simplicidade operacional pode trazer o descaso da manutenção (crescimento de vegetação)
- Ausência de equipamentos mecânicos	- Possível necessidade de remoção de algas do efluente para o cumprimento de padrões rigorosos
- Requisitos energéticos praticamente nulos	- Desempenho variável com as condições climáticas (temperatura e insolação)

FONTE: Von sperling (2005).

2.4 PRODUÇÃO DE BIOGÁS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES

A geração de energia à custos reduzidos através do desenvolvimento e implantação de alternativas tecnológicas, podem gerar impactos socioeconômicos positivos e uma dessas alternativas está relacionada ao aproveitamento da biomassa para geração de energia. Conforme a literatura, a tecnologia de biodigestão anaeróbia de dejetos animais (suínos, bovinos, aves) apresenta vantagens, entre elas a produção de biogás e biofertilizantes, produtos de alto valor agregado que possibilitam redução da poluição dos recursos hídricos, além de promoverem energia limpa e de baixo custo (AMARAL et al., 2004; ARAÚJO et al., 2007; FACTOR et. al., 2008; SILVA e CAMPOS, 2008; SUNADA, 2011).

O método utilizado é um processo biológico natural que ocorre na ausência de oxigênio molecular, no qual acontece a interação de diferentes tipos de micro-organismos para promover a transformação de compostos orgânicos complexos em produtos mais simples, obtendo os gases metano e dióxido de carbono e pequenas quantidades de outros gases (ZADINELO et al., 2013; MARTINS, SILVA e CARNEIRO, 2017).

Em sistemas de tratamento de efluentes, a prática do aproveitamento de biogás vem sendo implantada de forma crescente na região sul do país, tanto pela disponibilidade de diversas fontes de efluentes (abatedouros, frigoríficos, criação de suínos, laticínios, fecularias) quanto pelo aumento no custo da energia elétrica, que tem tornado tais atividades viáveis economicamente. Os efluentes de abatedouros possuem características bastante favoráveis à digestão anaeróbia, pela sua composição de nutrientes, pelo grau de tamponamento adequado ao crescimento microbiano, além de sair do processo produtivo em temperatura relativamente adequada, em torno de 20-30 °C (MASSÉ e MASSE, 2000).

O biogás produzido através de digestão anaeróbia é composto basicamente de 36 a 50% de metano (CH₄) e de 15 a 60% de dióxido de carbono (CO₂) (RYCKEBOSCH et al., 2011; STARR et al., 2012; ZHANG et. al., 2014). Esta composição interfere diretamente no poder calorífico final do combustível, pois quanto maior a quantidade de metano (CH₄), maior será seu valor energético (COSTA, 2006).

Vale destacar a equivalência obtida do metro cúbico do biogás se comparado a outras fontes de energia, como pode ser verificado na Tabela 4.

TABELA 4 - EQUIVALÊNCIA ENERGÉTICA ENTRE BIOGÁS E OUTROS COMBUSTÍVEIS

Combustíveis	Equivalência de 1m³ de biogás
Gasolina	0,613 litro
Querosene	0,579 litro
Óleo diesel	0,553 litro
Gás de cozinha (GLP)	0,454 litro
Lenha	1,536 kg
Álcool hidratado	0,790 litro
Eletricidade	1,428 kW

FONTE: Pacheco (2006).

Além de o biogás ser um produto compatível com os demais utilizados para a geração de energia, este é obtido por intermédio da retirada de resíduos do meio ambiente, os quais são altamente poluentes, tanto para o ar quanto para a água e o solo (ZANELLA, 2012).

Conforme Feroldi et al. (2014), a biodigestão anaeróbia se mostra um eficiente tratamento para resíduos de abatedouros, os quais podem visar concomitantemente a produção de biogás.

Segundo estudo de Bohrz (2010), é significativa a produção de metano empregando resíduo de abatedouro de bovinos na biodigestão anaeróbia contínua, com valores médios de $0,13 \text{ kgCH}_4.\text{kgDQO}^{-1}$ degradada.

Hossa (2015) realizou diversas avaliações quantitativas do biogás em um biodigestor instalado em um abatedouro de bovinos e suínos, utilizando o aparelho portátil GEM 2000, da marca Landtec. Os resultados foram satisfatórios, pois o percentual volumétrico médio em termos de metano foi de 76,3%, chegando a ser registrado um percentual máximo de 80,4%. A produção volumétrica de metano pelo biodigestor foi de $283,64 \text{ Nm}^3/\text{dia}$, tomando por base a quantidade de energia elétrica gerada (560 kw/dia), o consumo do conjunto gerador ($39 \text{ Nm}^3/\text{hora}$) e a potência do gerador (77 kw), os volumes teóricos de biogás gerados variaram de 60,4 a $523,3 \text{ m}^3$. Levando em consideração o custo para implantação do biodigestor e os equipamentos acessórios como o conjunto gerador, que foram da ordem de R\$400.000,00, a energia elétrica gerada a partir do uso do biogás (560 kw/dia) e os custos da energia elétrica nos horários de ponta e fora de ponta, o aproveitamento do biogás é viável economicamente, tomando como referência uma Taxa Mínima de Atratividade (TMA) de 1,00% a.m, sendo que o Valor Presente Líquido tornará positivo a partir do 55º mês.

Segundo estudo feito por Marder (2015), os resíduos agroindústrias tem potencial para geração de biogás de qualidade para o aproveitamento energético. Ao mesmo tempo em que se produz energia limpa e renovável, reduz-se a carga orgânica dos substratos, gerando um biofertilizante, que ao ser disposto em solo, resulta em um menor impacto no ambiente.

2.5 CONTROLE ESTATÍSTICO DE QUALIDADE

Nota-se que, normalmente, não existe somente uma variável responsável pela qualidade e variabilidade do efluente, pois o mesmo depende de variações na carga afluyente, das condições ambientais nos reatores, da natureza do resíduo a ser tratado, da presença de substâncias tóxicas, da variabilidade inerente aos processos de tratamento biológico e de falhas mecânicas e humanas no sistema. Todos esses fatores podem levar a problemas e instabilidade nos processos, ocasionando efeitos adversos na qualidade do efluente (OLIVEIRA e SPERLING, 2005b) e para isso,

devem-se usar técnicas e meios que sejam eficazes na identificação das falhas dos processos de tratamento.

Uma técnica para averiguar se o tratamento do efluente é ou não eficaz é a aplicação de métodos estatísticos de controle de qualidade e apesar dessas ferramentas serem amplamente utilizadas em processos industriais, Montgomery (2009) cita que as técnicas estatísticas de controle da qualidade podem ser aplicadas em processos industriais ou não industriais. Corbett e Pan (2002) utilizaram essas técnicas para avaliar o desempenho ambiental visando à implantação de sistemas de gestão ambiental utilizando como banco de dados emissões de nitrato. Os mesmos autores apontam que as técnicas de controle estatístico de qualidade podem ser aplicadas em vários trabalhos para a avaliação de desempenho ambiental, porém, são necessários estudos para a escolha apropriada do gráfico a ser utilizado.

Controle estatístico de qualidade se refere a um conjunto de métodos amplamente utilizados para monitorar e melhorar a produtividade em processos e sistemas produtivos (STOUMBOS et al., 2000), com suas bases desenvolvidas pelo estatístico Shewhart, do Bell Laboratories, no final da década de 1920, sendo divulgada mundialmente por Deming, em 1953 (VEIGA et al., 2015). Consiste em analisar o processo, estabelecer padrões, comparar desempenhos, verificar e estudar desvios, buscar e implementar soluções e analisar novamente o processo após modificações, objetivando a melhoria dos mesmos (MONTGOMERY, 2009).

A técnica de controle estatístico de qualidade prevê quando um sistema está sujeito a alterações e variações, sendo importante avaliar se estas alterações/variações são significativas. Quando um processo está sob controle estatístico, o mesmo se apresenta dentro dos limites de controle inferior e superior, e pode, assim, ser considerado com um bom processo (RUSSO, 2002; BORGES et. al., 2008; MONTGOMERY, 2009).

2.5.1 Gráficos de controle

Uma das ferramentas do controle estatístico de qualidade são os gráficos de controle, os quais se mostram eficientes e de simples interpretação no monitoramento da média e da variabilidade da característica da qualidade em observação (MONTGOMERY, 2009).

Os gráficos ou cartas de controle estatístico são ferramentas de monitoramento do desempenho de processos. Suas medições são realizadas em pontos espaçados no tempo, resultando em gráficos temporais, que, quando comparados aos resultados obtidos nos limites de controle, os valores fora destes limites indicam causas especiais de variabilidade ou anomalias ao processo, que prejudicam a qualidade (BORGES et. al., 2008; HERMES et al., 2014).

De acordo com Werkema (2006), para um processo estar fora de controle este pode apresentar pontos fora dos limites de controle superior ou inferior, que é a indicação mais evidente; a periodicidade, que é quando ocorre uma tendência em intervalos de tempo de mesma amplitude; a tendência, que é o movimento dos pontos em uma mesma direção (ascendente ou descendente) por sete ou mais pontos consecutivos; a sequência de dados, que são vários pontos acima ou abaixo da linha média de forma consecutiva. Outro indicativo é a aproximação de pontos sucessivos próximos aos limites e a aproximação de pontos consecutivos da linha média.

Os gráficos de controle mais utilizados são os de Shewhart para medidas individuais, devido a sua simplicidade de construção e interpretação sendo aplicado em situações em que a amostra consiste de uma única unidade. Em muitas aplicações dos gráficos de controle para unidades individuais utiliza-se a amplitude móvel de suas observações consecutivas como base para estimar a variabilidade do processo (MONTGOMERY, 2009).

Os métodos estatísticos de controle de qualidade foram utilizados para avaliar o desempenho de uma estação de tratamento de esgoto doméstico, segundo estudo feito por Orssatto et al. (2014), que concluíram que os gráficos gerados do Shewhart demonstraram ser uma boa alternativa para o controle estatístico do processo, pois permitiram visualizações de erros de processo, principalmente para grandes mudanças.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 DESCRIÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO

O estudo foi conduzido a partir do efluente gerado por um Frigorífico localizado em um município do Noroeste do estado do Paraná (FIGURA 5), na latitude 24° 00'11" Sul e longitude 53° 42'15" Oeste, região caracterizada por clima do tipo subtropical úmido, com temperatura média no mês mais frio inferior a 18 °C (mesotérmico) e temperatura média do mês mais quente acima de 22 °C, com verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, contudo sem estação seca definida. As médias anuais de precipitações variam de 1.400 a 1.600 mm e as temperaturas médias anuais estão entre 22 e 23 °C (IBGE, 2017). A indústria possui uma capacidade de abate de até 56 bovinos dia⁻¹ e 112 suínos dia⁻¹, com área construída de 600 m², sendo considerado um frigorífico de pequeno porte, com abate de bovinos nas segundas, quartas e sextas-feiras e abate de suínos nas terças, quintas e aos sábados.

FIGURA 5 - LOCAL ONDE FOI REALIZADA A PESQUISA



FONTE: o autor (2017).

A água que supre a indústria provém de uma nascente com uma capacidade de 15 m³ e a empresa possui uma cisterna para 70 m³ de água.

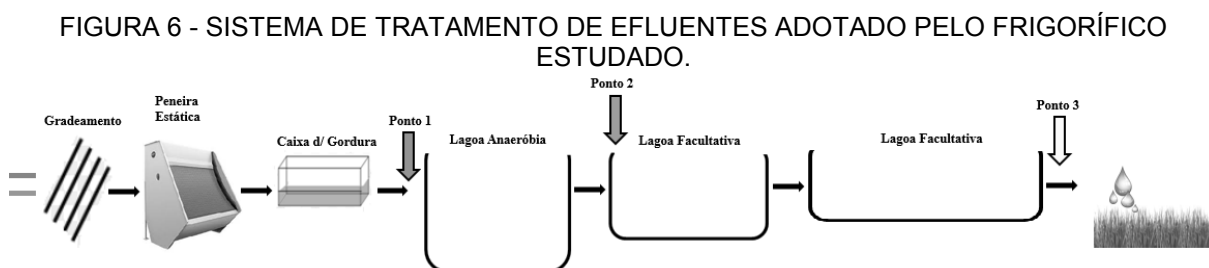
O efluente líquido procedente do frigorífico é segregado em duas linhas principais, a linha “verde” e a linha “vermelha”, adequadas para cada tipo de efluente conforme suas características:

- Linha “verde” é composta pelos resíduos líquidos gerados na recepção dos animais, nas áreas de condução do animal para abate, nas áreas de lavagem dos caminhões e pátios, contendo grande quantidade de conteúdo intestinal, excrementos dos bovinos e suínos.

- Linha “vermelha” é composta dos resíduos líquidos que contêm sangue (de várias áreas do abate em diante) das áreas de limpeza e higienização do estabelecimento. O esgoto sanitário é encaminhado para uma fossa séptica.

3.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTES

O frigorífico encontra-se em área próxima ao manancial (Rio Xambrê) que abastece a cidade, onde não é permitido pelo IAP o lançamento do efluente industrial no Rio. Dessa forma, os efluentes passam por um tratamento preliminar para retenção de sólidos e contenção de gordura (grade, peneira estática e caixa de gordura, respectivamente), seguido de tratamento biológico composto de uma lagoa anaeróbia com 13,4 m de largura, 32,6 m de comprimento e 3,6 m de profundidade e duas lagoas facultativas, sendo uma com 14,5 m de largura, 37,5 m de comprimento, 2,5 m de profundidade e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 26,6 dias e a outra com 16 m de largura, 54 m de comprimento e 2 m de profundidade, havendo redução da carga orgânica e posteriormente infiltração dos efluentes no solo (FIGURA 6).



FONTE: o autor (2017).

Numa propriedade localizada próxima ao frigorífico, existe uma área com um sistema de irrigação do solo por aspersão. Esse sistema existente irriga áreas de

pastagens – cerca de 15 hectares, sendo as mesmas de propriedade do dono do frigorífico. Para tanto, é utilizado água da nascente que, através da bomba própria para irrigação, é transportada para área adjacente ao frigorífico, onde ocorre a irrigação. Desta forma, faz-se um bombeamento do efluente da última Lagoa Facultativa, o qual junta-se à água da nascente para atender o processo de irrigação, sendo a taxa de aplicação adotada de $15 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

3.3 COLETA DAS AMOSTRAS

As amostras de efluente foram coletadas semanalmente (quartas-feiras), dia este que só ocorre o abate de bovinos, no período de maio a outubro de 2017, totalizando 25 amostras. Foram coletadas 800 mL da amostra composta, em intervalos regulares de 1 hora, pelo período de 4 horas durante a manhã, pois o processo de abate funciona nesse período e transferidas para frascos de 1 litro, sendo os pontos de coleta:

- Ponto 1 (P1) – Na entrada do efluente na Lagoa anaeróbia;
- Ponto 2 (P2) – Na saída do efluente na Lagoa anaeróbia;
- Ponto 3 (P3) – Na saída do efluente da 2ª Lagoa facultativa.

As amostras foram coletadas e refrigeradas segundo a NBR 9898 (ABNT, 1987) e conduzidas ao laboratório de Química Analítica e Análises Ambientais da Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Setor Palotina para sua caracterização.

3.4 PARÂMETROS UTILIZADOS NA CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES

A determinação da temperatura ambiente e da temperatura do líquido foi realizada na indústria no momento de cada coleta. Os parâmetros físico-químicos analisados e as metodologias utilizadas podem ser observados na Tabela 5 sendo as análises realizadas em duplicata.

TABELA 5 - PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS ANALISADOS E METODOLOGIAS UTILIZADAS.

Parâmetro	Metodologia	Referência
Temperatura ambiente e do líquido (°C)	-	-
pH	Potenciometria	APHA (2005)
Alcalinidade Total (mg L ⁻¹)	Potenciometria	APHA (2005)
Acidez volátil Total (mg L ⁻¹)	Potenciometria	APHA (2005)
Sólidos e suas frações (mg L ⁻¹)	Gravimetria	APHA (2005)
DQO Total (mg L ⁻¹)	Espectrofotometria	APHA (2005)
OG (mg L ⁻¹)	Gravimetria	Suehara et al. (2005)
Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)	Kjeldahl	APHA (2005)
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	Espectrofotometria	APHA (2005)

FONTE: o autor (2017).

