

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS CÂMPUS
DE JABOTICABAL**

**BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS
HUMANAS: COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS E QUALIDADE DO
EFLUENTE**

Paula Maria Pilotto Branco

Médica Veterinária

2013

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS CÂMPUS
DE JABOTICABAL**

**BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS
HUMANAS: COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS E QUALIDADE DO
EFLUENTE**

Paula Maria Pilotto Branco

Orientador: Prof. Dr. Jorge de Lucas Júnior

Co-orientador: Prof. Dr. Fernando de Almeida Borges

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Zootecnia.

2013

Branco, Paula Maria Pilotto
B816b Biodigestão anaeróbia de águas residuárias humanas: composição de biogás e qualidade do efluente / Paula Maria Pilotto Branco. -- Jaboticabal, 2013
xviii, 62 p. : il. ; 28 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2013

Orientador: Jorge de Lucas Júnior

Co-orientador: Fernando de Almeida Borges

Banca examinadora: Monica Sarolli Silva de Mendonça Costa, Karina Paes Bürger

Bibliografia

1. Esgoto sanitário. 2. Fertilizante. 3. Micro-organismos indicadores. 4. Reciclagem energética. 5. Sustentabilidade ambiental
I. Título. II. Jaboticabal - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 628.381

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação – Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO


TÍTULO: BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS HUMANAS: COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS E QUALIDADE DO EFLUENTE

AUTORA: PAULA MARIA PILOTTO BRANCO

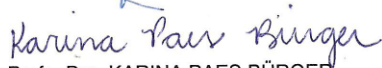
ORIENTADOR: Prof. Dr. JORGE DE LUCAS JUNIOR

CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. FERNANDO DE ALMEIDA BORGES

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE EM ZOOTECNIA, pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. JORGE DE LUCAS JUNIOR
Departamento de Engenharia Rural / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal


Profa. Dra. MONICA SAROLLI SILVA MENDONÇA COSTA
Universidade Estadual do Oeste do Paraná / Cascavel/PR


Profa. Dra. KARINA PAES BÜRGER
Departamento de Medicina Veterinária Preventiva e Reprodução Animal / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal

Data da realização: 29 de julho de 2013.

Dados curriculares do autor

Paula Maria Pilotto Branco, filha de Mario Cesar Pilotto Branco e Eni Garcia de Freitas, nascida em Campo Grande – Mato Grosso do Sul no dia 10 de Junho de 1986. Concluiu o ensino médio no ano de 2003, ingressou em 2006 no curso de Medicina Veterinária pela Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, campus de Campo Grande, e concluiu o curso no ano de 2010. Em 2011 foi aprovada no curso de Mestrado pelo Programa de Zootecnia da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, câmpus de Jaboticabal.

“O processo de aprendizagem é semelhante ao de escalar montanhas
– cada pico que você alcança se torna a base para chegar a uma
outra anteriormente desconhecida cadeia de montanhas.”

Paul Zane Pilzer

Aos meus pais, Mario Pilotto e Eni Garcia, pela imensa
dedicação a mim e incentivo ao meu trabalho.
Ao meu irmão Paulo Fernando e minha avó Fausta Ferreira.
Ao meu avô Orozimbo Garcia de Freitas (*in memoriam*)
maior exemplo de luta e sabedoria.

Dedico

AGRADECIMENTOS

É com muita satisfação que expresso aqui os meus sinceros agradecimentos a todos aqueles que tornaram a realização deste trabalho possível.

Aos meus amigos, Livia Ferreira e Ricardo Galbiatti, pelo grupo de trabalho que formamos, sem medir esforços para que concluíssemos nossos projetos, e pela grande amizade que construímos.

À Maria Fernanda, por ter me acolhido em sua casa e com quem tive o prazer de conviver todos os dias ao longo desses últimos anos.

Ao Prof. Jorge de Lucas Júnior, desde a graduação, pelas inúmeras oportunidades e pela amizade a mim confiada.

Ao meu namorado, Leandro Brito, que soube compreender a difícil tarefa imposta pela distância, em benefício da minha conquista pessoal, e por compartilhar cada vitória ao meu lado.

Ao Prof. Fernando de Almeida Borges pela co-orientação e ao qual devo boa parte da minha formação em Medicina Veterinária.

Aos Prof. Gilson Pereira, Karina Bürger e Mônica Sarolli pela atenção dispensada e pelas considerações no processo de qualificação e defesa.

Ao Prof. Estevam Lux Hoppe pelo auxílio e inúmeros ensinamentos para o desenvolvimento das análises parasitológicas.

Aos amigos, Max, Juliana, Portuga, Alex, Laura, Natasha, Josiane, Joseli e Italiano por compartilhar desses anos de Mestrado.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Rural da FCAV/UNESP, em especial ao Davi, Tiãozinho, Maranhão, Cido, Luizinho, Ailton e Marquinhos.

A todos os meus professores de graduação e à UFMS, responsáveis pela minha formação, da qual muito me orgulho.

Ao Cnpq pela concessão da bolsa.

À Copercana por permitir a realização da pesquisa, sempre favorecendo as nossas condições de trabalho.

À Deus e à Santa Terezinha por todas as bênçãos concedidas.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE TABELAS.....	xi
LISTA DE FIGURAS.....	xiii
LISTA DE ABREVIATURAS.....	xiv
RESUMO.....	xvii
ABSTRACT.....	xviii
1. INTRODUÇÃO.....	19
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	21
2.1. Saneamento ambiental no Brasil.....	21
2.2. Caracterização do esgoto sanitário.....	23
2.2.1. Águas cinza.....	24
2.2.2. Águas negras.....	25
2.3. Sistema de tratamento de esgoto.....	26
2.4. Processo de biodigestão anaeróbia.....	28
2.4.1. Fatores que interferem a biodigestão anaeróbia.....	31
2.4.1.1. Temperatura.....	31
2.4.1.2. Potencial hidrogeniônico (pH).....	32
2.4.1.3. Nutrientes.....	32
2.4.1.4. Tempo de retenção hidráulica.....	33
2.4.2. Biogás.....	33
2.4.2.1. Programas de incentivos governamentais.....	35
2.4.3. Biofertilizante.....	37
2.4.3.1. Legislação ambiental.....	38
2.5. Organismos patogênicos.....	39
2.6. Micro-organismos indicadores.....	40
2.6.1. Coliformes totais.....	40
2.6.2. Coliformes termotolerantes.....	41
2.7. Demanda química de oxigênio.....	42

2.8. Macronutrientes.....	42
2.8.1. Nitrogênio.....	42
2.8.2. Fósforo.....	43
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	45
3.1. Descrição do local.....	45
3.2. Caracterização da rede coletora e do biodigestor.....	45
3.3. Ensaio preliminar.....	48
3.4. Ensaio de biodigestão anaeróbia.....	49
3.4.1. Determinação de vazão.....	49
3.4.2. Ensaio microbiológico.....	49
3.4.2.1. Teste presuntivo.....	50
3.4.2.2. Teste confirmativo.....	51
3.4.2.2.1. Coliformes totais.....	51
3.4.2.2.2. Coliformes termotolerantes.....	51
3.4.3. Demanda química de oxigênio (DQO).....	52
3.4.4. Determinação do potencial hidrogeniônico.....	52
3.4.5. Nitrogênio.....	52
3.4.6. Fósforo.....	53
3.5. Determinação da composição do biogás.....	54
3.6. Análise estatística.....	54
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	55
4.1. Determinação de ovos de helmintos.....	55
4.2. Vazão do efluente.....	55
4.3. Eficiência de redução dos Coliformes totais e termotolerantes.....	56
4.4. Demanda química de oxigênio (DQO) e pH.....	59
4.5. Nitrogênio e fósforo.....	62
4.6. Composição do biogás.....	66
5. CONCLUSÕES.....	68
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	69
REFERÊNCIAS.....	71

LISTA DE TABELAS

	Página
TABELA 1. Valores do Número mais provável (NMP 100 mL ⁻¹) de Coliformes totais e C. termotolerantes do afluente e efluente, com a eficiência de remoção (%), no período de 18 semanas.....	57
TABELA 2. Valores do Número mais provável (NMP mL ⁻¹) de Coliformes totais e C. termotolerantes do afluente e lagoa, com a eficiência de remoção (%), no período de 18 semanas.....	58
TABELA 3. Diferença estatística para o Número mais provável (NMP 100 mL ⁻¹) de Coliformes totais e C. tolerantes entre os pontos de coleta do afluente, efluente e lagoa, no período de 18 semanas.....	59
TABELA 4. Valores encontrados para DQO total (mg O ₂ L ⁻¹) das amostras de afluente, efluente e lagoa do biodigestor tubular, com as respectivas eficiências de redução (%), no período de 18 semanas.....	60
TABELA 5. Diferença estatística para demanda química de oxigênio total (DQO total mg O ₂ L ⁻¹) e potencial hidrogeniônico (pH) entre pontos coleta do afluente, efluente e lagoa do biodigestor tubular, no período de 18 semanas.....	61
TABELA 6. Valores encontrados para nitrogênio total (mg L ⁻¹) das amostras de afluente, efluente e lagoa do biodigestor tubular, com as respectivas eficiências de redução (%) e as médias, máximas e mínimas, no período de 18 semanas.....	63

TABELA 7.	Valores encontrados para fósforo total (mg L^{-1}) das amostras de afluente, efluente e lagoa do biodigestor tubular, com as respectivas eficiências de redução (%) e as médias, máximas e mínimas, no período de 18 semanas.....	64
TABELA 8.	Diferença estatística para Nitrogênio total ($\text{N}_{\text{total}} \text{mg L}^{-1}$) e fósforo total ($\text{P}_{\text{total}} \text{mg L}^{-1}$) entre os pontos de coleta do afluente, efluente e lagoa do biodigestor tubular, no período de 18 semanas.....	65

LISTA DE FIGURAS

	Página
FIGURA 1. Caixa de entrada da rede de esgoto da Copercana, Sertãozinho – SP.....	46
FIGURA 2. Câmara de fermentação subterrânea revestida com material impermeabilizante.....	46
FIGURA 3. Câmara de fermentação com cobertura superior de lona de PVC para retenção do biogás.....	47
FIGURA 4. Lagoa de estabilização.....	47
FIGURA 5. Registro para saída do biogás.....	47
FIGURA 6. Valores obtidos da vazão por hora, mensal, do efluente biodigestor tubular de resíduos humanos.....	56
FIGURA 7. Composição semanal do biogás obtido na biodigestão de resíduos humanos em biodigestor tubular.....	66

LISTA DE ABREVIATURAS

AGV's: Ácidos graxos voláteis

APHA: American Public Health Association

AWWA: American Water Works Association

C: Carbono

Ca: Cálcio

Cd: Cádmo

CFC: Clorofluorocarboneto

CH₄: Metano

CLBVB: Caldo Lactosado Bile Verde Brilhante

CO₂: Dióxido de carbono

CO₂ eq: Dióxido de carbono equivalente

CONAMA: Conselho Nacional de Meio ambiente

COP-15: 15^a Conferência das Partes

COPERCANA: Cooperativa dos Plantadores de Cana do Oeste do Estado de São Paulo

Cr: Cromo

Cu: Cobalto

CuSO₄.5H₂O: Sulfato de cobre penta hidratado

DQO: Demanda química de oxigênio

EC: *Escherichia coli*

ETE: Estações de Tratamento de Esgoto

Fe: Ferro

GEE: Gases de efeito estufa

g/hab/dia: Grama por habitante por dia

H₂O: Água

H₂S: Ácido sulfídrico

H₂SO₄: Ácido sulfúrico

HClO₄: Ácido perclórico

Hg: Mercúrio

HNO₃: Ácido nítrico

K: Potássio

K₂Cr₂O₇: Dicromato de potássio

kcal/m³: quilocaloria por metro cúbico

L: Litro

L⁻¹: Por litro

L h⁻¹: Litros por hora

LST: Lauril Sulfato Triptose

m: Metros

m³: Metros cúbicos

m³/h: Metros cúbicos por hora

MDL: Mecanismo de desenvolvimento limpo

Mg: Magnésio

mg: Miligrama

mg L⁻¹: Miligrama por litro

mg O₂ L⁻¹: Miligrama de oxigênio por litro

mL: Mililitros

mL⁻¹: Por mililitro

Mn: Manganês

N: Nitrogênio

N-amoniaco: Nitrogênio Amoniacal

N₂O: Óxido nitroso

Na: Sódio

Na₂SO₄: Sulfato de sódio

NH₃: Amônia

(NH₄)₂SO₄: Nitrogênio amoniaco

Ni: Níquel

nm: Nanômetro

NMP: Número mais provável

O₂: Oxigênio

OMS: Organização Mundial da Saúde

P: Fósforo

P₂O₅: Pentóxido de fósforo

Pb: Chumbo

PCI: Poder calorífico inferior

pH: Potencial hidrogeniônico

P mL⁻¹: Fósforo por mililitro

PNMC: Programa Nacional sobre Mudança no Clima

PNSB: Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

PROINFA: Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia Elétrica

rpm: Rotações por minuto

SAS: Statistical Analysis System

TRH: Tempo de retenção hidráulica

UASB: Reator Anaeróbio de Manta de Lodo

WEF: World Environment Federation

WHO: WORLD HEALTH ORGANIZATION

Zn: Zinco

BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS HUMANAS: COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS E QUALIDADE DO EFLUENTE

RESUMO – Tendo em vista as más condições sanitárias nos países em desenvolvimento e especificamente no Brasil, onde ainda nos dias atuais, encontram-se altos índices de morte de crianças por diarreia. O trabalho em questão visa contribuir com soluções que viabilizem a sustentabilidade ambiental quanto ao tratamento e a disposição desses esgotos sanitários, fomentando a utilização de técnicas viáveis e eficientes. Dessa forma, objetivou-se avaliar o tratamento da rede coletora da Cooperativa dos Plantadores de cana do Oeste do Estado de São Paulo – Copercana, por meio da utilização da biodigestão anaeróbia visando a reciclagem energética e orgânica das águas residuárias humanas. Além de definir a destinação mais adequada, seja por adubação de solo ou o descarte adequado em corpos d'água. O biodigestor tubular é responsável pelo tratamento de todo o esgoto produzido na cooperativa, que possui 150 funcionários. O tempo de retenção no biodigestor é de 25 dias e o período de avaliação foi de Agosto – Dezembro de 2012 (18 semanas, com 54 coletas, o que representa 108 amostras). A vazão média do efluente foi de 224 L h^{-1} atingindo seu pico no mês de Outubro com 900 L h^{-1} . Não foi observada a presença de ovos de helmintos. O sistema se mostrou eficiente quanto a redução no número de micro-organismos indicadores de contaminação fecal atingindo 93,63% para os Coliformes totais e 88,48% para os C. termotolerantes. A DQO e nitrogênio não apresentaram índices de redução satisfatório, 55,20 e 44,37%, respectivamente. O teor de fósforo embora tenha sido reduzido eficientemente 82,15%, foi observado em excesso no afluente, atingindo média de $374,28 \text{ mg L}^{-1}$. A produção de biogás foi constante durante todo o período, composto, em média, por aproximadamente 73% de metano e 10% de dióxido de carbono. A presença de nutrientes levou a intensificação da eutrofização da lagoa pós biodigestor e o descarte de reagentes químicos nas pias pode ter levado ao aumento na concentração de fósforo no afluente. O efluente não atingiu os padrões necessários, segundo CONAMA 357, para descarte em corpos d'água, mas configura-se um excelente fertilizante em função da elevada disponibilidade de nitrogênio e fósforo.