3.4.1 Temperatura

Para determinar a temperatura ambiente e das amostras foi utilizado um termômetro da marca NS TECNOPON, modelo mPA 220, devidamente calibrado.

3.4.2 pH

Para determinar o pH das amostras foi utilizado um pHmetro da marca NS TECNOPON, modelo mPA 220, devidamente calibrado.

3.4.3 Alcalinidade total

Para a determinação da alcalinidade total utilizou-se o seguinte procedimento:

- a) Calibrou-se o pHmetro com soluções de padrões de pH 7,00 e pH 4,00, à temperatura ambiente;
- b) Centrifugou-se a amostra por 3 minutos a 1500 rpm. Esta centrifugação pode ser eliminada quando a amostra não apresentar teor considerável de sólidos em suspensão;
- c) Transferiu-se 50 mL da amostra bruta ou centrifugada para copo de béquer de 100 mL e mediu-se o pH;

- d) Titulou-se a amostra, sob agitação magnética, através da adição de solução padronizada de H_2SO_4 ~0,01N, até pH 5,75. Anotou-se o volume V_1 ; essa alcalinidade é denominada parcial, podendo ser aproximada à alcalinidade a bicarbonato, uma vez que compreende 80% de bicarbonato e 20% de sais de ácidos orgânicos voláteis;
- e) Em seguida realizou-se a adição de solução de H_2SO_4 até pH 4,3. Essa alcalinidade é denominada intermediária, podendo ser aproximada àquela devida a sais de ácidos voláteis. Anotou-se o volume V_2 ; reservou-se esta amostra para determinação da concentração de ácidos orgânicos;
- f) Então, a alcalinidade total, $V_3 = V_1 + V_2$;
- g) Calculou-se as alcalinidades parcial, intermediária, total e a alcalinidade a bicarbonato pelas respectivas equações (12), (13), (14) e (15):

Alcalinidade parcial ($mg L^{-1}$, como $CaCO_3$):

$$A_{\text{parcial}} = \frac{V_1 \times N_{H_2SO_4} \times 50.000}{V_{\text{Amostra}}} \quad \text{Eq. (1)}$$

Alcalinidade intermediária ($mg L^{-1}$, como $CaCO_3$):

$$A_{\text{intermediária}} = \frac{V_2 \times N_{H_2SO_4} \times 50.000}{V_{\text{Amostra}}} \quad \text{Eq. (2)}$$

Alcalinidade total ($mg L^{-1}$, como $CaCO_3$):

$$A_{\text{total}} = \frac{V_3 \times N_{H_2SO_4} \times 50.000}{V_{\text{Amostra}}} \quad \text{Eq. (3)}$$

Alcalinidade a bicarbonato ($mg L^{-1}$, como $CaCO_3$) (Chernicharo, 1997):

$$A_{\text{bicarbonato}} = A_{\text{total}} - 0,71x(\text{Ácidos Orgânicos}) \quad \text{Eq. (4)}$$

Observação: O valor 50.000 é o equivalente-grama do CaCO_3 em mg L^{-1} , cujo mol é de 100 g.

3.4.4 Ácidos voláteis totais

A alcalinidade utilizável é devida, principalmente, à alcalinidade a bicarbonato, geralmente na forma de bicarbonato de amônio. Ânions de ácidos inorgânicos fracos como fosfatos, sulfetos, também contribuem com alcalinidade.

Entretanto, os sais de sódio de ácidos orgânicos gerados na degradação da matéria orgânica, serão também titulados como alcalinidade.

Utilizou-se a amostra titulada para determinação da alcalinidade total.

- Reduziu-se o pH da amostra de 4,30 para 3,30 com H_2SO_4 0,005M e ferveu-se a amostra, por 3 minutos, para remover o dióxido de carbono da solução;
- Esfriou-se a amostra em banho de água até a temperatura ambiente;
- Foi adicionado à amostra, solução padronizada de NaOH ~0,005 M até pH 4,00 e desprezou-se esse volume;
- Titulou-se a amostra (pH=4,00) com solução padronizada de NaOH~0,005 M até pH 7,00 e anotou-se esse volume (V). Essa adição permitiu, principalmente, a neutralização de ácidos orgânicos. Esse procedimento permitiu calcular a concentração aproximada de ácidos;
- Calculou-se a concentração de ácidos, pela Equação (16):

$$A_{\text{ácidos voláteis}} (\text{mg /L, como HAc}) = \frac{V \times N_{\text{NaOH}} \times 60.000}{V_{\text{Amostra}}} \dots \quad \text{Eq. (5)}$$

Observação: O valor 60000 é o equivalente-grama do HAc (ácido acético), em mg.

Cálculo dos ácidos voláteis:

Caso 1: alcalinidade a ácidos voláteis (como HAc) > 216 mg L^{-1}

$$\text{Ácidos Voláteis} = A_{\text{ácidos voláteis}} \times 1,5$$

Caso 2: alcalinidade a ácidos voláteis (como HAc) < 216 mg L^{-1}

$$\text{Ácidos Voláteis} = A_{\text{ácidos voláteis}} \times 1,0$$

O fator de conversão para determinar os ácidos voláteis presentes a partir da alcalinidade depende da quantidade de ácidos que é titulada entre pH 4,0 e 7,0. O pH de equilíbrio de ácidos orgânicos é menor que 4,0, mas variável com a concentração de ácidos. Além disso, o pH final de titulação de ácidos fracos com base forte é sempre maior que 7,00. Dilallo e Albertson (1961) observaram, experimentalmente a relação 1,5 para a alcalinidade superior a 216 mg L⁻¹ e relação 1,0 para valores inferiores. A existência de dois fatores se deve à influência mais significativa da alcalinidade denominada básica para valores menores de alcalinidade total.

3.4.5 Sólidos totais, fixos e voláteis

Para a análise da concentração dos sólidos totais (ST), uma amostra de 15 mL foi adicionado aos cadinhos previamente calcinados e de massa conhecida (M₁), em seguida foram levados para estufa com circulação de ar, da marca SOLAB, modelo SL-102, no qual permaneceram por 24 h a temperatura de 105 °C. Após este período a massa do conjunto cadinho e amostra foi determinada em balança analítica da marca SHIMADZU modelo AY220.

Para determinação dos sólidos fixos (STF) e sólidos voláteis (STV), foram levados os conjuntos (cadinho + amostra) até a mufla, onde permaneceram por 90 min a temperatura de 550 °C, logo em seguida esperou-se que os cadinhos esfriassem em um dessecador e depois foram pesados.

Os dados obtidos foram substituídos nas Equações 6, 7 e 8, respectivamente.

$$ST \text{ (mg.L}^{-1}\text{)} = \frac{(M_2 - M_1) \times 1000}{V_1 \text{ (mL)}} \quad \text{Eq. (6)}$$

$$STF \text{ (mg.L}^{-1}\text{)} = \frac{(M_3 - M_1) \times 1000}{V_1 \text{ (mL)}} \quad \text{Eq. (7)}$$

$$STV \text{ (mg.L}^{-1}\text{)} = \frac{(M_2 - M_3) \times 1000}{V_1 \text{ (mL)}} \quad \text{Eq. (8)}$$

Em que:

M_1 = Massa do cadinho vazio

M_2 = Massa do cadinho e amostra retirado da estufa

M_3 = Massa do cadinho e amostra após combustão da mufla

V_1 = Volume do efluente inserido no cadinho (mL)

ST = Sólidos Totais

STF = Sólidos Totais Fixos

STV = Sólidos Totais Voláteis

3.4.6 Sólidos dissolvidos, fixos e voláteis

Para a análise dos sólidos dissolvidos (SD), sólidos dissolvidos fixos (SDF) e sólidos dissolvidos voláteis (SDV), o material foi centrifugado por 5 min a 3.000 rpm em uma centrífuga da marca NOVA, modelo NI-1812, após centrifugada a amostra, foi pipetado uma alíquota de 15 mL, e seguiu o mesmo procedimento realizado para a análise de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV).

Com os resultados obtidos, os valores foram substituídos nas equações 9, 10 e 11.

$$SD (mg.L^{-1}) = \frac{(M_2 - M_1) \times 1000}{V_1 (mL)} \quad \text{Eq. (9)}$$

$$SDF (mg.L^{-1}) = \frac{(M_3 - M_2) \times 1000}{V_1 (mL)} \quad \text{Eq. (10)}$$

$$SDV (mg.L^{-1}) = \frac{(M_2 - M_3) \times 1000}{V_1 (mL)} \quad \text{Eq. (11)}$$

Em que:

M_1 = Massa do cadinho vazio

M_2 = Massa do cadinho e amostra centrifugada retirado da estufa

M_3 = Massa do cadinho e amostra após combustão da mufla

V_1 = Volume do efluente centrifugado inserido no cadinho (mL)

SD = Sólidos Dissolvidos

SDF = Sólidos Dissolvidos Fixos

SDV = Sólidos Dissolvidos Voláteis

A partir das diferenças entre as frações de sólidos totais e dissolvidos foram quantificados os valores de sólidos suspensos.

3.4.7 DQO Total

Para a determinação da DQO total utilizou-se o seguinte procedimento:

- a) Em tubos de borossilicato com tampas rosqueáveis, com o auxílio de pipeta automática ou de vidro, adicionou-se 2,50 mL de amostra concentrada ou diluída (a diluição da amostra se faz necessária quando a DQO esperada for maior que 800 mg L^{-1}), ou 2,50 mL de água destilada (para o branco), ou das soluções de padrão preparadas para a curva de calibração;
- b) Segurando-se o tubo próximo à rosca, adicionou-se, com o auxílio de dispensadores, 1,50 mL da solução de bicromato de potássio e, vagarosamente, 3,50 mL da solução de sulfato de prata em ácido sulfúrico;
- c) Fechou-se hermeticamente o tubo e agitou-se, por inversão, segurando-o, agora, pela tampa.
- d) A análise poderá ser interrompida nesta etapa, desde que as amostras fiquem estocadas no escuro.
- e) Colocou-se os tubos no digestor previamente aquecido à temperatura de $150 \text{ }^\circ\text{C}$, e mantendo-o durante 120 min.
- f) Ligou-se o espectrofotômetro $\frac{1}{2}$ hora antes da leitura e fixou-se o comprimento de onda em 620 nm.
- g) Após resfriamento, limpou-se os tubos com papel absorvente, se necessário, umedecido com álcool e, em seguida, com papel seco;
- h) Zerou-se o equipamento com solução do teste em branco. Leu-se as absorbâncias de padrões e amostras;
- i) Para obtenção da reta de calibração, plotou-se as absorbâncias das soluções do padrão no eixo Y contra os valores de DQO em mg L^{-1} das soluções de KHP no eixo X, e determinou-se a equação da reta obtida.

3.4.8 Óleos e graxas

Para a determinação de óleos e graxas do material bruto e do material biodigerido foi utilizado a metodologia proposta por Suehara *et al.* (2005), no qual foi adicionado em um tubo de ensaio uma alíquota de 15,0 mL da água residuária, e esta foi acidificada com 0,18 mL de HCl 2N, previamente preparada, em seguida foi adicionado 1,5 mL de éter e centrifugado por 5 minutos a 3.000 rpm. Após centrifugada a amostra, foi retirado, com o auxílio de uma pipeta de Pasteur, o sobrenadante e este foi colocado em um Becker previamente pesado (M_1). O procedimento de acidificar, adicionar o éter e centrifugar foi repetido 3 vezes. O becker foi levado a estufa a 80 °C por 24 h, em seguida o becker com a amostra foi levado ao dessecador a fim de alcançar a temperatura ambiente, e posteriormente a isso foi pesado para obter o (M_2).

Os dados obtidos foram substituídos na equação 12.

$$O\&G \text{ (mg.L}^{-1}\text{)} = \frac{(M_2 - M_1) \times 1000}{V_1 \text{ (mL)}} \quad \text{Eq. (12)}$$

Em que:

M_1 = Massa do becker vazio

M_2 = Massa do becker e amostra retirado da estufa

V_1 = Volume do efluente inserido no cadinho (mL)

x1000 = transformar de gramas para miligramas.

3.4.9 Nitrogênio Total

Em um tubo de digestão adicionou-se 5 mL de cada amostra com uma pequena porção (ponta da espátula) de mistura digestora de nitrogênio, composta por sulfato de cobre e sulfato de potássio, e 5 mL de ácido sulfúrico concentrado, este tubo de digestão foi levado a um bloco digestor da marca TECNAL, modelo TE-007MP, no qual aumentou-se gradativamente a temperatura em 50 °C, até atingir a temperatura de 385 °C, mantendo essa temperatura até a amostra ficar na cor azulado-transparente.

Para a destilação, a amostra digerida foi colocada no destilador de nitrogênio da marca TECNAL, modelo TE-0363, onde a amostra foi aquecida previamente. Adicionou-se 25 mL da solução NaOH (40%), no qual foi liberado o nitrogênio na forma de gás, este gás foi recolhido após passar no condensador em 100 mL de ácido bórico 4% e 5 gotas dos indicadores verde de bromocresol 0,1% e vermelho de metila 0,2%, e então foi realizado a titulação com HCl 0,04794 mol L⁻¹ e o volume gasto foi anotado para posterior cálculo.

Com os dados calculou-se a concentração do nitrogênio total através da Equação 13.

$$mgNitrogênio_{(total)} \cdot L^{-1} = \frac{(V_1 - V_2)}{V} \times N_{HCl} \times 14.000 \quad \text{Eq. (13)}$$

Em que:

V₁ = Volume de ácido utilizado para titular a amostra (mL);

V₂ = Volume de ácido utilizado para titular o branco (mL);

V = Volume da amostra (mL);

N_{HCl} = Concentração do ácido utilizado na titulação;

14.0 = Equivalente grama do nitrogênio contido no NH₄.

3.4.10 Fósforo Total

Para a determinação do Fósforo total utilizou-se o seguinte procedimento:

Preparo da solução saturada de persulfato de potássio:

Transferiu-se pequenas quantidades de persulfato de potássio para becker contendo um volume adequado de água destilada para ser consumido imediatamente e agitou-se com bastão de vidro. A solução deverá estar saturada, o que é constatado pela presença de pequena quantidade de cristais no fundo do frasco. Usou-se apenas a solução sobrenadante. A solução aquosa saturada de persulfato de potássio resultante apresenta concentração próxima a 20 g L⁻¹.

Preparo do reagente misto:

- a) Em becker de 50 mL, adicionou-se 12,5 mL de ácido sulfúrico;
- b) Adicionou-se 1,25 mL de solução de tartarato de potássio e antimônio;
- c) Adicionou-se 3,75 mL de solução de molibdato de amônio;
- d) Adicionou-se 7,5 mL de solução de ácido ascórbico.

Observação: agitou-se após a adição de cada reagente; a solução é estável por 4 horas; foi adicionado os reagentes na ordem apresentada.

Preparo da solução de molibdato de amônio:

- a) Dissolveu-se 20 g de molibdato de amônio em uma certa quantidade de água destilada;
- b) Completou-se o volume até 500 mL.

Observação: foi estocado em frasco fechado de vidro.

Metodologia para preparo da solução de tartarato de potássio e antimônio:

- a) Transferiu-se 1,3715 g de tartarato de potássio e antimônio para balão volumétrico de 500 mL com certa quantidade de água destilada, agitando para dissolução;
- b) Completou-se o volume até 500 mL com água destilada.

Observação: foi estocado em frasco fechado de vidro.

Metodologia para preparo da solução de ácido sulfúrico 5 N:

- a) Adicionou-se 140 mL de ácido sulfúrico a 800 mL de água destilada em frasco de erlenmeyer;
- b) Após resfriado, foi transferido para balão volumétrico de 1 L;
- c) Completou-se o volume até 1 L com água destilada.

Observação: foi estocado em frasco de vidro.

Metodologia para preparo da solução de ácido ascórbico:

Foi dissolvido 1,76 g de ácido ascórbico em 100 mL de água destilada.

Observação: A solução é estável por aproximadamente uma semana.