Palavras-chave: Esgoto sanitário, fertilizante, micro-organismos indicadores, reciclagem energética, sustentabilidade ambiental.

ANAEROBIC DIGESTION OF HUMAN WASTEWATER: COMPOSITION OF BIOGAS AND QUALITY OF EFFLUENT

ABSTRACT – Based on the poor sanitary conditions in developing countries, in this case, specifically Brazil, even today, has high rates of death from diarrhea in children. The work in question aims to contribute to solutions that enable environmental sustainability regarding the treatment and disposal of these wastewater, promoting the use of viable and efficient technologies. Thus, this study aimed to evaluate the sewage system of Cane Growers Cooperative of Western São Paulo State - Copercana through the use of anaerobic digestion for energy and organic recycling of wastewater human. In addition, define the most appropriate destination, either by soil fertilization or proper disposal into water bodies. The tubular digester is responsible for handling all the sewage system produced in cooperative that serves 150 staff, with a time retention of 25 days, being evaluated during the period of August - December 2012, a total of 18 weeks, with 54 collections, which represents 108 samples. The average flow rate of the effluent was 224L h⁻¹ peaking in October of 900 L h⁻¹. It was not observed the presence of helminth eggs. The system proved to be efficient for the reduction of micro-organisms fecal indicator reaching 93.63% for total Coliforms and 88.48% for *C. thermotolerant*. The COD and nitrogen did not presented satisfactory reduction rates, 55.20 and 44.37% respectively. Although the phosphorus content has been reduced efficiently 82.15% it was observed in excess on affluent, with an average of 374.28 mg L⁻¹. The biogas production was constant during the entire period, composed, on average, by approximately 73% methane and 10% carbon dioxide. The presence of nutrients led to intensification of Eutrophication post digester and disposal of chemical reagents in the sinks may have led to an increase in the concentration of phosphorus in the influent. It is necessary to examine the sludge present in the bottom of the fermentation chamber to check the presence of helminth eggs and to combine an after aerobic treatment system to the disposal of this effluent into water bodies or soil fertilizer.

Keywords: Energy recycling, environmental sustainability, fertilizer, micro-organisms indicators, sewage.

1 INTRODUÇÃO

O transtorno gerado pelos resíduos provenientes das redes de esgoto doméstico e da produção animal é um grande entrave dos setores no contexto atual. Aliar sistemas eficientes que possam garantir o desenvolvimento e ainda preservar o meio tem sido o objetivo das ações de pesquisadores e técnicos para garantir a sustentabilidade ambiental.

As águas residuárias humanas são provenientes de residências, instituições, ou quaisquer prédios que possuam instalações hidráulicas para os devidos fins. Independente da sua origem e da fonte geradora (ser humano ou animais), os afluentes se dispostos de forma inadequada, ou seja, sem algum tipo de tratamento prévio, podem representar uma fonte contaminante em potencial da água, do solo e do ar.

No Brasil, ainda é possível presenciar o consumo negligente de recursos naturais e o descarte de esgoto sanitário em valas a céu aberto e em corpos d'água. Dessa forma a poluição dos mananciais, na maioria das vezes, decorrência dessa problemática é a principal causadora do acometimento por doenças de veiculação hídrica. Dentre elas, a diarreia destaca-se como o reflexo da falta de saneamento básico no país.

Outro fator amplamente discutido é a geração e emissão de gases de efeito estufa - responsáveis pela contaminação do ar - o que levou representantes de todo o mundo a estabelecer critérios e programas com o intuito de buscar fontes renováveis e atingir metas para a minimização da poluição gerada, principalmente pelo metano e dióxido de carbono.

Como uma forma de mitigar esses impactos ambientais causados, pela ineficácia ou muitas vezes pela inexistência de tratamento adequado para os resíduos humanos, propõe-se o processo de biodigestão anaeróbia. Referido processo, além de promover a reciclagem dos nutrientes fornecendo como subproduto o biofertilizante (que pode ser utilizado em substituição aos adubos minerais) e o biogás (em substituição aos combustíveis fósseis) é caracterizado também pela eficiência e viabilidade econômica.

A partir do sistema de biodigestão anaeróbia em escala real para tratamento de águas residuárias humanas (implantado na Cooperativa dos Plantadores de Cana do Oeste do Estado de São Paulo – Copercana), objetivou-se avaliar: quantitativamente os ovos de helmintos em todas as fases do sistema de tratamento; a vazão do efluente; a eficiência do sistema no processo redução dos microorganismos indicadores de contaminação fecal (Coliformes totais e C. termotolerantes); os parâmetros de DQO, pH, nitrogênio e fósforo; e a composição do biogás.

Com os resultados obtidos, tendo como base a legislação CONAMA 357/05, foi definida a destinação mais adequada do efluente gerado, seja por adubação de solo ou descarte adequado em corpos d'água.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Saneamento ambiental no Brasil

Para a Organização Mundial de Saúde (OMS) o saneamento consiste no “controle dos fatores do meio físico do homem que podem exercer efeito deletério sobre o seu bem estar físico, mental e social”. Perpassa pela disposição final adequada dos resíduos produzidos, através dos serviços de coleta de lixo e esgotamento sanitário, e manutenção das condições de higiene. A OMS aponta o saneamento inadequado como o principal responsável pela proliferação de doenças no mundo (WHO, 2009).

Desde a pré-história, o saneamento é essencial à saúde e a qualidade de vida da população, provendo água potável e serviços de rede de esgoto doméstico compreendido pela coleta e tratamento de águas residuárias. Segundo Andrade Neto e Campos (2001), um sistema adequado deve ser economicamente viável, eficiente, compatível com a realidade local e de fácil operação.

O lançamento de efluentes *in natura* nos recursos hídricos resulta, além de vários problemas sócio-ambientais, como prejuízo à saúde da população - principalmente o aumento da mortalidade infantil - além de impactos significativos sobre a vida aquática e ao ambiente. Por exemplo, a matéria orgânica presente nos dejetos ao entrar em um sistema aquático, leva a uma grande proliferação de bactérias aeróbias provocando o consumo de oxigênio dissolvido que pode reduzir a valores muito baixos, ou mesmo extinguir, gerando impactos à vida aquática. Têm-se como outros exemplos a eutrofização, a disseminação de doenças de veiculação hídrica, agravamento do problema de escassez de água de boa qualidade, desequilíbrio ecológico, entre outros (PIMENTA et al., 2002).

A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), publicada pelo IBGE em 2008, revelou a precariedade na prestação de serviços de saneamento no país. O contingente populacional sem cobertura de tratamento de esgoto era de aproximadamente 34,8 milhões de pessoas, ou seja, naquele ano cerca de 18% da população brasileira estava exposta ao risco de contrair doenças em decorrência da inexistência de rede coletora de esgoto. Ficou demonstrado também que esse

cenário está distribuído em todas as regiões, sendo o Norte e o Nordeste os mais afetados com 8,8 e 15,3 milhões de pessoas respectivamente, sem acesso a uma alternativa para os resíduos. O que representa que quase metade dos municípios brasileiros (55,2%) tinha serviço de esgotamento sanitário por rede coletora, marca pouco superior à observada na pesquisa anterior, realizada em 2000, que registrava 52,2%.

Neste sentido, a busca de soluções integradas pode minimizar problemas ambientais que, para Bueno (2001), de alguma forma, pode implementar a diminuição da geração de resíduo a ser disposto em aterros sanitários, pois estes são caros e tornam uma parcela considerável de terra imprópria ao uso humano.

O investimento em tecnologias pode significar um grande salto para o desenvolvimento em termos da dotação da infraestrutura requerida para proteger o meio e melhorar a qualidade de vida da população, assim como propiciar novas oportunidades de negócios. Dessa forma, a coleta, o tratamento e a disposição ambientalmente adequada são fundamentais para a melhoria do quadro de saúde da população e pré-requisito para busca da sustentabilidade (PIMENTA et al., 2002).

A principal solução alternativa adotada para suprir a inexistência desse serviço foi a construção de fossas sépticas, que apresentou aumento em relação ao levantamento realizado pelo IBGE em 2000. Esse tipo de solução, ainda que longe do desejável, implicou na redução do lançamento dos dejetos em valas a céu aberto, fossas secas e em corpos d'água (que no ano de 2000 representava 84,6% do destino do esgoto não tratado), o que ameniza os impactos ambientais decorrentes da falta de rede coletora de esgoto (IBGE, 2008).

Paralelamente há de se considerar ainda a crise energética pela qual passa o país e o mundo. Salomon e Lora (2013) citam que o esgoto enquanto fonte geradora de biogás constitui-se em alternativa de melhoria à questão do saneamento no país por contribuir com o aumento da geração de energia e redução da emissão de gases de efeito estufa.

Jr. e Aguiar (2005) complementam que o tratamento e reaproveitamento adequado do esgoto, por exemplo, utilizados para produção de energia, poderá reduzir a demanda energética melhorando o desempenho econômico e ambiental do

setor favorecendo a intensificação de seu objetivo de promover a saúde e a qualidade de vida à população.

2.2 Caracterização do esgoto sanitário

A água é utilizada em todos os segmentos da sociedade e está presente no uso doméstico, comercial, industrial e agrícola. O que gera uma grande quantidade de efluente que deve ser descartado de forma segura a fim de proteger a saúde da população e evitar a poluição.

Segundo a NBR 9648 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1986), o esgoto doméstico é o despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas. Provêm principalmente de residências, edifícios comerciais ou quaisquer edificações que contenham dispositivos de utilização de águas para fins domésticos. Sendo composto essencialmente por água de banho, urina, fezes, restos de comida, detergentes e águas de lavagem.

As diversas utilizações da água, em média 80%, resultam em esgoto (MANUAL DE IMPACTOS AMBIENTAIS, 1999), seja ele qual for a sua origem. O efluente sanitário contém cerca de 99,9% de água e 0,1% de sólidos orgânicos e inorgânicos (MENDONÇA e CEBALOS, 1990). Neste, a poluição é causada pelos sólidos que são carregados pela água, por isso é de fundamental importância o conhecimento das suas características qualitativas e quantitativas para seu tratamento. Portanto, é comum a presença de micro-organismos patogênicos, responsáveis por algumas doenças de veiculação hídrica.

Nuvolari (2003) descreveu que a sua composição é basicamente de sabões e detergentes biodegradáveis e não biodegradáveis (a maioria dos detergentes contém fósforo); cloreto de sódio (7 a 15 g/hab/dia) e fosfatos (1,5 g/hab/dia) eliminados na urina; sulfatos, carbonatos; ureia, amoníaco e ácido úrico (14 a 42 g/hab/dia); gorduras, ligamentos da carne e fibras vegetais não digeridas; mucos, células de descamação epitelial; vermes, bactérias, vírus, leveduras; areia, plásticos, cabelos, sementes, entre outros.

A presença de nutrientes pode constituir um problema nem sempre de fácil solução, uma vez que é necessário atender as exigências do CONAMA para lançamentos em corpos d'água. Por isso, a falta de tratamento adequado ainda atinge uma parcela expressiva da população, com consequências graves. Por outro lado, os nutrientes podem significar uma vantagem substancial para o reuso de água, especialmente em irrigação e piscicultura, pois são insumos necessários para o cultivo de plantas e de animais aquáticos. Os principais nutrientes de interesse são o nitrogênio e o fósforo, os quais se apresentam no meio aquático, sob diferentes formas (MOTA e SPERLING, 2009).

Sendo assim, a sua utilização controlada apresenta diversas vantagens, dentre as quais Bastos et al. (2003) destacaram a constituição de práticas de reciclagem de água; práticas de reciclagem de nutrientes proporcionando a economia de insumos (fertilizantes); minimização do lançamento de esgotos em cursos d'água naturais, prevenindo a poluição, a contaminação e a eutrofização; o favorecimento da conservação do solo e a recuperação de áreas degradadas.

O interesse no reaproveitamento de diferentes efluentes (águas cinza e negra) tem aumentado nos últimos anos, principalmente devido a aspectos econômicos e ecológicos (OTTOSON e STENSTR, 2002). Também é uma maneira de facilitar o tratamento, pois assim torna-se mais viável a reutilização das águas cinza (baixa matéria orgânica) e melhora as condições de tratamento das águas negras (elevada matéria orgânica).

Faz-se necessário salientar que neste projeto é considerado que a rede coletora da indústria não segrega as águas cinza e negra, portanto o processo ocorre concomitantemente.

2.2.1 Águas cinza

As águas cinza são aquelas provenientes dos lavatórios, chuveiros, tanques e máquinas de lavar roupa e louça. Porém, quanto a este conceito, observa-se que ainda não há consenso internacional (FIORI et al., 2006). Segundo Gonçalves e Souza (2006), alguns autores não consideram como água cinza, mas sim como

água negra a água residuária de cozinhas, devido às elevadas concentrações de matéria orgânica, de óleos e gorduras nelas presentes.

Estudos têm mostrado as presenças de coliformes totais e termotolerantes. De um modo geral, pode-se encontrar um número variável de micro-organismos. As concentrações destes agentes podem variar em função da origem desta água e da presença ou ausência de animais e de crianças (ZABROCKI e SANTOS, 2005).

Ou seja, a composição vai depender das diversas atividades domésticas realizadas, sendo que os componentes presentes variam para cada residência, em função do estilo de vida, costumes, instalações e a quantidade de produtos químicos utilizados irão influenciar.

2.2.2 Águas negras

Água negra é o efluente proveniente dos vasos sanitários, contendo basicamente fezes, urina e papel higiênico ou proveniente de dispositivos separadores de fezes e urina, tendo em sua composição grandes quantidades de matéria fecal e papel higiênico. Apresentam elevada carga orgânica e presença de sólidos em suspensão, em grande parte sedimentáveis, em elevada quantidade, sendo responsável por uma fração de 20 a 30% do volume do esgoto doméstico (GONÇALVES e SOUZA, 2006).

Os gastos com água nos aparelhos sanitários derivam não somente das descargas associadas às necessidades fisiológicas como também da utilização inadequada do componente. Considerando-se que uma pessoa utiliza o sanitário, em média, cinco vezes por dia, sendo uma delas para as fezes e as outras para urina, o dispêndio de água potável decorrente é de pelo menos 24 a 32 litros/pessoa/dia (caso se utilize descargas reduzidas de 6 litros) (REBOUÇAS et al., 2007).

As principais características descritas por Gonçalves e Souza (2006) são a elevada concentração da matéria orgânica e sólidos em suspensão; o perfil da vazão que apresenta características de grande variação temporal, geração descontinuada e vazões pontuais elevadas; as características de consumo de água do aparelho sanitário utilizado, ou seja, menor consumo de água implica na

concentração maior dos compostos presentes nas fezes e urina no afluente; a inclusão das águas originadas da pia da cozinha é atualmente uma prática recomendada, tendo em vista a presença de grande quantidade de sólidos em suspensão e compostos graxos, óleos e gorduras de origem animal e vegetal.