Determinação da concentração de fósforo total:

- a) Transferiu-se 10 mL de amostra, bruta ou diluída, aos tubos de ensaio;

- b) Adicionou-se 1 mL de solução saturada de persulfato de potássio;
- c) Fechou-se os tubos de ensaio com tampa de teflon e foi aquecido em autoclave, a 120 °C e pressão de 1 atm, durante 1 hora;
- d) Foi resfriado à temperatura ambiente;
- e) Adicionou-se 1 mL de reagente misto;
- f) Após o desenvolvimento da cor azul, leu-se a absorbância a 882 nm, em cubeta de 1 cm;
- g) Foi preparado dois brancos, seguindo o mesmo procedimento, usando 10 mL de água destilada;
- h) Determinou-se a concentração de fósforo total de acordo com a equação da reta obtida com padrões pré-estabelecidos.

Metodologia para construção da curva padrão de fósforo total:

- a) Preparou-se a solução padrão de fosfato monobásico de potássio, de cerca de 123 mg $\text{PO}_4^{2-}/\text{L}$;
- b) A partir das concentrações de fósforo total de interesse, transferiu-se as alíquotas correspondentes às concentrações de fosfato pleiteadas para um balão volumétrico de 100 mL, sabendo-se que, nestas condições, 1 mL de solução corresponde a concentração de 1,23 mg $\text{PO}_4^{2-}/\text{L}$;
- c) Foi preparado réplicas de cada concentração e dois ensaios em branco, utilizando o mesmo procedimento de análise apresentado no Item 0;
- d) Foi efetuado a leitura da absorbância no espectrofotômetro e no comprimento de onda de 882 nm;
- e) A partir das leituras obtidas (utilizando a média dos valores de absorbância), traçou-se a curva absorbância \times concentração de fósforo inorgânico, para obtenção de equação de correlação e avaliação da representatibilidade e confiabilidade do método ($r^2 = 0,999$).

Metodologia para preparo da solução padrão de fosfato monobásico de potássio:

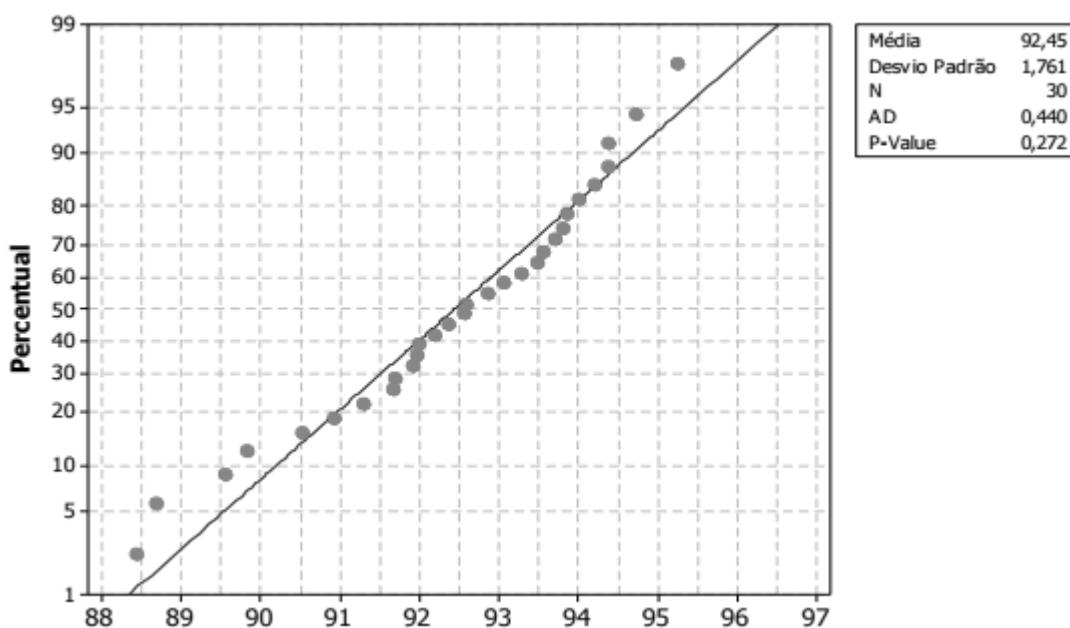
- a) Transferiu-se cerca de 0,1757 g de fosfato monobásico de potássio anidro para um balão volumétrico de 1000 mL usando água destilada;
- b) Foi adicionado 1,25 mL de solução concentrada de H_2SO_4 e completou-se o volume.

3.5 AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES APLICADO

3.5.1 Teste de normalidade

Para a aplicação das ferramentas fornecidas pelo controle estatístico de processo, é necessário que os dados apresentem distribuição normal, que foi observada por meio do teste de Anderson-Darling, Ryan-Joiner ou Kolmogorov-Smirnov, executado por meio do programa MINITAB (versão 16.0). Na FIGURA 7 tem-se o modelo de gráfico utilizado para o teste da normalidade nos tratamentos, definida quando o p-valor é maior do que 0,05.

FIGURA 7 - EXEMPLO DE GRÁFICO DE NORMALIDADE APLICADO NOS PARÂMETROS AVALIADOS.



FONTE: Hermes (2013).

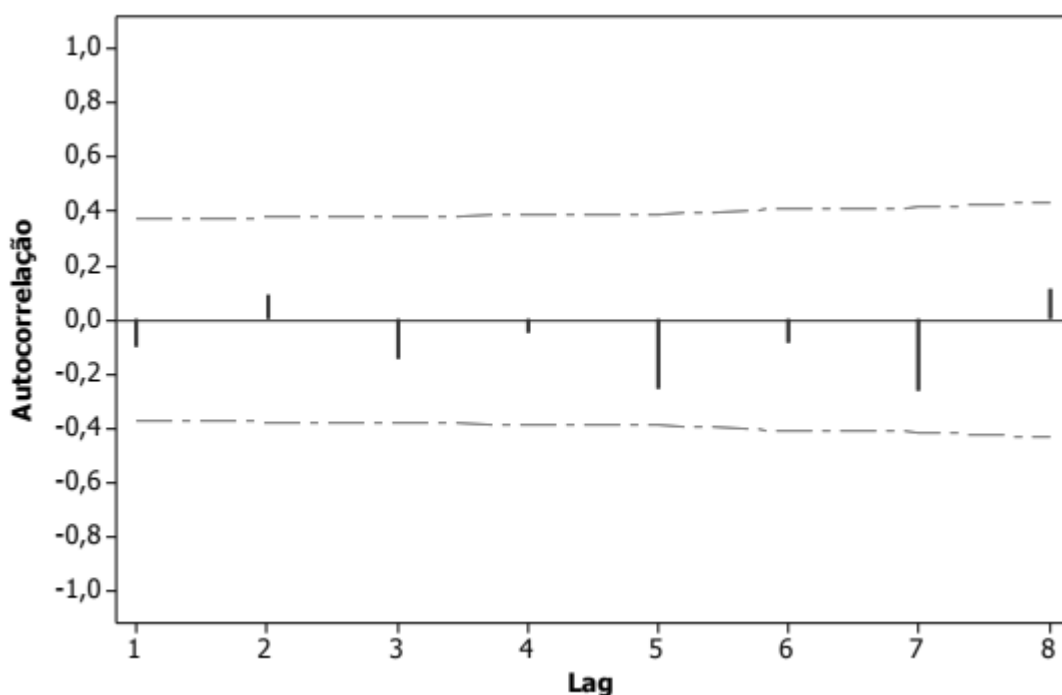
Nota-se na Figura 7 que os dados apresentam normalidade, pelo teste de Anderson Darling, pois o p-valor foi de 0,272.

3.5.2 Estudo da autocorrelação

Os dados utilizados deveriam possuir independência entre si, para que pudessem ser aplicados nos gráficos de controle, havendo, portanto, a necessidade

do estudo da autocorrelação entre eles. O estudo foi realizado por meio da aplicação do gráfico de autocorrelação constituído no programa MINITAB (versão 16.0), demonstrado na FIGURA 8.

FIGURA 8 - EXEMPLO DE GRÁFICO DE AUTOCORRELAÇÃO APLICADO NOS PARÂMETROS AVALIADOS.



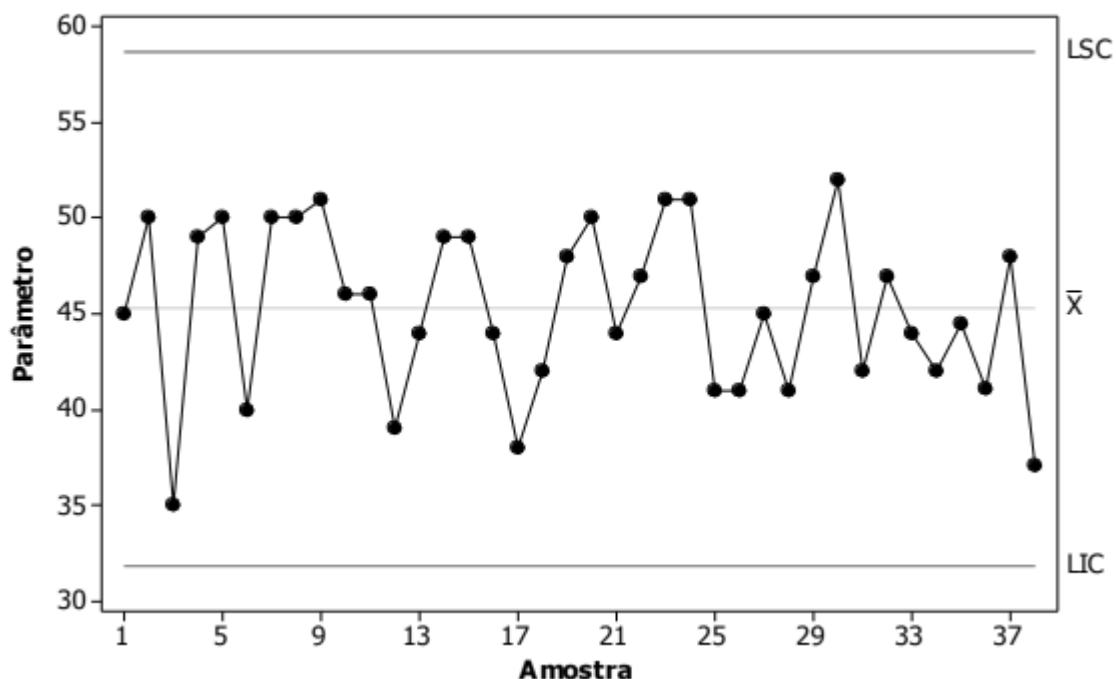
FONTE: Hermes (2013).

As linhas tracejadas em vermelho representam os limites equivalentes a dois desvios padrão e, quando estes são excedidos pelas linhas azuis que correspondem às amostras coletadas, significa que os dados apresentam autocorrelação (MONTGOMERY, 2009). Na Figura 8 nota-se que os dados são interdependentes entre si.

3.5.3 Gráficos de Controle de Shewhart

O gráfico de controle utilizado foi o de Shewhart para medidas individuais com o objetivo de acompanhar o comportamento dos parâmetros analisados durante as 25 coletas. O modelo do gráfico encontra-se demonstrado na FIGURA 9.

FIGURA 9 - GRÁFICO DE CONTROLE DE SHEWART.



FONTE: Hermes (2013).

O gráfico de Shewhart foi utilizado para as variáveis que apresentaram dados normais e dados não correlacionados entre si durante as 25 semanas. Para sua construção, utilizou-se o programa MINITAB (versão 16.0).

O gráfico de controle de Shewhart é composto de limites superior (LSC) e inferior de controle (LIC), estes calculados partir das equações 14 e 15:

$$LSC = \bar{x} + \frac{3AM}{d_2} \quad \text{Eq. (14)}$$

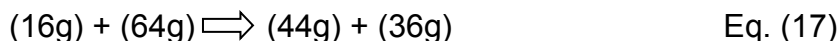
$$LIC = \bar{x} - \frac{3AM}{d_2} \quad \text{Eq. (15)}$$

Em que, LSC = limite superior de controle; LIC = limite inferior de controle; \bar{x} = média; AM= amplitude móvel das observações; d_2 = valor pré-determinado (tabelado), de acordo com o número de repetições.

3.6 ESTIMATIVA DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE METANO E BIOGÁS

Para a determinação da estimativa do potencial de produção de metano e biogás, utilizou-se o valor de vazão média diária (67,2 m³) e da respectiva carga

orgânica teórica removida, em função de DQO na lagoa (CHERNICHARO, 1997) de acordo com a equação (18):



Sabe-se que um mol de metano requer dois moles de oxigênio para sua completa oxidação a gás carbônico e água. Portanto, cada 16 g de CH₄ produzido e retirado da fase líquida correspondem à remoção de 64 g de DQO do despejo. Nas condições normais de temperatura e pressão isso corresponde a 350 mL de CH₄ para cada g de DQO degradada. A expressão geral que determina a produção teórica de metano por grama de DQO removida do despejo é:

$$Q_{\text{CH}_4} = \frac{\text{DQO}_{\text{CH}_4}}{f(T)} \quad \text{Eq. (18)}$$

Em que:

Q_{CH_4} : produção volumétrica de metano ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$);

DQO_{CH_4} : carga de DQO removida na lagoa e convertida em metano (gDQO); O valor adotado como remoção de DQO foi de 55% (VON SPERLING, 2005).

$f(T)$: fator de correção para a temperatura operacional da lagoa (kgDQO/m^3).

Para determinação do $f(T)$ aplicou-se a equação (19).

$$f(T) = \frac{P \times K_{\text{DQO}}}{R \times (273 + T)} \quad \text{Eq. (19)}$$

Em que:

P: pressão atmosférica (1atm);

K_{DQO} : DQO correspondente a um mol de CH₄ (64 gDQO/mol);

R: constante dos gases (0,08206 atm.L/mol.K);

T: temperatura operacional da lagoa (°C).

Considerando que a produção de metano pode ser facilmente determinada em lagoa anaeróbia, este se constitui numa medida rápida e direta do grau de conversão do despejo e da eficiência do sistema de tratamento.

Para estimativa do potencial de produção de biogás, considerou-se uma média de 76,3% de metano no biogás (HOSSA, 2015) e aplicou-se a equação (20).

$$x = \frac{Q_{CH_4}}{\% \text{ média de metano no biogás}} \quad \text{Eq. (20)}$$

Em que:

x = produção de biogás ($\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$);

Q_{CH_4} = produção volumétrica de metano;

% média de metano no biogás = 0,763.

Para estimativa do potencial de produção de energia elétrica, considerou-se a relação de que 1 m^3 de biogás equivale a 1,43 kWh (SGANZERLA, 1983).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 TESTE DE NORMALIDADE E AUTOCORRELAÇÃO

Para a construção dos gráficos de controle de Shewhart a partir das variáveis temperatura ambiente e do líquido, pH, acidez, alcalinidade, relação Al/AP, sólidos e suas frações, DQO total e filtrada, OG, nitrogênio total e fósforo total houve a necessidade de avaliar a normalidade dos dados e a existência de autocorrelação, sendo os mesmos apresentados nas tabelas 6 a 10, respectivamente.

Para temperatura ambiente e para as variáveis acidez, alcalinidade, relação Al/AP, ST, STV, SDT, SDV e fósforo total do Ponto 1 os dados não apresentaram normalidade, pelo fato do p-valor ser menor que o nível de significância adotado de 0,05, além da existência de autocorrelação para as variáveis temperatura do líquido, pH, alcalinidade, SST e SSV. Desta forma, estes foram descartados na aplicação da técnica de controle estatístico de qualidade, restando as variáveis DQO total, DQO filtrada, OG e nitrogênio total para aplicação dos gráficos de controle.

Para as variáveis alcalinidade, Al/AP, ST, STV, SST, SSV, SDT e SDV do Ponto 2 os dados não apresentaram normalidade, pelo fato do p-valor ser menor que o nível de significância adotado de 0,05, além da existência de autocorrelação para as variáveis temperatura do líquido, Al/AP, ST, STV, SST, SSV, SDT, SDV, DQO total, DQO filtrada, OG e nitrogênio total. Desta forma, estes foram descartados na aplicação da técnica de controle estatístico de qualidade, restando as variáveis pH, acidez e fósforo total para aplicação dos gráficos de controle.