2.3 Sistemas de tratamento de esgoto

Não existe um sistema de tratamento padrão para ser utilizado. Vários fatores irão influenciar na escolha das opções tecnológicas, tais como, disponibilidade de área, clima favorável, características do esgoto, qualidade desejada para o efluente, capacidade do corpo receptor de receber a carga poluidora e da legislação referente ao local (PIMENTA et al., 2002).

Como uma solução provisória, as fossas sépticas constituem uma alternativa, sendo ela uma forma convencional de tratamento com disposição profunda do efluente no solo (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 1999). São adotadas, quando há ausência total ou parcial, dos sistemas de rede de esgoto em áreas rurais e ou urbanas. A presença destas fossas pode representar um risco ao aquífero subterrâneo, tendo em vista, a infiltração no solo e os efeitos ofensivos provenientes da decomposição da matéria orgânica. Bem como, os efeitos maléficos possíveis, causados à saúde humana levando-se em consideração a presença de micro-organismos patogênicos na água consumida pela população (PIMENTA et al., 2002).

Segundo Mota (1997), as lagoas de estabilização aproveitam os fenômenos naturais, sendo mais indicadas para regiões de clima tropical. Constituem um processo biológico de tratamento de águas residuárias que se caracterizam pela simplicidade, eficiência e baixo custo.

Já os filtros biológicos ou leitos bacterianos são constituídos de cascalhos de pedra, ou pedra britada, enchimentos plásticos, ou ainda de tijolos, no qual, com a entrada da água residuária no sistema, ocorre a formação de uma colônia de micro-organismos (bactérias, fungos, protozoários, etc). A presença de matéria orgânica, como alimento, e de oxigênio para respiração mantém o sistema (PIMENTA et al., 2002).

Os sistemas convencionais, abordados vastamente na literatura são as Estações de Tratamento de Esgotos (ETE), nas quais após o afluente ser recolhido por meio das redes coletoras, centralizado e tratado, a disposição do efluente final ocorre comumente em corpos de água (JORDÃO e PESSOA, 1995; VON SPERLING, 2005).

O interesse pelo tratamento anaeróbio, de resíduos líquidos e sólidos provenientes da agropecuária e da agroindústria, tem aumentado nos últimos anos, por apresentar vantagens significativas quando comparado aos processos aeróbios comumente utilizados para águas residuárias ou aos convencionais e a compostagem de resíduos orgânicos sólidos (MORALES, 2006).

A biodigestão anaeróbia tem demonstrado resultados interessantes na redução do impacto ambiental de dejetos humanos e animais, não somente pela diminuição dos sólidos presentes, mas também pela redução de micro-organismos indesejáveis nos efluentes, principalmente os patogênicos (SCHOCKEN-ITURRINO et al., 1995). De acordo com Paula Jr. (1995), entre os benefícios estão à ausência de equipamentos sofisticados, menor consumo de energia, baixa produção de lodo a ser disposto e produção de metano, utilizável energeticamente.

Sendo assim, independente da origem, todo resíduo poderá ter seu descarte minimizado, mediante uma análise abrangente de suas características, potenciais de uso e suas consequências. Isso porque, se corretamente manejado e utilizado, revertem-se em fornecedores de nutrientes para produção de alimentos, melhoradores das condições físicas, químicas e biológicas do solo e apresentam excelente potencial para reciclagem energética (PREZZOTO, 1992; GENEROSO, 2001).

Portanto, o tratamento adequado de esgoto, seja para a obtenção de efluentes que atendam aos padrões de lançamento do corpo receptor, seja para a sua utilização produtiva, representa solução para os problemas de poluição da água e de escassez de recursos hídricos, contribuindo para a proteção ambiental e para a geração de alimentos e de outros produtos (MOTA e SPERLING, 2009).

2.4 Processo de biodigestão anaeróbia

Na década de 70, a tecnologia anaeróbia dos reatores de alta taxa foi introduzida para o tratamento de efluentes industriais. A partir daí a tecnologia expandiu sua aplicação, sendo difundida nos últimos anos como padrão para alguns tipos de efluentes, sobretudo da agroindústria e também tem sido bastante utilizada para o esgoto doméstico. Isto se deve principalmente aos custos inferiores do processo anaeróbio relativamente ao aeróbio. No Brasil, a tecnologia anaeróbia teve sua primeira aplicação em escala real em 1983 (VIEIRA, 2001).

Quando se decide utilizar um sistema com a implantação de biodigestores, uma das principais questões é a sua correta classificação, pois eles são, de maneira geral, tanques de fermentação que podem ser operados de diversas formas, ser construídos de diferentes materiais, dispor ou não de distintos tipos de aquecimento, agitação, recirculação entre outros dispositivos. Ou seja, segundo Benincasa et al. (1986), podem ser estruturas mais simples ou mais complexas de acordo com a função, a experiência e elaboração de projetos adaptados para cada situação.

No que se refere à forma de operação dos biodigestores existem dois tipos básicos: o batelada, em que a carga do substrato a ser fermentado é adicionada de uma única vez; e o contínuo, em que com uma periodicidade, que pode ser variável de alguns segundos a uma vez por semana, é realizado a carga do substrato a ser fermentado. Observam-se também variações como a estratégia de recirculação de uma parte do material, tempo de armazenamentos variáveis na caixa de entrada, entre outras estratégias (BENINCASA et al., 1986).

Atualmente, os modelos de biodigestores chineses e indianos não têm sido implantados rotineiramente, seja no meio rural ou no urbano. Os tipos mais comuns são os tubulares de manta de PVC flexível e o UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket).

Esses reatores anaeróbios são considerados de fluxo contínuo e mistura completa, em que o ideal é que todos os elementos que adentram o reator sejam instantaneamente e totalmente dispersos. Assim, o conteúdo no interior é homogêneo ou, ainda, a concentração de qualquer substância é a mesma em qualquer ponto (VON SPERLING, 1998).

Benincasa et al. (1986) descreveram o digestor tubular pela estrutura localizada abaixo do nível do solo, formando um tanque, projetado para o TRH mínimo de 30 dias, com as paredes laterais e o fundo podendo ser mantidos em argila, mas com as paredes das extremidades de concreto reforçado, possuindo aberturas para entrada e saída de material, e a cobertura de PVC isolante (não rígido), fixada em volta das paredes do digestor com concreto. Porém, essa descrição detalhada de estrutura pode ser bastante alterada sem que deixe de ser considerado um sistema tubular, pois as alterações são realizadas de acordo com o projeto para o qual se desenvolve a planta.

O entendimento, tanto do processo de produção de substratos como sua aplicação, determinará a sustentabilidade do sistema e disposição. A avaliação de atributos do solo que determinam o desempenho e a produção das culturas, bem como, o impacto da absorção de nutrientes e seu acúmulo no sistema e no meio variam no espaço e no tempo, sendo necessário o monitoramento (SILVA, 2009).

Segundo Chernicharo (1997), as principais características dos sistemas anaeróbios conforme as suas vantagens são a baixa produção de sólidos; a pequena demanda de área; a produção de metano; os baixos custos de implantação; a tolerância a elevadas cargas orgânicas e a aplicabilidade tanto em pequena como em grande escala. Já como desvantagens apresentam a susceptibilidade das bactérias anaeróbias à inibição por um grande número de compostos; a partida do processo que muitas vezes pode ser lenta; a usual necessidade de alguma forma de pós-tratamento; a complexa bioquímica e microbiologia da digestão anaeróbia que ainda precisam ser mais estudadas; a remoção insatisfatória quase caracteriza por ser um processo biológico natural que ocorre na ausência de oxigênio molecular, no qual um consórcio de diferentes tipos de micro-organismos interage estreitamente para promover a transformação de compostos orgânicos complexos em produtos mais simples (TOERIEN et al., 1969; MOSEY, 1983; NOVAES, 1986; FORESTI et al., 1999). Assim, o sistema necessita, no mínimo, por uma caixa de entrada de material (caixa de pré-fermentação), o biodigestor (caixa de fermentação ou reator) e um tanque de armazenamento de efluente.