Para as variáveis pH, acidez, alcalinidade, STV, SST, SSV, SDT, DQO total, nitrogênio total e fósforo total do Ponto 3 os dados não apresentaram normalidade, pelo fato do p-valor ser menor que o nível de significância adotado de 0,05, além da existência de autocorrelação para as variáveis temperatura do líquido, pH, acidez, alcalinidade, SDT, OG, nitrogênio total e fósforo total. Desta forma, estes foram descartados na aplicação da técnica de controle estatístico de qualidade, restando as variáveis ST e SDV para aplicação dos gráficos de controle.

4.2 TEMPERATURA AMBIENTE E DO LÍQUIDO

A temperatura possui um papel muito importante no funcionamento das lagoas de estabilização, pois os processos (anaeróbios e aeróbios) responsáveis pela remoção da matéria orgânica e coliformes são muito dependentes deste parâmetro. Desta forma, a temperatura tem um efeito claro nos processos bioquímicos, como: velocidade de fotossíntese (maior em temperatura mais elevada), velocidade do metabolismo dos organismos e a decomposição da carga orgânica pelas bactérias (JORDÃO e PESSÔA, 2014).

Na Tabela 6 são apresentados os resultados da temperatura ambiente e temperatura do líquido na entrada e saída da lagoa anaeróbia (P1 e P2) e saída da última lagoa facultativa (P3).

TABELA 6 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS DE TEMPERATURA AMBIENTE E TEMPERATURA DO LÍQUIDO NOS PONTOS AMOSTRADOS.

Variáveis (°C)	N*	Média	CV (%)**	Mínimo	Máximo	p-valor	AC***
Temperatura Ambiente	25	18,94	21,34	5	25	0,02	Não
Temp. líquido – P1	25	22,44	7,21	19	26	0,64	Sim
Temp. líquido – P2	25	22,03	6,59	18,5	24	0,46	Sim
Temp. líquido – P3	25	21,85	6,74	18	23,9	0,40	Sim

*N – número de amostras; **CV – coeficiente de variação; ***AC – autocorrelação

FONTE: o autor (2017).

O coeficiente de variação dá uma ideia das condições operacionais do tratamento em questão e pode-se considerá-los baixo, quando inferior a 10% e médios quando variam de 10 a 20% (PIMENTEL GOMES, 2009). Observa-se que o coeficiente de variação para a temperatura ambiente foi alto e para a temperatura do líquido nos três pontos amostrados foi baixo, indicando baixa variabilidade nos dados, além de demonstrar que os dados possuem homogeneidade, pois ao se observar o p-valor do teste de normalidade segundo Anderson-Darling, Ryan-Joiner ou Kolmogorov-Smirnov, percebe-se que os dados são normais considerando-se 5% de significância.

A temperatura ambiente analisada no local da coleta apresentou variações, pois as coletas foram realizadas entre os meses de Maio a Outubro, meses cuja temperatura apresenta grande variabilidade devido a transição de estações. Segundo o Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR, 2017), o valor médio da

temperatura entre os meses de Maio a Outubro foi de 9,9 °C a 28,3 °C para o estado do Paraná.

Giacobbo et al. (2013) avaliaram a influência da variação na temperatura ambiente na produção de biogás durante o processo de digestão anaeróbia de dejetos de bovinocultura de leite, com adição de cama de aviário, em um biodigestor experimental entre o período de maio a junho de 2013 e verificaram que houve influência da temperatura externa sobre a interna, além de constatar que o aumento da temperatura externa, uma menor variabilidade e maior período de radiação solar favorece a produção de biogás.

Lew et al. (2011) estudaram um sistema integrado de digestor de lodo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) para tratamento de efluentes domésticos e comprovaram que climas com temperaturas mais elevadas, obtém melhor eficiência na degradação do material orgânico particulado com tratamento anaeróbio.

Os valores médios para a temperatura do líquido no P1 (22,44 °C) e P2 (22,03 °C) apresentaram variações, mas segundo a literatura esses valores encontram-se ideais, pois a temperatura do líquido adequada para o processo anaeróbio deve estar acima de 15 °C (VON SPERLING, 2005).

A temperatura do líquido deve ser adequada, devido à grande diversidade de espécies microbianas, havendo diversas temperaturas ótimas, sendo que, para digestão anaeróbia, são consideradas três faixas de temperatura: psicrófila (<20 °C); mesófila (20 e 45 °C); e termófila (>45 °C). As bactérias metanogênicas apresentam um crescimento máximo na temperatura mesófila e na termófila. Este é um fator extremamente importante no processo, uma vez que influi na velocidade do metabolismo bacteriano, no equilíbrio iônico e na solubilidade dos substratos e pH adequado (próximo ou superior a 7) (LIANHUA et al., 2010).

Para Santos (2012) e Leite et al. (2015), a temperatura ideal para otimizar a digestão anaeróbia, encontra-se na faixa mesofílica (20 – 45 °C). Conseqüentemente, com temperaturas inferiores irá produzir biogás, porém em menor quantidade.

A temperatura média do líquido para o P3 (21,85 °C) também apresentou variações. No entanto, para o lançamento de efluentes fica estabelecido pela resolução CONAMA nº 430/2011 e SEMA 024 (2008) que o seu valor deve permanecer abaixo de 40 °C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3 °C no limite da zona de mistura. Analisando a

temperatura do efluente no P3 observa-se que este pode ser lançado no corpo receptor, pois não ultrapassa o limite imposto pela legislação.

Sem dúvida a temperatura afeta a atividade biológica, pois há diferentes faixas de temperatura para o bom desenvolvimento dos micro-organismos como, por exemplo, na zona anaeróbia o limite inferior é 15 °C e nas zonas aeróbias e facultativas varia de 5 °C a 35 °C. Mas esta influência é também dependente de outros parâmetros, como o tempo de detenção, radiação solar, espécies de organismos, das cargas aplicadas, entre outros (CORDERO, 2016).

Zadinelo et al. (2013) em um estudo realizado em um abatedouro avícola, obtiveram para o efluente bruto a temperatura de 24,5 °C e para França et. al. (2014) o valor obtido para o efluente bruto doméstico foi de 25,4 °C. Já no trabalho de Oliveira e Sá (2015) onde avaliou-se a eficiência do tratamento de efluentes em um abatedouro de bovinos e suínos do município de Passos (MG), os valores encontrados de temperatura para o efluente bruto, para o efluente da saída da lagoa anaeróbia e para o efluente da saída da lagoa facultativa foram respectivamente na faixa de 20 - 23,4 °C, 20 - 22,3 °C e 20 - 23 °C. Comparando esses valores com os do presente estudo, percebe-se que as temperaturas médias do líquido estiveram próximas a esses valores.

4.3 PH, ACIDEZ TOTAL E ALCALINIDADE TOTAL

Dentre os fatores ambientais, o controle do pH é importante no crescimento microbiano, é necessário realizá-lo pois este pode levar a inibição dos micro-organismos (PEREIRA, 2014).

Na Tabela 7 são apresentados os valores de pH para os pontos P1, P2 e P3 e os valores de acidez total, alcalinidade total e relação alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial (AI/AP) para os pontos P1 e P2.

TABELA 7 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS DE PH, ACIDEZ VOLÁTIL TOTAL, ALCALINIDADE TOTAL E RELAÇÃO AI/AP NOS PONTOS AMOSTRADOS.

Variáveis	N*	Média	CV (%)**	Mínimo	Máximo	p-valor	AC***
pH – P1	25	7,13	4,92	6,37	7,89	0,66	Sim
pH – P2	25	7,00	2,43	6,75	7,52	0,32	Não
pH – P3	25	7,36	8,73	5,66	8,07	< 0,05	Sim
AVT (mg L ⁻¹) – P1	25	197,20	40,25	70,40	467,50	0,03	Não
AVT (mg L ⁻¹) – P2	25	122	41,72	28,50	211,10	0,39	Não
AT (mg L ⁻¹) – P1	25	136,11	21,49	82,39	241,41	0,01	Sim
AT (mg L ⁻¹) – P2	25	275,40	42,34	144,20	640	0,01	Não
AI/AP – P1	25	1,14	48,63	0,68	3,38	< 0,05	Não
AI/AP – P2	25	0,57	39,74	0,24	1,20	0,47	Sim

*N – número de amostras; **CV – coeficiente de variação; ***AC – autocorrelação

FONTE: o autor (2017).

Os valores de pH em P1, P2 e P3 mantiveram-se próximo a neutralidade, apresentando baixo coeficiente de variação. Essa situação não ocorreu com as demais variáveis.

O controle do pH é importante e limitante no crescimento microbiano e para evitar complicações no processo, seu valor deve estar entre 6,0 e 8,0, sendo a faixa ótima de operação de 6,70 a 7,40 para digestão anaeróbia (RIZZONI et al., 2012; TOMIELIS et al., 2017). Os dados em P1 e P2 estão dentro do valor ideal para formação de metano.

Cosmann et. al. (2012) em seu estudo avaliaram o desempenho da lagoa anaeróbia aplicada ao tratamento de efluente da industrialização de pescado, onde determinaram valor médio para o pH de 7,9 para o efluente bruto e de 6,6 para a lagoa anaeróbia, demonstrando que as fases de acetogênese e metanogênese estiveram em equilíbrio, não havendo acúmulo de ácidos provenientes da fase acidogênica.

Fernandes (2016) avaliou as variáveis microbiológicas e físico-químicas em biodigestores anaeróbios em escala piloto alimentados com dejetos de bovinos leiteiros e suínos, nos períodos de inverno e verão, constatando que o pH se manteve ligeiramente ácido, mas próximo da neutralidade (pH 7,0) durante as duas estações em ambos dejetos. Os dejetos bovinos apresentaram valores de pH 6,70 e 6,35 respectivamente para entrada e saída do biodigestor no inverno e de 6,96 e 6,26 no verão, já para os dejetos suínos foram de 6,77 e 6,26 no inverno e de 6,73 e

6,26 no verão. Mesmo com a ligeira acidificação, concluíram que os valores de pH se mantiveram em nível ótimo para o desenvolvimento bacteriano nos biodigestores.

Os valores de pH obtidos no P3 estão dentro do padrão estabelecido pela Resolução CONAMA 430 e SEMA 024 (2008), a qual determina que o pH deve estar entre 5 a 9. Segundo Prazeres (2012) a faixa ideal de pH para lagoas de estabilização é de 6,5 a 7,5. Para Von Sperling (2014b), valores de pH afastados da neutralidade podem afetar a vida aquática de peixes e micro-organismos decompositores. Esteves (2011) comenta ainda, que a variação do pH influencia no equilíbrio de compostos químicos, interferindo nas reações químicas que ocorrem no corpo d'água.

A concentração de ácidos voláteis totais (AVT) é um parâmetro de suma importância para a digestão anaeróbia, estes devem estar em equilíbrio com a alcalinidade do sistema, pois baixos valores de pH estão geralmente relacionados a altas concentrações de ácidos graxos voláteis, podendo acarretar a inibição do processo anaeróbio (PEREIRA et al., 2011).

Os valores de AVT recomendados por Pereira et al. (2011) estão na faixa de 50 a 500 mg L⁻¹, para que exista estabilidade no processo. Neste trabalho, a AVT média encontrada foi de 197,2 mg L⁻¹ para o P1 e 122 mg L⁻¹ para o P2, resultando em 38,13% no decréscimo destes ácidos no interior do sistema, evitando assim problemas com desequilíbrio entre a fase de fermentação ácida e a metanogênese.

A acidez volátil total neste estudo manteve-se dentro da faixa recomendada para reatores estáveis, tendo como média 122 mg L⁻¹. Conforme Campos, Carmo e Botelho (2006), concentrações acima de 150 mg L⁻¹ de ácidos voláteis há indício de que o sistema não está atuando em condições ideais.

Pereira et al. (2011) em seu estudo, avaliaram a eficiência de um sistema de reatores anaeróbios no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura, onde a acidez total média encontrada nos reatores foi de 30,5 mg L⁻¹, para o Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC) e 27,3 mg L⁻¹ para o reator de manta de lodo (UASB).

Silva (2014) em seu estudo avaliou o desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como unidade de tratamento para efluente de suinocultura, e obteve o valor de 251,4 mg L⁻¹ para efluente bruto e 141 mg L⁻¹ para efluente de filtro anaeróbio.

A alcalinidade é a capacidade de neutralizar ácidos, ou seja, é a capacidade de tamponamento resultante da presença de vários compostos de origem básica, principalmente bicarbonato, carbonato e hidróxidos, fornecendo resistência a significativas mudanças no pH. A alcalinidade total é exercida pela alcalinidade a bicarbonato e pelos ácidos voláteis, que são produzidos em maior quantidade no início do processo de digestão anaeróbia.

À medida que o processo de digestão ocorre, a alcalinidade a bicarbonato se torna mais representativa quantitativamente. A estabilidade é alcançada pela alta concentração da alcalinidade e percebe-se que o decaimento desta concentração para níveis abaixo do normal prejudica esse processo, resultando em rápida mudança no pH e causando acúmulo de ácidos orgânicos ou presença de resíduos que inibam a atividade dos micro-organismos metanogênicos (MAYER, 2013). Concentrações de alcalinidade em torno de 2500 a 5000 mg CaCO₃ L⁻¹ fornecem uma maior capacidade de tamponamento. Estudos de digestão anaeróbia em batelada sugerem a utilização de concentrações em torno de 2500 mg CaCO₃ L⁻¹ (RAPOSO et al., 2011).

Com isso, pode-se constatar que os valores obtidos neste estudo estão abaixo dessa faixa, porém a concentração de alcalinidade foi maior que a concentração de ácidos voláteis, indicando que o sistema estava em equilíbrio. Isto pode ser comprovado pelo valor do pH, já que permaneceu próximo a neutralidade.

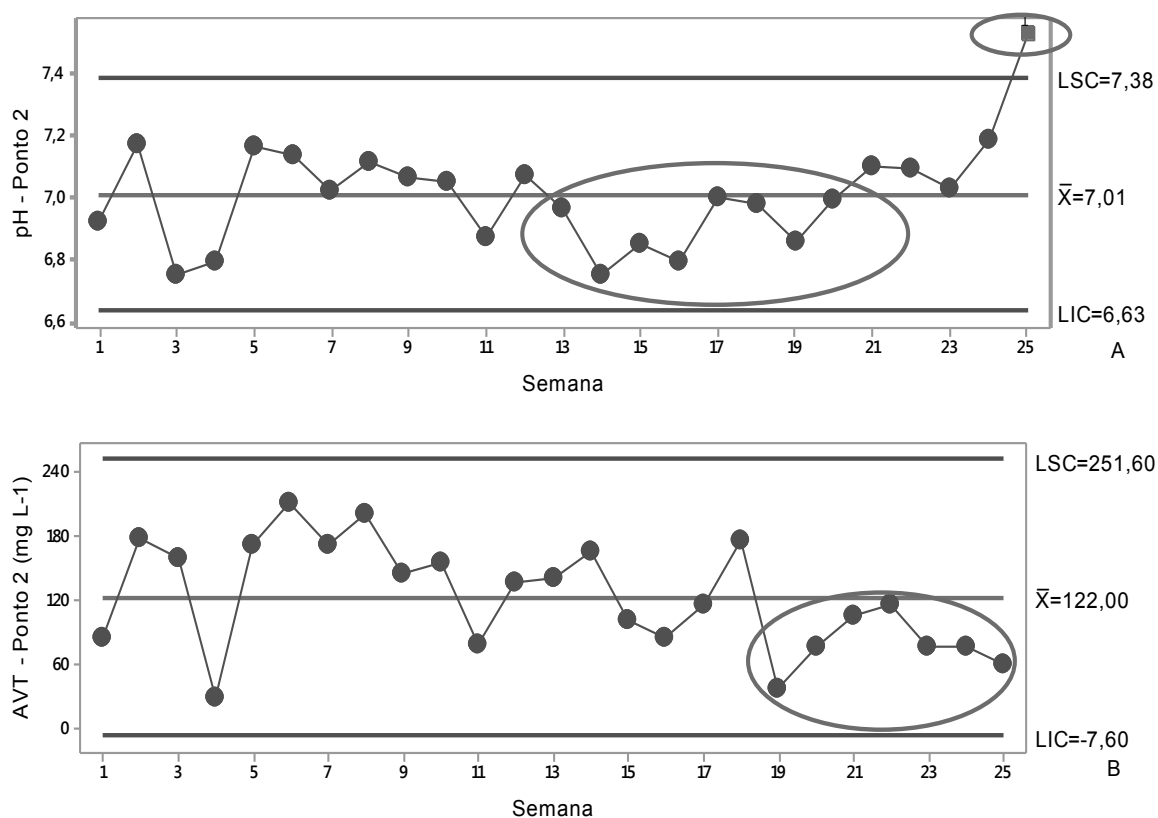
Fernández Rodríguez et al. (2012) estudando o tratamento de resíduo sólido orgânico por digestão anaeróbia mesofílica (35°C) e alta concentração de sólidos (20%), em reator de tanque agitado semi contínuo obtiveram baixos valores de alcalinidade (abaixo de 200 mg L⁻¹). No entanto o pH manteve-se próximo a neutralidade (7,38), comportamento similar ao obtido na presente pesquisa.