As reações bioquímicas seguem basicamente três etapas (hidrólise, fermentação acidogênica e metanogênica), sendo realizadas por diversos tipos de bactérias, em que cada uma possui um comportamento fisiológico distinto, na ausência de oxigênio. O grupo de bactérias fundamental nesse processo é o das metanogênicas, que atuam na última etapa, formando o metano (CH₄) (LUCAS JUNIOR, 1994).

Na hidrólise ocorre a transformação dos materiais orgânicos complexos (lipídeos, proteínas, polímeros de carboidratos) incapazes de serem assimilados pelas bactérias, em materiais dissolvidos mais simples (açúcares, aminoácidos, peptídeos) que possam atravessar a parede celular das bactérias (CHERNICHARRO, 1997; METCALF e EDDY, 2003). Segundo LETTINGA et al. (1996) ocorre de forma lenta, pois é afetada por diversos fatores alterando as taxas em que o material é hidrolisado.

Na acidogênese os produtos oriundos da hidrólise, uma vez no interior das bactérias fermentativas, são metabolizados e convertidos principalmente em ácidos graxos voláteis (AGV's), ou seja, compostos mais simples. Entre os compostos produzidos, além dos AGV's, há a produção de álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio. Na acetogênese os produtos da acidogênese são oxidados formando o substrato para as bactérias metanogênicas (hidrogênio, dióxido de carbono e acetato) (CHERNICHARRO, 1997; FORESTI et al. 1999; METCALF e EDDY, 2003).

Na metanogênese, a última fase, o hidrogênio, dióxido de carbono e o acetato são finalmente convertidos em metano, sendo que essa transformação pode ocorrer por meio de duas classes de micro-organismos, as arqueias metanogênicas acetoclásticas que são capazes de formar metano através do ácido acético, responsável pela formação de sua maior parcela, com cerca de 60 a 70% da produção total e as arqueias metanogênicas hidrogenotróficas que realizam a conversão do hidrogênio e o dióxido de carbono em metano (CHERNICHARRO, 1997; FORESTI, et al., 1999; METCALF e EDDY, 2003).

Para o sucesso do sistema é necessário um balanço microbiológico entre o crescimento rápido das populações de acidogênicas e o lento das metanogênicas,

que por sua vez promove uma eficiente retenção de biomassa (NDON e DAGUE, 1997).

Sendo assim, a biodigestão anaeróbia é uma das várias alternativas existentes que representa um método bastante atrativo, pois promove a geração do biogás, como fonte de energia alternativa, e do biofertilizante, fonte de nutrientes e elementos que atuam como condicionadores do solo para ser utilizado na sua recuperação física, química e biológica (SILVA, 2009; JUNQUEIRA, 2011).

2.4.1 Fatores que interferem na biodigestão anaeróbia

A degradação da matéria orgânica é realizada por meio de um processo biológico, por isso é necessário criar um ambiente com condições ideais para que esses micro-organismos cresçam e se desenvolvam, para garantir bons níveis de remoção da carga orgânica no reator. Dentre os fatores, devem ser considerados os seguintes: temperatura, pH, a presença de nutrientes e ainda outros como, as substâncias tóxicas, oscilações quantitativas e qualitativas das águas residuárias (CHERNICHARO, 1997; FORESTI, et al., 1999; METCALF e EDDY, 2003).

Pelo fato da digestão anaeróbia ser um sistema sensível devido a sua complexidade e interação entre as bactérias fermentativas e metanogênicas, há a necessidade de um controle mais rigoroso dos fatores citados anteriormente, ou seja, o grau de remoção da matéria orgânica depende de um balanço delicado do sistema ecológico (CHERNICHARO, 1997).

2.4.1.1 Temperatura

A temperatura é um fator de grande influência devido à baixa atividade das bactérias anaeróbias em temperaturas menores a 20°C, além de ser responsável pela alteração no equilíbrio iônico e na solubilidade de substratos, principalmente os lipídeos (FORESTI et al., 1999).

Portanto, garante taxas de reações biológicas ideais favorecendo o crescimento bacteriano e tornando os sistemas mais estáveis. Dessa forma a biodigestão anaeróbia pode ocorrer em três faixas de temperatura, a psicrófila (até

25°C), mesofílica (de 25 a 40°C) e termofílica (acima de 40°C), apesar da formação de metano ocorrer em uma faixa bastante ampla de 0 a 97 °C (CHERNICHARRO, 1997; BOUALLAGUI et al., 2004; EL-MASHAD et al., 2004).

Este é um dos motivos pelo qual o tratamento anaeróbio é muito mais atrativo em países de clima tropical e subtropical, visto que o aquecimento do reator em muitos casos torna-se uma medida inviável (CHERNICHARRO, 1997; METCALF e EDDY, 2003).

2.4.1.2 Potencial hidrogeniônico (pH)

Segundo Chernicharo (1997), o pH pode interferir no processo de forma direta, em que as suas variações afetam a atividade das enzimas, alterando suas estruturas protéicas, ou também, indiretamente, em que as mudanças do pH podem provocar a alteração de substâncias, aumentando a toxicidade do meio.

A maioria das bactérias se desenvolve em pH próximo à neutralidade, entre 6,5 e 7,5; sendo que as acidogênicas têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre 5,0 e 6,0, mas suportam valores mais baixos; enquanto o grupo das metanogênicas têm um crescimento ótimo em uma faixa de pH entre 6,6 e 7,4 (VIEIRA e SOUZA, 1981; CHERNICHARRO, 1997).

Silveira et al. (2007) afirmam que, na realização de seu estudo, as poucas variações de pH e temperatura que ocorreram, foram decisivas para a alta eficiência de remoção de DQO no sistema estudado.

2.4.1.3 Nutrientes

Durante o processo, alguns fatores referentes à composição dos dejetos que originaram o substrato, podem ter efeito prejudicial sobre a atividade das bactérias no interior dos biodigestores, ocasionando diminuição na geração do biogás. Dentre estes fatores, a EMBRAPA (1993) destacou a presença de amônia em concentração superior a 150 mg L⁻¹ e de metais pesados (Zn, Ni, Cr, Cu, Mn, Hg, Pb, Cd e Fe) e Na, K, Ca e Mg em alta concentração. O tratamento de esgoto sanitário doméstico e

dejetos de sistemas agropecuários, normalmente não apresentam limitações para a biodigestão, pois são formados de macro e micronutrientes (LETTINGA et al., 1996).

Assim, conforme Ramos (2008), a quantidade requerida de cada nutriente é variável e se este não atingir a concentração mínima exigida, pode limitar o crescimento dos micro-organismos, por outro lado, se a concentração exceder determinado valor, ela pode se tornar tóxica, inibindo a atividade e o crescimento bacteriano.

A quantidade necessária para o crescimento bacteriano é estimada a partir da composição química das células da biomassa, sendo que o nitrogênio e o fósforo são de grande importância para os processos biológicos, pois são os dois elementos de maior abundância na constituição da biomassa microbiana (CHERNICHARO, 1997; METCALF e EDDY, 2003).

2.4.1.4 Tempo de retenção hidráulica

O tempo de retenção hidráulica é de fundamental importância por estar diretamente relacionado com a velocidade do processo de digestão anaeróbia, o que por sua vez, depende do tamanho do reator (CHERNICHARO, 1997).