De acordo com Ripley et al. (1986), valores da relação Al/AP superiores a 0,3 indicam a ocorrência de distúrbios no processo de digestão anaeróbia. No entanto, segundo Pereira et al. (2011), é possível ocorrer estabilidade no processo com valores diferentes de 0,3; sendo necessária a verificação para cada caso em particular. Os valores encontrados neste estudo foram 1,14 e 0,57 para a entrada e saída da lagoa anaeróbia respectivamente, indicando que o sistema esteve em equilíbrio, pois a alcalinidade manteve-se alta e a acidez e a relação Al/AP baixa (Tabela 8).

Cosmann et. al. (2012) em seu estudo avaliaram o desempenho da lagoa anaeróbia aplicada ao tratamento de efluente da industrialização de pescado, onde determinaram o valor de alcalinidade total que variou entre 324,7 e 615,1 mg L⁻¹ para o efluente bruto e entre 856,4 e 1117,6 mg L⁻¹ para a lagoa anaeróbia e o valor da relação Al/AP foi de 0,18, demonstrando que o sistema apresentou condições favoráveis ao processo de digestão anaeróbia.

Na FIGURA 10 têm-se o gráfico de controle de Shewhart, para as variáveis pH e AVT no ponto 2.

FIGURA 10 - GRÁFICOS DE CONTROLE DE SHEWHART PARA pH (A) E ACIDEZ VOLÁTIL TOTAL (B) NO PONTO P2.



Fonte: o autor (2017)

A partir da construção dos gráficos de controle de Shewhart nota-se que na FIGURA 10 verifica-se que as variáveis pH e AVT não possuem controle, devido à existência de pontos consecutivos abaixo da linha da média. O pH possui essa sequência entre as semanas 13 e 21, que pode estar relacionado com a limpeza feita na lagoa anaeróbia entre a 9^a e 10^a semana da coleta para a remoção da espuma presente na superfície, mudando seu estado de equilíbrio, além da semana

25 estar fora do limite superior de controle e a AVT possui essa sequência entre as semanas 19 e 25.

4.4 MATÉRIA ORGÂNICA: SÓLIDOS, DQO E OG

Na Tabela 8 são apresentados os valores de ST, STV, SST, SSV, SDT e SDV na entrada e saída da lagoa anaeróbia (P1 e P2) e saída da última lagoa facultativa (P3).

TABELA 8 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS DE ST, STV, SST, SSV, SDT E SDV NOS PONTOS AMOSTRADOS.

Variáveis (mg L ⁻¹)	N*	Média	CV (%)**	Mínimo	Máximo	p-valor	AC***
ST – P1	25	4969	33,02	2893	9547	0,02	Não
ST – P2	25	1945	54,59	600	3647	<0,05	Sim
ST – P3	25	711,10	54,13	170	1563,30	0,18	Não
STV – P1	25	4093	32,45	2367	7287	0,02	Não
STV – P2	25	1401	70,04	337	3053	<0,05	Sim
STV – P3	25	302,9	59,37	33,3	796,70	<0,05	Não
SST – P1	25	1294	66,17	0	3613	0,48	Sim
SST – P2	25	435,20	97,21	0	1886,70	<0,05	Sim
SST – P3	25	142,30	187,52	0	1123,30	<0,05	Não
SSV – P1	25	1194	61,54	167	3257	0,24	Sim
SSV – P2	25	374,50	98,04	0	1646,70	<0,05	Sim
SSV – P3	25	105,30	144,01	0	673,30	<0,05	Não
SDT – P1	25	3730	31,52	2387	7677	<0,05	Não
SDT – P2	25	1515	50,64	583	2977	0,03	Sim
SDT – P3	25	577,90	43,63	176,70	913,30	0,01	Sim
SDV – P1	25	2898	26,87	2007	5513	0,01	Não
SDV – P2	25	1028	71,75	227	2510	0,01	Sim
SDV – P3	25	200,80	38,34	96,70	380	0,62	Não

*N – número de amostras; **CV – coeficiente de variação; ***AC – autocorrelação

FONTE: o autor (2017).

Os valores encontrados para sólidos e suas frações nos pontos P1, P2 e P3 apresentaram variações significativas ao longo das semanas, pois no local do estudo não é abatido o mesmo número de animais todos os dias, sendo isto

demonstrado pelo CV que variou de 26,87% e 187,52%, indicando uma elevada variabilidade dos dados de acordo com Pimentel Gomes (2009).

Nota-se que houve uma grande variabilidade dos dados em todas as variáveis do P1, isso devido ao teor de diluição do efluente, a concentração de sangue e também por variações em função do enriquecimento do resíduo, pois este apresenta diferentes concentrações em sua composição (SUNADA, 2011).

Ferro (2015) que avaliou o processo de nitrificação e desnitrificação de efluente bruto de abatedouro bovino em reator combinado anaeróbio-aeróbio, obteve uma média de 3943,7 mg. L⁻¹ de ST no efluente.

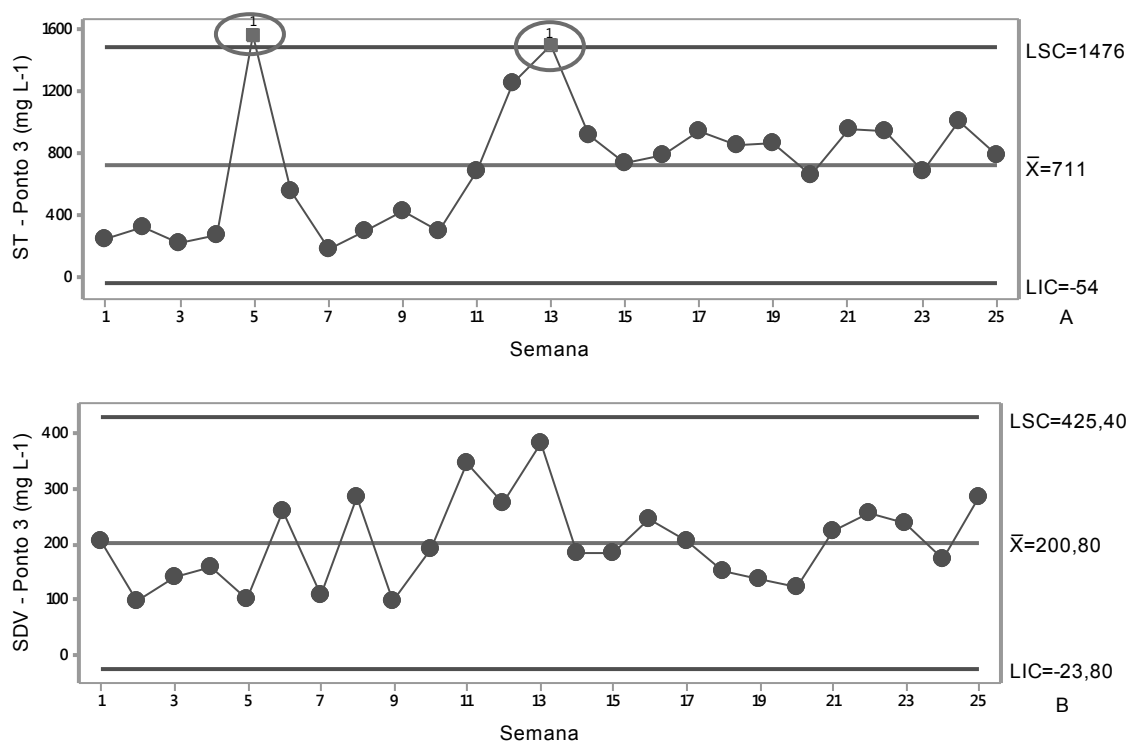
A fração dos STV presente no efluente do P1 é expressiva, se comparada ao teor de ST. Isto significa que em média 82,3% (4093 mg L⁻¹) dos ST (4969 mg L⁻¹) são orgânicos. Cosmann et al. (2012) em seu estudo também fizeram essa comparação e concluíram que 78,1% (1020 mg L⁻¹) dos ST (1306 mg L⁻¹) são orgânicos, podendo ser digeridos por processos biológicos. Estes são responsáveis diretos pela produção de biogás, sendo um fator positivo, pois quanto maior a concentração de STV, maior a capacidade de produção de biogás.

A característica física mais importante nas águas residuárias é teor de ST, o qual é composto de matéria em suspensão, coloidal e em solução. Sólidos suspensos são os sólidos que podem levar ao desenvolvimento de depósitos de lodo e condições anaeróbias em cursos d'água onde são lançados. Os SST de águas residuárias de abatedouros consistem em sua maior parte em carga orgânica. Esses compostos quando lançados em desacordo com a capacidade suporte do corpo d'água, implica no consumo do oxigênio dissolvido da água por parte dos micro-organismos decompositores da matéria orgânica (VON SPERLING, 2014b).

Comparando os valores de sólidos e suas frações nos pontos P1, P2 e P3, percebe-se que houve remoção em todas as variáveis ao longo do processo, porém para os sólidos não há nenhuma lei em vigor que estabeleça valores para padrão de lançamento.

Na FIGURA 11 têm-se o gráfico de controle de Shewhart, para as variáveis ST e SDV no ponto 3.

FIGURA 11 - GRÁFICOS DE CONTROLE DE SHEWHART PARA ST (A) E SDV (B) NO PONTO P3.



Fonte: o autor (2017)

A partir da construção dos gráficos de controle de controle de Shewhart percebe-se na FIGURA 11 que apenas a variável SDV encontra-se sob controle. Para a variável ST as semanas 5 e 13 estão fora do LSC. A alta variação pode ser justificada, pois na semana 5 choveu vários dias que antecederam a coleta e a partir da semana 12 a concentração de ST aumentou, pois na 8ª semana da coleta, o cano que leva o efluente bruto até a primeira lagoa (anaeróbia) quebrou e o efluente caía diretamente na terceira lagoa (facultativa).

Na Tabela 9 são apresentados os valores de DQO total e filtrada e OG na entrada e saída da lagoa anaeróbia (P1 e P2) e saída da última lagoa facultativa (P3).

TABELA 9 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS DE DQO TOTAL, DQO FILTRADA E OG NOS PONTOS AMOSTRADOS.

Variáveis (mg L ⁻¹)	N*	Média	CV (%)**	Mínimo	Máximo	p-valor	AC***
DQO Total – P1	25	11492	33,42	4113	18700	0,99	Não
DQO Total – P2	25	4693	51,01	633	10380	0,76	Sim
DQO Total – P3	25	439	151,30	37	2540	<0,05	Não
DQO filtrada – P1	25	4147	35,58	973	7590	0,33	Não
DQO filtrada – P2	25	1946	58,35	235	4840	0,56	Sim
OG – P1	25	3,29	25,24	1,90	5,44	0,21	Não
OG – P2	25	2,15	34,31	0,99	3,48	0,11	Sim
OG – P3	25	1,43	36,57	0,49	2,50	0,53	Sim

*N – número de amostras; **CV – coeficiente de variação; ***AC – autocorrelação

FONTE: o autor (2017)

Os valores encontrados para DQO total, DQO filtrada e OG no P1 apresentaram variações. A DQO total variou de 4113 mg L⁻¹ a 18700 mg L⁻¹, com média igual a 11492 mg L⁻¹, caracterizando elevada concentração de matéria orgânica. A DQO filtrada variou de 973 mg L⁻¹ a 7590 mg L⁻¹, com média igual a 4147 mg L⁻¹, representando aproximadamente 36,09% da DQO total, indicando que esse percentual poderia ser removido caso houvesse um tratamento primário.

O material gorduroso, quantificado em termos de OG, variou de 1,90 mg L⁻¹ a 5,44 mg L⁻¹, com valor médio de 3,29 mg L⁻¹, correspondendo a 0,03% da DQO total e aproximadamente 0,07% dos sólidos totais do efluente.

De acordo com Pacheco e Yamanaka (2008), os valores de DQO para efluentes do abate de suínos e bovinos encontra-se na faixa 2500 a 4000 mg L⁻¹ por animal abatido. Já para Feistel (2011), que avaliou o tratamento e destinação de resíduos e efluentes de matadouros e abatedouros, as concentrações de DQO total variaram na faixa de 3979 a 7125 mg L⁻¹ para o efluente bruto.

Contudo, o efluente analisado apresentou uma DQO total superior em relação a dados literários, demonstrando que o efluente bruto coletado no presente estudo apresentava alta carga orgânica. Esta diferença ocorreu, uma vez que no abatedouro de origem do efluente não há um eficiente sistema de coleta de sangue nem o seu aproveitamento para obtenção de outros produtos, o que comumente é realizado neste tipo de indústria. Com isso têm-se um acréscimo neste parâmetro no efluente bruto, uma vez que o sangue apresenta DQO em torno de 400000 mg L⁻¹ (OLIVEIRA, 2016).

Os valores encontrados para DQO total no P2 também apresentaram variações, porém a lagoa anaeróbia apresentou eficiência de remoção média de 59,16%, valor que está dentro da faixa esperada para este tipo de tratamento biológico, que é de 50% a 60% (VON SPERLING, 2005).

Cosmann et. al. (2012) em seu estudo avaliaram o desempenho da lagoa anaeróbia aplicada ao tratamento de efluente da industrialização de pescado, onde a eficiência de remoção de DQO foi de 56,5%.

Fernandes (2016) avaliou as variáveis microbiológicas e físico-químicas em biodigestores anaeróbios escala piloto alimentados com dejetos de bovinos leiteiros e suínos no inverno e no verão e constatou que no inverno a remoção de DQO foi de 54,44 e 31,19% respectivamente para bovinos e suínos, já no verão esse valor foi de 70,97 e 70,19%.

Para o parâmetro OG, no Ponto 2, percebe-se que a sua concentração é menor, comparado com o efluente do Ponto 1, onde a redução foi em torno de 34,65%.

Comparando-se os resultados obtidos de DQO total e OG para o Ponto 3 com o preconizado pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP), os valores médios encontrados para a saída do sistema foram respectivamente de 439 mg L⁻¹ e 1,43 mg L⁻¹, na qual a DQO encontra-se superior ao valor máximo permitido de 200 mg L⁻¹ e os OG estão dentro do limite permissível de 50 mg L⁻¹. Para Von Sperling (2005), as lagoas facultativas apresentam eficiência em torno de 65-80% para a redução de DQO, porém neste estudo esta eficiência chegou numa média de 90,65% porque conta com a operação de duas lagoas facultativas em série.