Os valores muito baixos de TRH podem prejudicar o funcionamento do sistema em relação aos seguintes aspectos: perda excessiva de biomassa; redução do tempo de residência celular (idade do lodo); possibilidade de falha do sistema, uma vez que o tempo de permanência de biomassa pode ser inferior ao tempo de crescimento, impossibilitando que se estabeleça uma população estável (BEZERRA, 1998; MEDEIROS FILHO, 2000).

2.4.2 Biogás

O biogás é um excelente subproduto para agregar valor na reciclagem de resíduos por biodigestão anaeróbia. Seu aproveitamento para geração de energia elétrica ocasiona uma redução no potencial de poluição do meio ambiente, uma vez que é composto por uma acentuada concentração, entre 55 e 75%, de gás metano (CH_4), que é cerca de 24 vezes superior ao dióxido de carbono (CO_2), no que se

refere ao efeito estufa. Ainda existem traços de diversos outros gases, como nitrogênio, oxigênio, hidrogênio e gás sulfídrico, que confere ao gás o ligeiro odor de ovo podre. Segundo Nogueira (1986), a variação de composição se dá de acordo com o material adicionado no biodigestor.

Como o metano apresenta o poder calorífico inferior (PCI) de cerca de 5500 kcal/m³, o biogás pode ser utilizado na produção de gás combustível, para fins domésticos, rurais, industriais (CARIOCA e ARORA, 1984) ou até, ser simplesmente queimado, para reduzir o efeito estufa causado pelo metano e os danos causados à atmosfera, pela formação de monóxido de carbono em presença de luz.

Portanto, o biogás constitui uma alternativa de energia renovável para o país, já que contribui à melhoria do balanço energético dos sistemas de esgotamento sanitário (CENBIO, 2001). A sua utilização não traz somente benefícios econômicos devido à redução dos gastos com combustíveis, como também traz ganhos ambientais por meio da troca de um combustível não renovável por um renovável e redução da contribuição da atividade para o aquecimento global, pela queima dos gases considerados de maior poder nocivo (JEONGSIK et al., 2003). De acordo com o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto referente a 2007, a energia elétrica no setor de saneamento correspondeu a 2% do total consumido no país (SNIS, 2009).

Para utilizá-lo como combustível, seja em motores, turbinas a gás ou microturbinas, é necessário identificar sua vazão, composição química e poder calorífico, parâmetros que determinam o real potencial de geração de energia elétrica, além de permitir dimensionar os processos de pré-tratamento, como a remoção de H₂S (ácido sulfídrico) e da umidade (COELHO et al., 2006).

A presença de vapor d'água, CO₂ e gases corrosivos no biogás *in natura*, prejudicam a viabilização de seu armazenamento e produção de energia, assim como a necessidade de pressões elevadas para o seu envasamento. Equipamentos mais sofisticados, a exemplo de motores de combustão interna, têm vida útil extremamente reduzida. A remoção de água, gás sulfídrico e outros elementos através de filtros e dispositivos de resfriamento, condensação e lavagem é imprescindível para a viabilidade de uso a longo prazo (KUNZ et al., 2005).

Dessa forma, fez-se necessário o desenvolvimento de tecnologias de conversão, sendo essa tecnologia o processo que transforma um tipo de energia em

outro. Nesse caso a energia química contida em suas moléculas é convertida em energia mecânica por um processo de combustão controlada. Essa energia mecânica ativa um gerador que a converte em energia elétrica (COELHO et al., 2006).

2.4.2.1 Programas de incentivos governamentais

Alves (2000) conceitua o efeito estufa como “a capacidade que tem a atmosfera terrestre de absorver radiação infravermelha”. Ao atingir a terra, a maior parte da energia solar é absorvida e aquece o planeta, o restante é refletido pela superfície e pela atmosfera. Alguns gases presentes na atmosfera têm a capacidade de conservar a radiação solar criando um envoltório ao redor da terra. São os chamados gases de efeito estufa (GEE), destacando-se o vapor d’água e outros gases de ação antrópica, tais como, CH_4 , resultado da queima de combustíveis fósseis, N_2O , resultado de atividades bacterianas no solo, e CFC, empregados em aerossóis, refrigeradores e embalagens plásticas.

Para Costa (2006), o CO_2 é reconhecido como o principal gás de efeito estufa, por isso, a emissão excessiva de poluentes, sobretudo pela queima de combustíveis fósseis, agrava o efeito estufa e, conseqüentemente, as mudanças climáticas. Segundo Alves (2000), é mais caro o custo de recuperação do CO_2 em relação aos demais gases, portanto, recomenda o aproveitamento do metano liberado na digestão da matéria orgânica como forma de reduzir a emissão. Para o setor de saneamento, por exemplo, representa recurso energético e redução de custos.

A partir da análise de Costa (2006), entende-se que não há restrições ambientais quanto a conversão do biogás em energia elétrica, apenas benefícios na utilização de uma fonte limpa e renovável, como a mitigação da emissão de gases efeito estufa responsáveis pelo aquecimento global. A simples queima do biogás converte o CH_4 em CO_2 e minimiza o impacto, entretanto, é um desperdício de potencial energético.

Conforme elucida Simão (2006), o Protocolo de Quioto, criado em 1997 e instituído em 2005, comprometeu os países industrializados a reduzirem as emissões de GEE por meio de metas que determinaram a redução de 5,2% no

período de 2008 a 2012, cujo marco referencial foi fixado no índice global de 1990. Os países subdesenvolvidos e em desenvolvimento, pela industrialização tardia, ficaram isentos do compromisso. Para estes, recomendou-se a implantação de projetos voltados ao Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL).

Portanto, o uso de biodigestores, pela sua capacidade de reduzir a emissão de metano para a atmosfera, é incentivado como um dos mecanismos de desenvolvimento limpo (MDL), por permitir aos países desenvolvidos ou em desenvolvimento comercializarem os créditos de carbono obtidos com os projetos sustentáveis. Silva et al. (2012) ao avaliarem a implementação de um projeto de MDL na estação de tratamento de esgoto Brasília Norte por meio de mínimas modificações e otimização de parâmetros operacionais, concluíram que para a captura do metano se fazia necessário a substituição do sistema de tratamento aeróbio de efluente ou lodo por sistema anaeróbio com captura e queima de metano. Por fim, empregaram alternativas de aproveitamento do metano diferentes da queima, podendo ser aplicadas como soluções à geração direta de energia elétrica, a geração de energia elétrica após tratamento e armazenamento do biogás.

Com a realidade do desenvolvimento tecnológico de pequenas unidades de geração elétrica, baseadas em fontes renováveis alternativas de energia com redução nos custos, a liberação do mercado de eletricidade, facilidade de financiamento, possibilidade de instalação junto aos mercados consumidores e menor tempo de implantação são fatores que favorecem a expansão da geração distribuída, abrindo mercado para estas fontes. No Brasil, o Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia (Proinfa), criado com base na Lei nº 10.438/02 (MME, 2005), tem como objetivo o aumento da participação da energia elétrica gerada por produtores independentes autônomos a partir de diversas fontes, entre elas a biomassa.

Por fim, ainda mais recente, durante a 15ª Conferência das Partes (COP-15), o governo brasileiro divulgou o seu compromisso voluntário de redução entre 36,1 a 38,9% das emissões de GEE projetadas para 2020, estimando o volume de redução em torno de um bilhão de toneladas de CO₂ equivalente (CO₂ eq).

Esses compromissos foram ratificados no artigo 12 da Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009, que institui o Programa Nacional de Mudanças Climáticas

(PNMC) e em apenas um ano foi regulamentado pelo Decreto nº 7.390 de 2010. Esta política prevê que o Poder Executivo estabeleça planos setoriais de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas visando à consolidação de uma economia de baixo consumo de carbono em vários setores, como o da agricultura. Para o setor da agricultura ficou estabelecida a constituição do “Plano para consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura – Plano ABC”.