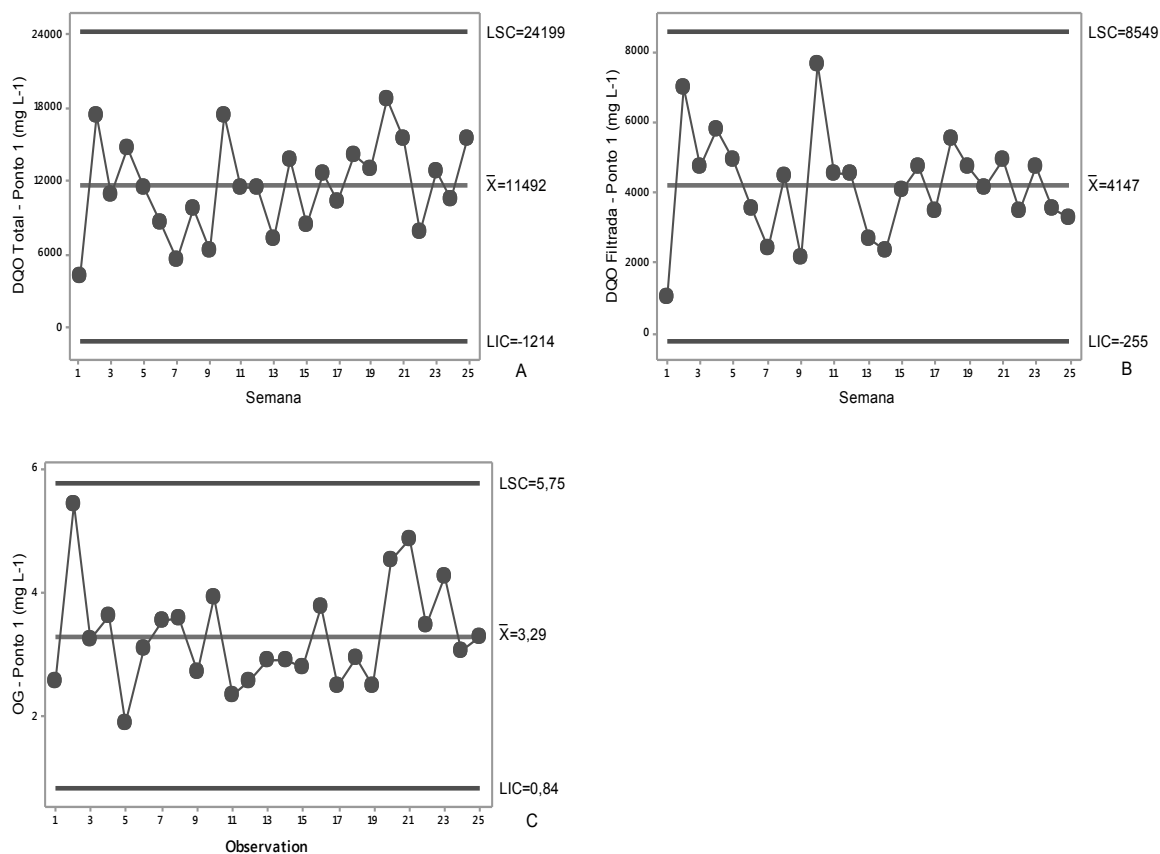
Os OG contribuem amplamente para o aumento da DBO e DQO e, ao mesmo tempo em que têm um alto potencial de geração de metano, a sua baixa taxa de degradabilidade pode gerar vários problemas como: entupimento de canos, geração de maus odores, flotação do lodo e adesão à superfície da célula bacteriana. Assim, reduzindo a habilidade de metabolizar o efluente conseqüentemente limitando o transporte dos substratos solúveis para biomassa, portanto reduzindo a eficiência da remoção de DBO e DQO (MCCABE et al., 2014).

Orssatto et al. (2010) avaliaram a eficiência de remoção de óleos minerais e vegetais/animais em uma estação de tratamento de esgoto sanitário. Para o efluente bruto os óleos vegetais/animais variaram entre 27,9 e 165,9 mg L⁻¹, após o Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado (Ralf) 1 variaram entre 10,10 e 24,40 mg L⁻¹; aos o

Ralf 2 entre 5,40 e 34,30 mg L⁻¹ e antes do lançamento no corpo receptor variaram entre 0,50 e 19,10 mg L⁻¹. A eficiência de remoção ficou acima de 70%.

Na FIGURA 12 têm-se o gráfico de controle de Shewhart, para as variáveis DQO Total, DQO filtrada e OG no ponto 1.

FIGURA 12 - GRÁFICOS DE CONTROLE DE SHEWHART PARA DQO TOTAL (A), DQO FILTRADA (B) E OG (C) NO PONTO P1.



Fonte: o autor (2017)

A partir da construção dos gráficos de controle de Shewhart nota-se que na FIGURA 12 as variáveis DQO total, DQO filtrada e OG apresentaram-se sob controle estatístico, não havendo pontos fora dos limites superior e inferior de controle (LSC e LIC), porém, nota-se que houve um aumento expressivo na semana 2 e 10. Na semana 2, deve ser pelo fato do abate ter ocorrido no período da tarde, por falta de água no período da manhã. Já na semana 10, pode estar relacionado com a limpeza feita na lagoa anaeróbica entre a 9^a e 10^a semana da coleta para a remoção da espuma presente na superfície, mudando seu estado de equilíbrio.

4.5 NITROGÊNIO TOTAL E FÓSFORO TOTAL

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Esta importância deve-se principalmente à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. Quando presente em baixas concentrações pode atuar como fator limitante na produção primária de ecossistemas aquáticos. O fósforo possui também relevância nos sistemas biológicos. Esta se deve à participação deste elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como: armazenamento de energia (forma uma fração essencial da molécula de ATP) e estruturação da membrana celular (através dos fosfolipídios) (ESTEVES, 2011).

Os abatedouros, assim como outras atividades industriais, apresentam nitrogênio e fósforo em grandes concentrações e estes são considerados como os principais nutrientes para os processos biológicos (GONÇALVES et. al., 2016). Na Tabela 10 são apresentados os valores de nitrogênio e fósforo total na entrada e saída da lagoa anaeróbia (P1 e P2) e saída da última lagoa facultativa (P3).

TABELA 10 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO TOTAL NOS PONTOS AMOSTRADOS.

Variáveis (mg L ⁻¹)	N*	Média	CV (%)**	Mínimo	Máximo	p-valor	AC***
Nitrogênio total – P1	25	220,30	30,73	123,40	401	0,13	Não
Nitrogênio total – P2	25	125,95	28,30	67,20	187,76	0,38	Sim
Nitrogênio total – P3	25	66,28	64,96	0,00	117,60	< 0,05	Sim
Fósforo total – P1	25	29,98	20,75	15,16	44,61	0,03	Não
Fósforo total – P2	25	26,64	18,35	15,57	36,15	0,60	Não
Fósforo total – P3	25	17,50	67,72	0,00	31,01	< 0,05	Sim

*N – número de amostras; **CV – coeficiente de variação; ***AC – autocorrelação

FONTE: o autor (2017)

Os valores encontrados para nitrogênio total e fósforo total no P1, P2 e P3 apresentaram variações ao longo das semanas, sendo considerados dados heterogêneos (PIMENTEL GOMES, 2009).

Os valores encontrados para o nitrogênio e fósforo total no P1 apresentaram variações e estas devem estar associadas às variações nas quantidades de animais abatidos por dia, da espécie de animal, do tamanho do abatedouro, do grau de

reaproveitamento, cuidados na operação e da eficiência do tratamento preliminar aplicado e pela falta de tratamento primário (BEUX, 2007).

De acordo com o trabalho de Oliveira e Sá (2015), onde avaliou-se a eficiência do tratamento de efluentes em um abatedouro do município de Passos – Mg as concentrações médias de nitrogênio total e fósforo total no efluente bruto variaram de 184,80 mg L⁻¹ a 352,80 mg L⁻¹ e 21,48 mg L⁻¹ a 34,70 mg L⁻¹ respectivamente. Já para Feistel (2011), no estudo do tratamento e destinação de resíduos e efluentes de matadouros e abatedouros, as concentrações de nitrogênio variaram de 54,70 mg L⁻¹ a 99,80 mg L⁻¹ e para fósforo podem variar de 53,90 mg L⁻¹ a 91,70 mg L⁻¹. Com relação às concentrações médias de fósforo total no efluente bruto, Gomes (2010) que avaliou o pré-tratamento físico-químico de efluentes industriais de um abatedouro de bovinos determinou o valor de 42,11 mg L⁻¹. Para Cardoso (2015), que analisou o tratamento de efluentes de abatedouros de bovinos para produção biogás, a concentração média de fósforo no efluente bruto foi de 27 mg L⁻¹. No presente estudo os valores variaram de 15,16% a 44,61%, estando dentro da faixa encontrada na literatura.

Os valores encontrados para nitrogênio e fósforo total no P2 também apresentaram variações, mas seus valores médios não diferem muito do que Oliveira e Sá (2015) encontraram quando avaliaram a eficiência do tratamento de efluentes em um abatedouro do município de Passos – Mg, onde as concentrações médias de nitrogênio e fósforo total na saída da lagoa anaeróbia variaram de 172,20 mg L⁻¹ a 176,40 mg L⁻¹ e 18,54 mg L⁻¹ a 21,31 mg L⁻¹, respectivamente.

Observa-se grande quantidade de nitrogênio e fósforo total no efluente final tratado, mas à legislação vigente CONAMA nº 430/2011 não apresenta exigências para o lançamento de efluentes em corpos receptores. Porém, o excesso de nutrientes, especificamente, o nitrogênio e o fósforo total são os principais responsáveis pela proliferação de algas, que pode resultar no processo de eutrofização dos corpos d'água (BARROS, 2008).

A eutrofização é o processo mais comum de degradação ambiental causada pelo enriquecimento, principalmente destes nutrientes em ambientes aquáticos. Quando a emissão de efluentes ocorre em quantidade elevada, causa o crescimento excessivo de algas, redução na concentração de oxigênio dissolvido da água e diminuição na diversidade das comunidades aquáticas. Durante esse processo, ocorre também a produção de toxinas pelas algas, que podem afetar a saúde do

homem e causar a mortandade da fauna através de intoxicações. Nesse contexto, para reduzir a contaminação ambiental, é necessário melhorar o desempenho na remoção do nitrogênio e fósforo durante o tratamento dos efluentes ou recomenda-se o uso de alternativas para o seu reaproveitamento (OLIVEIRA et. al, 2016).

De acordo com o estudo de Oliveira e Sá (2015), onde determinou-se a eficiência do tratamento de efluentes em um abatedouro de bovinos e suínos do município de Passos – Mg, as concentrações médias de nitrogênio e fósforo total no efluente tratado variaram de 149,8 mg L⁻¹ a 155,4 mg L⁻¹ e 19,04 mg L⁻¹ a 19,39 mg L⁻¹ respectivamente.

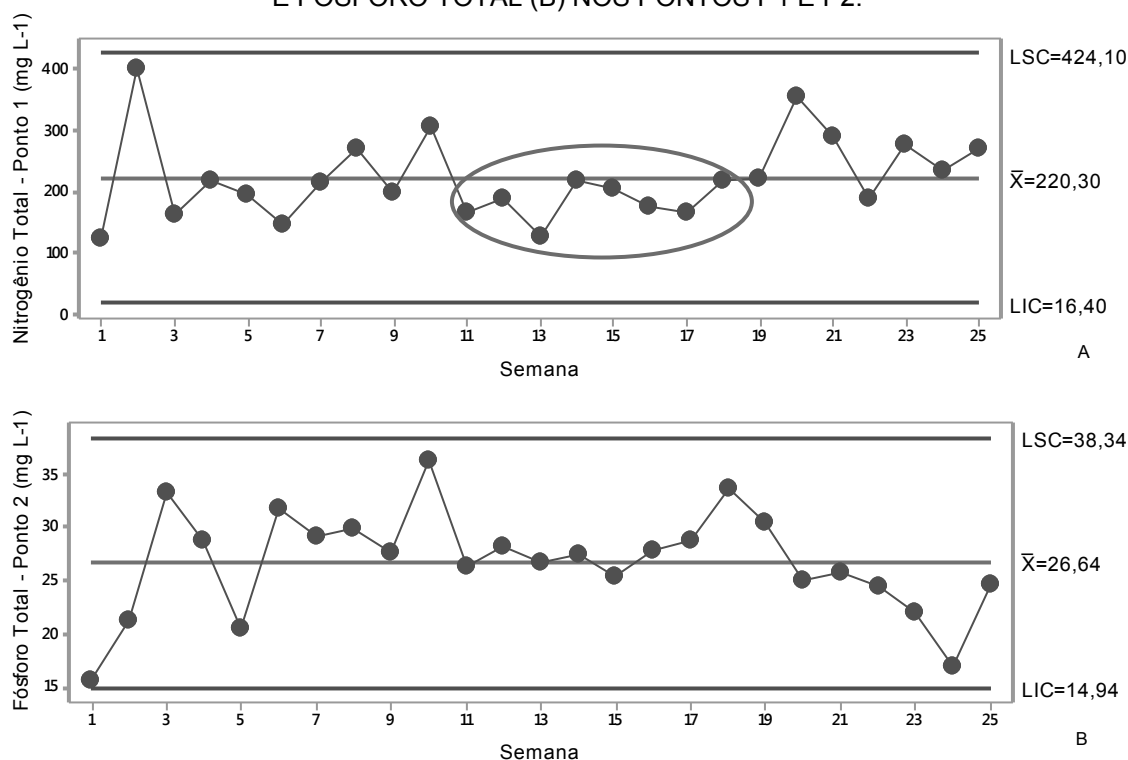
Conforme Cruz (2013) “as lagoas de forma geral não removem satisfatoriamente nitrogênio e fósforo, tornando ineficaz a prevenção do processo de eutrofização, mas interessante para o reuso desse efluente na agricultura”, pois em seu estudo avaliou o acúmulo de lodo de esgoto em três lagoas de estabilização no município de Ponta Grossa e constatou nas amostras coletadas que não houve remoção de nitrogênio e fósforo. Os valores encontrados para entrada e saída da lagoa respectivamente foram de 23 mg L⁻¹ e 21 mg L⁻¹ para o nitrogênio e de 0,22 mg L⁻¹ e 0,21 mg L⁻¹ para fósforo total.

No presente estudo, o efluente após o tratamento é utilizado em uma área com um sistema de irrigação de pastagens.

Para que ocorra a remoção satisfatória de nitrogênio e fósforo total, seriam necessárias mais lagoas, como facultativa ou de polimento, ou um tratamento terciário.

Na FIGURA 13 têm-se o gráfico de controle de Shewhart, para as variáveis Nitrogênio Total e Fósforo Total no ponto 1 e 2.

FIGURA 13 - GRÁFICOS DE CONTROLE DE SHEWHART PARA NITROGÊNIO TOTAL (A) E FÓSFORO TOTAL (B) NOS PONTOS P1 E P2.



Fonte: o autor (2017)

A partir da construção dos gráficos de controle de Shewhart nota-se que na FIGURA 13 apenas a variável Fósforo total encontra-se sob controle estatístico. A variável nitrogênio total, não apresenta pontos fora dos limites de controle, porém há uma sequência de pontos abaixo da linha da média entre as semanas 11 e 20, sendo este um indício de falta de controle para este parâmetro (MONTGOMERY, 2009).

Orssatto et al. (2014) aplicaram as técnicas de controle estatístico de qualidade em uma estação de tratamento de esgoto doméstico e a partir dos gráficos de Shewhart não alcançaram controle estatístico para a maioria das variáveis estudadas.

Silva et al. (2014) avaliaram um sistema de tratamento de efluentes em uma indústria de produção de óleo vegetal e constataram falta de controle estatístico para dez parâmetros físico-químicos dentre eles pH e sólidos totais fixos e voláteis. Os autores sugeriram que a indústria execute ações corretivas visando a minimização de causas especiais que afetem o processo, no intuito de obter um tratamento sob controle.

Zhou et al. (2007) utilizaram os gráficos de controle Shewhart no monitoramento de qualidade de águas subterrâneas. O estudo resultou na combinação de quadros, mostrando a importância de sua utilização para o estudo dos processos de controle. Os autores ressaltaram que para monitorar uma fonte e ter sucesso na interpretação dos dados, a análise estatística é necessária para permitir uma compreensão global do sistema, como foi realizado no presente estudo.

O uso de gráficos de controle foi essencial na identificação de falhas no sistema de tratamento de efluentes, como por exemplo, nas variáveis pH, AVT, ST e nitrogênio total, pois estas permitiram visualizar erros de processo, além de avaliar se as variações foram significativas.

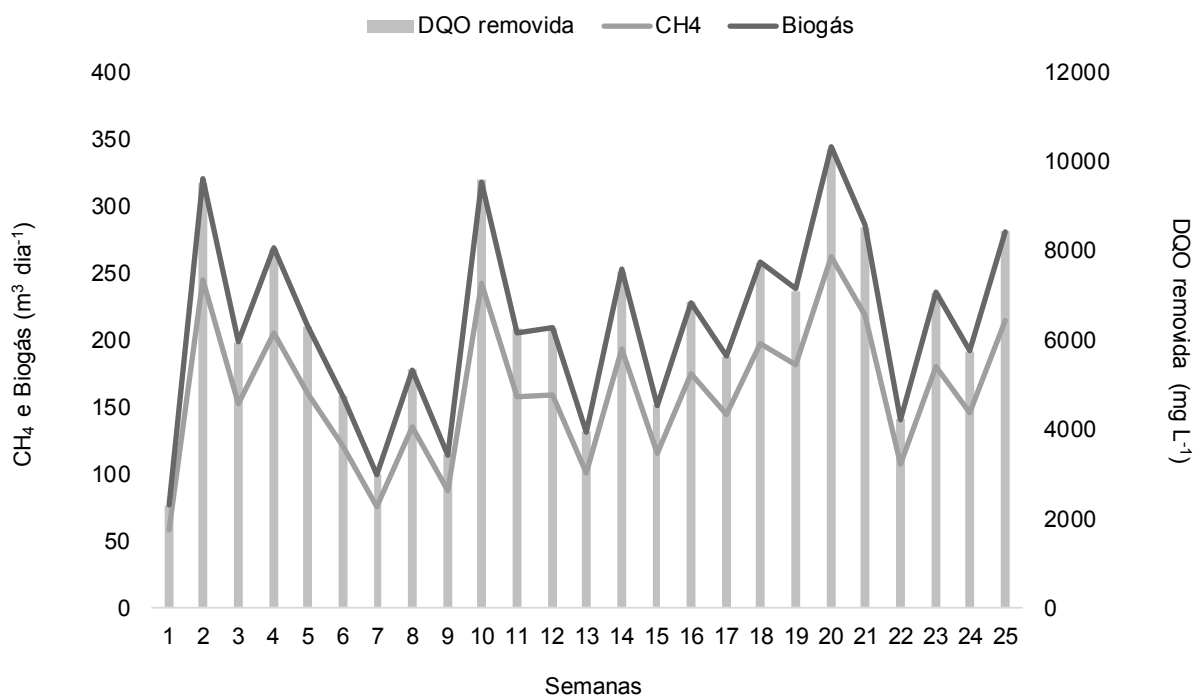
4.6 ESTIMATIVA DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE METANO E BIOGÁS

Os efluentes de abatedouros possuem características bastante favoráveis à digestão anaeróbia, pela sua composição de nutrientes, pelo grau de tamponamento adequado ao crescimento microbiano, além de sair em temperatura relativamente adequada, em torno de 20-30 °C (FEROLDI et al., 2014).

Resíduos de abatedouros são caracterizados como ideais e vantajosos para a produção de biogás, pela alta concentração de matéria orgânica (BAYR et al., 2012a; BAYR et al., 2012b).

Com base em Von Sperling (2005), que avaliou os processos de digestão anaeróbica de resíduos de abatedouros bovinos, adotou-se 55% de degradação da DQO. Levando-se em conta a DQO degradada e a vazão média diária de efluentes da indústria (67,2 m³), foi possível estimar a produção de metano e biogás durante o estudo, onde na FIGURA 13 é possível analisar essas relações ao longo das 25 semanas.

FIGURA 14 - ESTIMATIVA MÉDIA DE DQO REMOVIDA E DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE METANO E BIOGÁS NO PERÍODO AVALIADO.



Fonte: o autor (2017)

Podem ser removidos em média 424751,70 g dia⁻¹ de carga orgânica, gerando em média 161 m³ dia⁻¹ de metano e 211 m³ dia⁻¹ de biogás. Este material, dotado de valor econômico, pode ser utilizado como fonte alternativa de energia em substituição total ou parcial de fontes convencionais, podendo ser aproveitado diretamente no aquecimento em caldeiras e fornos industriais, convertido em energia elétrica após tratamento quando necessário para a remoção de H₂O e H₂S e combustão em um grupo motogerador ou comprimido e utilizado como gás veicular (EDWIGES, 2012).

Nota-se que a produção de metano e biogás proporcional à DQO inicial apresentou variações ao longo das semanas, e isso pode ser acarretado pelo fato do abatedouro não possuir uma rotina diária fixa, com relação ao número de animais abatidos e a vazão de efluentes, pois o mesmo abate conforme sua necessidade diária, além do que o abatedouro trabalha um dia com abate de bovinos e outro dia com abate de suínos, ocorrendo assim sucessivamente ao longo da semana. Dependendo da necessidade, às vezes ocorre abate simultâneo num mesmo dia de bovinos e suínos.

Segundo o estudo de Hossa (2015), realizado em um frigorífico localizado no município de Santa Cecília - SC que abatem suínos e bovinos, o biogás gerado apresentou concentração volumétrica média de 76,3% de metano e produção de 283,64 Nm³/dia, gerando 560 kW/dia, dando uma produtividade de 1,036 kW/suíno e 2,85 kW/bovino abatido.

Investigando o potencial de geração de biogás a partir de matadouros de gado no Irã, Afazeli et al. (2014) observaram que o país possui grande possibilidade de produção de energia a partir de seu plantel de gado pesado (considerando bovinos, búfalos e camelos), superando os 21 milhões de m³ de biogás por ano adotando uma produção média de biogás de 0,3 m³ kg⁻¹ ST.

Battimelli et al. (2010) obtiveram produções de 466 e 675 mL. g SV⁻¹ de biogás quando empregando a biodigestão de resíduo de carcaça bovina em concentrações de 1 e 2 g O₂ L⁻¹ de DQO, apresentando também remoções de 35 e 50% de DQO, respectivamente.

Bohrz (2010) obteve produções significativas de metano quando empregando resíduo de abatedouro de bovinos na biodigestão anaeróbia contínua, com valores médios de 0,13 kgCH₄.kgDQO⁻¹ degradada.

Para estimar o potencial de produção de energia elétrica, considerou-se a relação de que 1 m³ de biogás equivale a 1,43 kWh, sendo assim, no presente estudo seria produzido em média 301,73 kWh dia⁻¹, representando 6638,06 kWh mês⁻¹. A indústria consome em média 37000 kWh mês⁻¹.

O abatedouro consome em torno de 66 m³ de lenha por mês, ou seja, 66000 kg. Levando-se em conta que 1 m³ de biogás equivale a 1,536 kg de lenha, seria necessário 42968,75 m³ de biogás para suprir a demanda da empresa, porém de acordo com dados teóricos, ela geraria em torno de 4642 m³ de biogás.

A instalação de um biodigestor no abatedouro estudado atualmente não é economicamente viável. No entanto, sua implantação traz vantagens do ponto de vista ambiental, pois estas atividades produzem quantidades significativas de resíduos com alta carga orgânica e que causam impactos ambientais negativos principalmente para os recursos hídricos e a atmosfera, como a emissão dos gases de efeito estufa (GEE) como o CH₄ e o CO₂. Em contrapartida, a energia extraída do biogás pode contribuir para a redução desses impactos, melhorando os indicadores de saúde pública em função de um ambiente salubre, atendendo a demanda energética necessária para atender o mercado e gerar uma nova fonte de renda

para as agroindústrias, além de contribuir para o compromisso brasileiro de redução de emissão de GEE (EDWIGES, 2012).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nas características físico-químicas do efluente gerado pelo abatedouro, a temperatura do ambiente e do efluente bruto esteve dentro dos limites recomendáveis para uma boa digestão anaeróbia, com médias de 18,94 °C e 22,44 °C, respectivamente. Já os valores do efluente tratado apresentaram média de 21,85 °C, não ultrapassando o limite de lançamento imposto pela legislação.

Os valores de pH, acidez e alcalinidade total do efluente bruto se mantiveram dentro dos limites aceitáveis para uma boa digestão anaeróbia, com exceção da alcalinidade total que obteve dados abaixo da faixa considerada ótima, porém o sistema matenve-se em equilíbrio. O valor de pH obtido do efluente tratado apresentou uma média de 7,36, estando dentro do padrão estabelecido pela legislação vigente.

No que se referem aos sólidos, os valores do efluente bruto apresentaram alta variação, acarretada pelo teor de diluição do efluente e pela concentração de sangue. A fração dos STV presente no efluente bruto é expressiva, em média 82,3% (4093 mg L⁻¹) dos ST (4969 mg L⁻¹) são orgânicos, podendo ser digeridos por processos biológicos, além de serem os responsáveis diretos pela produção de biogás.

Os valores determinados para DQO total, DQO filtrada e OG do efluente bruto apresentaram variações, caracterizando elevada concentração de matéria orgânica. Comparando-se os resultados obtidos de DQO total e OG para o efluente tratado com a legislação, constata-se que a DQO total foi superior ao valor máximo estipulado de 200 mg L⁻¹ e os OG estão dentro do limite permissível de 50 mg L⁻¹.

Já os dados de nitrogênio total e fósforo total em todo o tratamento apresentaram variações ao longo das semanas, sendo considerados dados heterogêneos. Comparando-se os valores iniciais e finais, foi possível constatar que as lagoas de forma geral não os removeram satisfatoriamente.

O uso de gráficos de controle foi essencial na identificação de falhas no sistema de tratamento de efluentes, como por exemplo, nas variáveis pH, AVT, ST e nitrogênio total, pois estas permitiram visualizar erros de processo, além de avaliar se as variações foram significativas.

Considerando que a estimativa do potencial de produção volumétrica de metano foi de 161 m³ dia⁻¹, o volume teórico médio de biogás gerado seria de 214,66

$\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$. Este gás produzido possui alto valor econômico e pode ser utilizado como fonte alternativa de energia em substituição total ou parcial de fontes convencionais, podendo ser aproveitado diretamente no aquecimento em caldeiras e fornos industriais.

A energia extraída do biogás pode contribuir para a redução de impactos ambientais, melhorando a qualidade de vida da população, atendendo a demanda energética necessária para favorecer o mercado e gerando uma nova fonte de renda para as agroindústrias, além de contribuir com o compromisso brasileiro de redução de emissão de GEE.

REFERÊNCIAS

AFAZELI, H.; JAFARI, A.; RAFIEE, S.; NOSRATI, M. An investigation of biogas production potential from livestock and slaughterhouse wastes. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 34, p. 380-386, 2014.

AMARAL, C. M. C.; AMARAL, L. A.; JÚNIOR, J. L.; NASCIMENTO, A. A.; FERREIRA, D. S.; MACHADO, M. R. F. Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. **Ciência Rural**, v. 34, n. 6, p. 1897-1902, 2004.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard Methods of the Examination of Water and Wastewater. 21 ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

ARAÚJO, E. N.; OLIVEIRA, A. P.; CAVALCANTE, L. F.; PEREIRA, W. E.; BRITO, N. M.; NEVES, C. M. L.; SILVA, É. É. Produção do pimentão adubado com esterco bovino e biofertilizante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 5, p. 466-470, 2007.

ARRUDA, V. C. M. **Tratamento anaeróbio de efluentes gerados em matadouros de bovinos**. 2004. 148f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004.

AZZOLINI, J. C.; FABRO, L. F. Monitoramento da eficiência do sistema de tratamento de efluentes de um laticínio da região meio-oeste de Santa Catarina. **Unesc & Ciência - ACET**, Joaçaba, v. 4, n. 1, p. 43-60, jan./jun. 2013.

BARROS, A. M. de L. **Modelagem da poluição pontual e difusa: aplicação do modelo Moneris à bacia hidrográfica do rio Ipojuca, Pernambuco**. 2008. 193 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, 2008.

BATTIMELLI, A.; TORRIJOS, M.; MOLETTA, R.; DELGENÈS, J. P. Slaughterhouse fatty waste saponification to increase biogas yield. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 10, p. 3388-3393, 2010.

BAYR, S.; PAKARINEN, O.; KORPPO, A.; LIUKSIA, S.; VÄISÄNEN, A.; et al. Effect of additives on process stability of mesophilic anaerobic monodigestion of pig slaughterhouse waste. **Bioresource Technology**, v. 120, p. 106-113, 2012a.

BAYR, S.; RANTANEN, M.; KAPARAJU, P.; RINTALA, J. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of rendering plant and slaughterhouse wastes. **Bioresource Technology**, v. 104, p. 28-36, 2012b.

BEUX, S.; NUNES, E.; BARANA, A. C. Effect of temperature on two-phase anaerobic reactors treating slaughterhouse wastewater. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 50, n. 6, p. 1061-1072, 2007.

BOHRZ, G. I. **Geração de metano em lagoa anaeróbia: um estudo de caso em abatedouro de bovinos**. 2010. 153p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos) – UFSM, Santa Maria, 2010.

BORGES, R. C.; FERREIRA, E. B.; OLIVEIRA, M. S. Estudo do padrão de não aleatoriedade sequência no controle estatístico do processo. **Symposium**, Lavras, v. 6, n. 2. p. 31-35, 2008.

BOSTELMANN, E. **Para sólidos totais, dissolvidos e em suspensão em amostras de água**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb), 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. (2011) Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>, 2017.

BUSTILLO-LECOMPTE, C. F.; MEHRVAR, M. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. **Journal of Environmental Management**, v. 161, p. 287-302, 2015.

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

CARDOSO, A. P. **Tratamento de efluentes de abatedouros de bovinos para produção biogás: Uma abordagem para sustentabilidade**. 52 f. Monografia (Curso de Graduação em Engenharia Bioquímica) – Universidade de São Paulo – USP, São Paulo, 2015.

CHERNICHARO, C. A. L. **Biological Wastewater Treatment Series: Anaerobic Reactors**. V.4. Belo Horizonte: Department of Sanitary and Environmental Engineering Federal University of Minas Gerais, Brazil. Ed. ESA and IWA publishing, 2007.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – V. 5: reatores anaeróbios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. Belo Horizonte, 245 p., 1997. 2ª edição.

CORBETT, C.J.; PAN, J.N. Evaluating environmental performance using statistical process control techniques. **European Journal of Operational Research**, v. 139, n. 1, p. 68-83, 2002.

CORDERO, M. F. E. **Avaliação do desempenho e da influência das condições ambientais e operacionais de lagoas de estabilização, com base em um banco de dados internacionais**. 171 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Belo Horizonte, 2016.

COSMANN, N. J., GOMES, S. D., LOPES, C. L., GOMES, B. M. Avaliação do desempenho de lagoa anaeróbia aplicada ao tratamento de efluente da industrialização de pescado. **Engenharia Ambiental** - Espírito Santo do Pinhal, v. 9, n. 3, p. 298-302, jul/set. 2012.

COSTA, D. F. da. **Geração de energia elétrica a partir do biogás do tratamento de esgoto**. 2006. Dissertação (Mestrado em Energia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

CRUZ, G. J. G. **O acúmulo de lodo em lagoas de estabilização no tratamento de esgoto sanitário doméstico: estudo de caso das lagoas do município de ponta grossa, paraná**. 100 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente Urbano e Industrial) – Universidade Federal do Paraná – UFPR, Curitiba, 2013.

DIAS, I. C. L.; CASTRO, A. C. L. O processo de abate de bovinos: implicações para a saúde e o ambiente. **Cad. Pesq., São Luís**, v. 18, n. especial, p. 39-48, 2011.

DILALLO, R., ALBERTON, O.E. Volatile acids by direct titration. **Journal of water pollution control federation**, v. 33, n.4, p. 356-356. 1961.

EDWIGES, T. **Avaliação do potencial de aproveitamento térmico do metano a partir de dejetos suínos na microbacia do rio marreco, oeste do paraná**. 65 f. Dissertação (Mestrado em energia e agricultura) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

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

FACTOR, T. L.; ARAÚJO, j. A. C.; VILELA Jr., L. V. E. Produção de pimentão em substratos e fertirrigação com efluente de biodigestor. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 2, p. 143-149, 2008.

FEISTEL, J. C. **Tratamento e destinação de resíduos e efluentes de matadouros e abatedouros**. 37 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) – Universidade Federal de Goiás – UFG, Goiânia, 2011.

FEPAM-Fundação Estadual de Proteção Ambiental, 2003. Licença de operação LO N° 2815/2003-DL.

FERNANDES, A. J. **Variáveis microbiológicas e físico-químicas em biodigestores anaeróbios escala piloto alimentados com dejetos de bovinos leiteiros e suínos**. 66 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Ciência e Tecnologia do Leite e Derivados) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2016.

FERNÁNDEZ RODRÍGUEZ, J.; PÉREZ, M.; ROMERO, L.; Mesophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Optimisation of the semicontinuous process. **Chemical Engineering Journal**, v. 193–194, p. 10–15, 2012.

FEROLDI, M; URIO, M. B; ARAÚJO, A. V; CREMONEZ, P.A. **Geração de biogás a partir de efluentes de abatedouros**. Journal of Agronomic Sciences, Umuarama, v.3, n. especial, p.130-148, 2014. Disponível em: <<http://www.dca.uem.br/V3NE/11.pdf>>, 2017.

FERRO, T. N. **Avaliação do processo de nitrificação e desnitrificação de efluente de abatedouro bovino em reator combinado anaeróbio-aeróbio**, 62 f. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2015.

FILHO, P. A. S. **Diagnóstico operacional de lagoas de estabilização**. 2007. 169 f. Tese (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007.

FISCHER, K. M. **Tratamento biológico de resíduos** (Biologische Behandlung von Abfällen). Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte-und abfallwirtschaft. Universität Stuttgart. Stuttgart, 2011.

FOLLADOR, F. A. C.; VILAS BOAS, M. A.; SCHOENHALS, M.; HERMES, E.; RECH, C. Tabular cusum control charts of chemical variables applied to the control of surface water quality. **Engenharia Agrícola, Jaboticabal**, v. 32, n. 5, p. 976-985, 2012.

FONGARO, G., VIANCELLI, A., MAGRI, M.E., ELMAHDY, E.M., BIESUS, L.L., KICH, J.D., KUNZ, A., BARARDI, C.R. Utility of specific biomarkers to assess safety of swine manure for biofertilizing purposes. **Science of the Total Environmental**, p.227-283, 2014.

FRANÇA, J. B. A.; MORAES, T. V.; VAZ, D. C.; FERREIRA, A. A.; SOARES, F. A. L. Tratamento de efluente doméstico com macrófitas aquáticas para reúso na fertirrigação. **Irriga**, Botucatu, Edição Especial 01, p. 85-93, 2014, nota técnica.

GIACOBBO, G.; ZENATTI, D. C.; FEIDEN, A.; BLANCO, M. F. F. J.; TIETZ, C. M.; WEBER, R. Influência da variabilidade da temperatura ambiente na co-digestão anaeróbia de dejetos de bovinocultura de leite e cama de aviário. **Acta Iguazu**, Cascavel, v.2, Suplemento, p. 55-69, 2013

GOMES, F.M.B. **Pré-Tratamento Físico-Químico de Efluentes Industriais de um Abatedouro de Bovinos**. Passo Fundo, 2010, p. 29.

GONÇALVES, J. E.; PAIXÃO, R. M.; SILVA, L. H. B. R. Estudos físico-químicos e microbiológicos da eficiência do tratamento de efluente proveniente de abatedouro avícola. **Rev. Agro. Amb.**, v.9, n.2, p. 473-489, abr./jun. 2016.

GRADY, C. P. L. Jr.; LIM, H. C. **Biological Waste Treatment**. New York: Marcel Dekker, 1980.

HERMES, E. **Avaliação da irrigação por gotejamento com aplicação de água residuária de amidonaria**. 134 f. Dissertação (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2013.

HERMES, E.; VILAS BOAS, M. A.; FRIGO, E. P.; BERGER, J. S.; LINS, M. A.; FRIGO, J. P. Irrigation with wastewater from cassava processing with different concentrations of suspended solids. **International Journal of Food, Agriculture and Environment (Print)**, Helsinque, v.12, p. 487 – 490, 2014.

HOSSA, C.L. **Produção e uso do biogás em frigorífico de Santa Cecília / SC - estudo de caso**. 2015. 129 f. Tese (Especialista em Economia e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

IBGE - Instituto Brasileiro De Geografia e Estatística. Indicadores 2017: **Estatística da produção pecuária - segundo trimestre 2013**. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Pecuaria/Fasciculo_Indicadores_IBGE/abate-leite-couro-ovos_201701caderno.pdf>, 2017.

JAIME, P. C.; SILVA, A. C. F.; LIMA, A. M. C.; BORTOLINI, G. A. Ações de alimentação e nutrição na atenção básica: a experiência de organização no Governo Brasileiro. **Rev. nutr**, v. 24, n. 6, p. 809-824, 2011. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rn/v24n6/01v24n6.pdf>>, 2017.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7a ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

LEITE, W., MAFFAZZIOLI, E., GUIMARÃES, L., MAGO, A. D., FILHO, P. B. Análise comparativa dos efeitos da carga orgânica e do tempo de detenção hidráulica na digestão anaeróbia mesofílica de lodo adensado de estação de tratamento de esgoto. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.20 n.4, p. 581-588, 2015.

LEW, B. LUSTIG, I.; BELIAVSKI, M.; TARRE, S.; GREEN, M. An integrated UASB-sludge digester system for raw domestic wastewater treatment in temperate climates. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 7, p. 4921–4924, 2011.

LIANHUA, L.; DONG, L.; YONGMING, S; LONGLONG, M.; ZHENHONG, Y.; XIAOYING, K. Effect of temperature and solid concentration on anaerobic digestion of rice straw in South China. **International Journal of Hydrogen Energy**, v.35, p.7261-7266, 2010.

MALDANER, T.L., **Levantamento das alternativas de minimização de impactos gerados pelos efluentes de abatedouros e frigoríficos**. Brasília, 2008.

MAPA (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento), 2017. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/assuntos/saude-animale-vegetal/saude-animalexportacao>>, 2017.

MARDER, M. **Avaliação da geração de biogás a partir de resíduos agroindustriais e emprego do biofertilizante na remediação de solos contaminados por hidrocarbonetos**. 2015. 62 f. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental – Centro Universitário Univates, Lajeado, 2015.

MARTINS, L. O. S.; SILVA, L. T.; CARNEIRO, R. A. F. Análise da viabilidade econômica e financeira da implantação de usina de geração de energia a partir de

resíduos sólidos urbanos no município de Santo Antônio de Jesus – Ba. **Revista Livre de Sustentabilidade e Empreendedorismo**, v. 2, n. 2, p. 142-166, abr-jun, 2017.

MASSÉ, D. I.; MASSE, L. Characterization of wastewater from hog slaughterhouse in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment systems. **Canadian Agricultural Engineering**, v. 42, p. 139-146, 2000.

MATOS, A. T. **Tratamento de resíduos agroindustriais. Curso sobre tratamento de resíduos agroindustriais**. Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental, UFV, Viçosa, 2005.

MAYER, M. C. **Estudo da influência de diferentes inóculos no tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos**. 70 f. Dissertação (Mestrado em ciência e tecnologia ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2013.

MCCABE, B. K.; HAMAWAND, I.; HARRIS, P.; BAILLIE, C.; YUSAF, T. A case study for biogas generation from covered anaerobic ponds treating abattoir wastewater: Investigation of pond performance and potential biogas production. **Applied Energy**, v. 114, p. 798–808, fev. 2014.

MONTGOMERY, D. C. **Introdução ao controle estatístico da qualidade**. Trad. de Ana Maria Lima de Farias e Vera Regina Lima de Farias e Flores. 4. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2009.

MOTTA, K. U. **Avaliação da geração de biogás de um biodigestor de dejetos bovinos e suínos**. 127 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente Urbano e Indústria) – Universidade Federal do Paraná – Curitiba, 2012.

NUNES, J. A. **Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais**. Editorial J Andrade. Aracaju - SE, 2008, 315p.

OLIVEIRA, C. S.; COELHO, P. N.; SÁ, O. R. Avaliação da eficiência do tratamento de efluentes em um abatedouro do município de Passos-MG. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 04, n. 24, p. 18-27, 2016.

OLIVEIRA, C. S.; SÁ, O. R. Avaliação da eficiência do tratamento de efluentes em um abatedouro do município de Passos, MG, Brasil. **Ciência et Praxis** v. 8, n. 16, p. 13-20, 2015.

OLIVEIRA, J. F. **Mineralização da matéria orgânica e lixiviação de solutos de águas residuárias de laticínios e abatedouro aplicadas em solos cultivados com capim-tifton 85**. 125 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras – MG, 2016.

OLIVEIRA, K. M. P.; JÚLIO, P. D. S.; TSUNADA, M. S.; ARAÚJO, R. P.; SÚAREZ, Y. R.; GRISOLIA, A. B. Efficiency analysis of the Australian wastewater treatment system in a pig slaughterhouse. **Biosci. J.**, Uberlândia, v. 33, n. 1, p. 183-192, 2017.

OLIVEIRA, S.M.A.C. & SPERLING, M.V. (2005b) Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte II – Influência de fatores de projeto e operação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 358-368.

ORSSATO, F.; HERMES, E.; VILAS BOAS, M. A. Eficiência de remoção de óleos e graxas de uma estação de tratamento de esgoto sanitário, Cascavel – Paraná. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 7, n. 4, p. 249-256, out./dez. 2010.

ORSSATTO, F.; VILAS BOAS, M. A.; EYNG, E. Gráfico de controle da média móvel exponencialmente ponderada: aplicação na operação e monitoramento de uma estação de tratamento de esgoto. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 20, n. 4, p. 543-550, 2015.

ORSSATTO, F.; VILAS BOAS, M. A.; NAGAMINE, R.; URIBE-OPAZO, M. A. Shewhart's control charts and process capability ratio applied to a sewage treatment station. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, n. 4, p. 770-779, 2014.

PACHECO, J. W. **Guia técnico ambiental de frigoríficos - industrialização de carnes (bovina e suína)** / José Wagner Pacheco. São Paulo: CETESB, 2006.
PACHECO, J. W. F.; YAMANAKA, H. T. **Guia técnico ambiental de abate (bovino e suíno)**. Série P+L – CETESB. São Paulo, 2008.

PEREIRA, E. L., CAMPOS, C. M. M., MOTERANI, F., NETO, A. M. O. 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.

PIMENTEL GOMES, F. **Curso de estatística experimental**. 15 ed. Piracicaba: FEALQ, 2009. 451 p.

RABELO, M. H. S.; SILVA, E. K.; PERES, A. P. Failure Mode and Effect Analysis for the evaluation of environmental impacts of animal slaughter. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. 1, p. 79-86, 2014. Disponível em: <
<http://www.scielo.br/pdf/esa/v19n1/1413-4152-esa-19-01-00079.pdf> >, 2017.

RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M. A.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, p. 861–877, 2011.

RIBEIRO, E. A. **Tratamento de efluentes de abate bovinos com lagoas de estabilização e impacto do lançamento sobre o corpo receptor**. Anápolis, 2010. 24p.

RIPLEY, L.E.; BOYLE, J.C.; CONVERSE, J.C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high strength wastes. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, vol. 58, no. 5, p. 406-411, 1986.

RIZZONI, L.B.; TOBIAS, A.C.T.; DEL BIANCHI, M.; GARCIA, J. A. D. Biodigestão anaeróbia no tratamento de dejetos de suínos. **Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária**, v.9, n.18, p.1-20, 2012.

RODRIGUES, D. L. C.; HARTWIG, M. P.; GERBER, M. D. Avaliação de nitrogênio e fósforo dos efluentes tratados dos abatedouros na cidade de Pelotas/RS. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 20, n. 1, jan. -abr. 2016, p. 389–397.

RUSSO, S. L. **Gráficos de controle para variáveis não-conformes autocorrelacionadas**. 2002. 120 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

RYCKEBOSCH, E.; DROUILAN, M.; VERVAEREN, H. Techniques for transformation of biogás to biomethane. **Biomass e Bioenergy**, v.35, p.1633-1645, 2011.

SANT'ANNA JR, G. L. **Tratamento Biológico de Efluentes: Fundamentos e Aplicações**. 2nd. ed. Rio de Janeiro: Editora Interciencia, 2013.

SANTOS, C. A. S.; TORRES, C. J. F.; SILVA, N. L.; SILVA, J. O.; ROCHA, F. A. Sistema de tratamento de efluentes de matadouro bovino utilizando lagoas de estabilização. **Enciclopédia Biosfera**, vol.7, n.13, p. 1294 – 1302, 2011.

SANTOS, I. A. dos. **Emissões de gases de efeito estufa (GEE) associadas à bovinocultura: o valor fertilizante do esterco e o impacto da biodigestão anaeróbia**. 2012. 104 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Energia, Departamento de Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2012.

SCARASSATI, D.; CARVALHO, R.F.; DELGADO, V.L.; CONEGLIAN, C.M.R.; BRITO, N.N.; TONSO, S.; SOBRINHO, G.D.; PELEGRINI, R. **Tratamento de efluentes de matadouros e frigoríficos**. Claretianas, 2003. Disponível em: <www.universoambiental.com.br/novo/artigos_1er.php?canal>, 2017.

SGANZERLA, E. **Biodigestor, uma solução**. Porto Alegre, RS, 1983.

SILVA, P. C. **Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como unidade de tratamento para efluente de suinocultura**. 103 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias e Inovações Ambientais) – Universidade Federal de Lavras, Lavras – MG, 2014.

SILVA, T. A. L.; SILVA, H. A.; SANTOS, D. Q.; RODRIGUES, E. C. Utilização do controle estatístico de processo (CEP) na avaliação de uma estação de tratamento de efluente agroindustrial. **Revista Virtual de Química**, v. 6, n. 2, p.310-322, 2014.

SILVA, T. N.; CAMPOS, L. M. S. Avaliação da produção e qualidade do gás de aterro para energia no aterro sanitário dos Bandeirantes – SP. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 88-96, 2008.

SOUZA, A. C.; ORRICO, S. R. M. Consumo de água na indústria de abate de bovinos do estado da Bahia. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n.42, p. 26-36, 2016.

STARR, K.; GABARREL, X.; VILLALBA, G.; TALENS, L.; LOMBARDI L. Life cycle assessment of biogásupgrading technologies. **Waste Management**, v.32, p.991-999, 2012.

STOUMBOS, Z.G., REYNOLDS JR, M.R., RYAN, T.P., WOODALL, W.H. The state of statistical process control as we proceed into the 21st century. **Journal of the American Statistical Association**. n. 95, p.992–998, 2000.

SUEHARA, K., KAWAMOTO, Y., FUJII, E., KOHDA, J. Biological Treatment of Wastewater Discharged from Biodiesel Fuel Production Plant with Alkali-Catalyzed Transesterification, **Journal of Bioscience and Bioengineering**, Japan, 2005.

SUNADA, N. S. **Efluente de abatedouro avícola: processos de biodigestão anaeróbia e compostagem**. 87 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD, Dourados, 2011.

TOMIELIS, I. P.; BARCELOS, S. T. V.; CEREDA, M. P. Hydraulic retention time on vinasse stabilisation with limestone in the acidogenic phase of anaerobic digestion. **Ciência Rural**, v. 47, n. 9, p. 1-7, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20160957>>, 2017.

VEIGA, P.; MENDES, L.; LOURENÇO, L. A retrospective view of statistical quality control research and identification of emerging trends: a bibliometric analysis. **Quality & Quantity**, p.120, 2015.

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

VON SPERLING, M. **Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Belo Horizonte, ed: 3, p. 452, UFMG, 2005.

WERKEMA, M. C. C. **Ferramentas estatísticas básicas para o gerenciamento de processos**. Belo Horizonte, 2006.

ZADINELO, I. V; SERENISKI, R. M; BORIN, R; FAGNANI, K. C; STREMEL, D. P; GOMES, L. F. S. **Potencial da produção de biogás a partir de efluente pré-tratado de abatedouro de aves da região oeste do Paraná**. Revista Brasileira de Energias Renováveis, v. 2, p. 61-71, 2013. Disponível em: <[file:///F:/artigo%20para%20julho%20de%202016/33801-124070-1-PB%20\(4\).pdf](file:///F:/artigo%20para%20julho%20de%202016/33801-124070-1-PB%20(4).pdf)>, 2017.

ZANELLA, M. G. **Ambiente institucional e políticas públicas para o biogás proveniente da suinocultura**. 2012. Dissertação (Mestrado em Bioenergia) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, PR.

ZANOTELLI, C. T. **Modelagem matemática de nitrogênio e fósforo em lagoas facultativas e de aguapés para tratamento de dejetos de suínos**. 180 f. Dissertação (Doutorado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN, T. “Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production”. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.38, pp. 383–392, 2014.

ZHOU, W.; BECK, B.F.; PETIT, A.J.; WANG, J. **Application of water quality control charts to spring monitoring in karst terranes**. USA. *Environ. Geol.*, 2007.