2.4.3 Biofertilizante

O biofertilizante, também é um subproduto do processo com valor agregado pelo seu poder fertilizante. O efluente do biodigestor apresenta potencial de utilização como adubo orgânico e pode ser utilizado para irrigação.

Segundo CAEEB (1981) as vantagens ao aplicar o fertilizante ao solo são diversas, tais como, a melhora da estrutura do solo, especialmente em argilas, devido ao conteúdo de matéria orgânica do resíduo que resulta em uma capacidade de retenção de umidade maior; permite maior penetração de ar com conseqüente estímulo à oxidação da matéria orgânica pelos organismos do solo. Também é responsável pela introdução de grande número de bactérias e protozoários, podendo resultar em aumento da velocidade de decomposição, o que torna os nutrientes mais rapidamente assimiláveis pelas plantas. E, por fim, ainda introduz certos minerais necessários ao crescimento das plantas.

Oliveira (1993) descreve que o efluente possui alta concentração de matéria orgânica solúvel ou insolúvel, portanto requer tratamento antes de ser descartado em rios. Corroborando tal informação, Kunz et al. (2005) elucidam que este subproduto, ao passar pelo biodigestor, perde carbono na forma de metano e CO₂ (diminuição na relação C/N da matéria orgânica), o que melhora as condições do material para fins agrícolas em função do aumento da mineralização de alguns nutrientes.

Portanto, quando respeitado o TRH (tempo de retenção hidráulica) ideal, o biofertilizante encontra-se estabilizado e disponível para ser disposto no solo sem riscos ambientais. Porém deve-se dar atenção para as quantidades dispostas, desde

que seja em condições controladas, a percolação não causa danos e seu efeito é benéfico (SILVA, 2009).

Deve-se salientar novamente que o lançamento indiscriminado de dejetos não tratados em rios, lagos e no solo pode provocar doenças como as verminoses, trazer desconforto à população como proliferação de insetos e mau cheiro e, ainda, provocar impactos ao ambiente como a morte de peixes e animais, toxicidade em plantas e eutrofização dos cursos d'água (BLEY JUNIOR, 1997).

2.4.3.1 Legislação ambiental

O Brasil possui muitas de suas legislações ambientais comparáveis às mais modernas e criteriosas de países expoentes em políticas de conservação de recursos naturais. A Resolução CONAMA nº 357 foi embasada em parâmetros e padrões de qualidade de água em legislações do Canadá, Estados Unidos, Austrália, Comunidade Européia e OMS. Regulamenta o descarte de efluentes sobre corpos d'água limitando a carga poluidora lançada de acordo com o tipo de uso estabelecido para a água do corpo receptor (classe da água) (BRASIL, 2005).

Portanto, no caso do esgoto tratado, a sua disposição final foi regulamentada pelo CONAMA 357/05 e pelas leis Federais 9.433/97 e 9.605/98, que estabelecem as condições, parâmetros, padrões máximos de lançamento de efluentes; o resíduo tratado de qualquer fonte poluidora somente poderá ser lançado diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam as suas condições, padrões e exigências; assegura sanções de acordo com o impacto ambiental gerado pelo efluente lançado.

Assim fica fixado que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente nos corpos d'água, com a concentração de N-amoniaco de no máximo de 20 mg L⁻¹. Embora não haja restrição quanto ao fósforo nos efluentes, determina-se que nas águas doces o teor máximo de fosfato deve ser de 0,025 mg L⁻¹ de P (CALLADO e FORESTI, 2000).

2.5 Organismos patogênicos

O homem é o hospedeiro definitivo e específico de várias espécies de helmintos, possibilitando que se desenvolvam, atinjam a maturidade e se instalem comumente no intestino. Já que esses organismos patogênicos têm capacidade de sobrevivência em esgotos, o reuso na agricultura deve ser realizado com restrições (GOOBI, 2010).

As infecções causadas por helmintos estão entre os mais frequentes agravos infecciosos no mundo. Estima-se que o número de infectados seja de aproximadamente 3,5 bilhões de pessoas. A cada ano acontecem cerca de 60.000 óbitos decorrentes das infecções por *Ascaris lumbricóides* (WHO, 1996).

A prática destinada ao reuso de águas residuárias para fins agrícolas deve também ser avaliada quanto ao aspecto sanitário, dentre eles a presença de ovos de helmintos (METCALF e EDDY, 2003) uma vez que representam riscos potenciais à saúde humana e animal. No Brasil, contudo, não existem normas específicas que estabeleçam parâmetros parasitológicos para reuso de água de qualidade inferior. Assim, devem ser seguidas as diretrizes da Organização Mundial da Saúde (1992).

Santos et al. (2012) analisaram a presença e os riscos potenciais, de acordo a OMS, dos parasitos intestinais de importância sanitária no esgoto tratado em duas estações de tratamento no Município de Piracicaba, São Paulo. A média de ovos de helmintos durante um ano de estudo nas ETEs Cecap e Piracicamirim foi de 3,78 e 0,89 ovos L⁻¹, respectivamente. Portanto, ambos atendiam às condições de reuso, entretanto para categoria “C” o efluente da estação Cecap e categorias A e B na estação Piracicamirim.

Zerbini e Chernicharo (2001) estudaram por um período de 250 dias o tratamento de água residuária humana em reator anaeróbio, UASB, e observaram que nas amostras de esgoto bruto foram encontrados valores de ovos de helmintos que usualmente estiveram abaixo de 50 ovos L⁻¹, porém com muitas oscilações ao longo da pesquisa, entre 240 e 5 ovos L⁻¹. No efluente do reator UASB foram obtidas contagens bem mais reduzidas, frequentemente abaixo de 15 ovos L⁻¹, variando entre 39 e 2 ovos L⁻¹.

2.6 Micro-organismos indicadores

Os micro-organismos indicadores vêm sendo utilizados na avaliação da qualidade microbiológica tanto da água, como de afluentes e efluentes resultantes do tratamento anaeróbio. São grupos ou espécies de micro-organismos que, quando presentes, podem fornecer informações sobre a ocorrência de contaminação de origem fecal e também sobre a provável presença de patógenos (FRANCO e LANDGRAF, 2003). Os coliformes podem indicar a presença de poluição fecal de origem humana ou animal, sendo que *Escherichia coli* indica a ocorrência recente da contaminação (LOPES e AMARAL, 2008).

Dessa forma, o indicador ideal deve preencher alguns requisitos, dentre os quais são destacados por FRANCO e LANDGRAF (2003) como a presença de um habitat exclusivo no trato intestinal do homem e de outros animais; a ocorrência em número elevado nas fezes; a alta resistência ao ambiente extraentestinal; ser detectado por meio de técnicas rápidas, simples e precisas.

Calijuri et al. (2009) ao avaliarem o tratamento de esgotos sanitários em sistemas conjuntos anaeróbio-aeróbio durante 19 meses observaram o elevado potencial de remoção para coliformes, embora tenham ocorrido amplas variações ao longo do período de operação.

2.6.1 Coliformes totais

Este grupo é composto por bactérias da família *Enterobacteriaceae*, que podem ser responsáveis por uma variedade de doenças principalmente infecções intestinais (MURRAY, 2000; TORTORA, 2000). Os Coliformes totais são bacilos gram-negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, não esporogênicos, oxidase-negativos capazes de fermentar lactose com produção de gás, quando incubados a 35-37°C, por 24 - 48 horas (CONTE et al., 2004).

Pertencem a este grupo predominantemente, bactérias dos gêneros *Escherichia*, *Enterobacter*, *Citrobacter* e *Klebsiella*. Destas, apenas a *Escherichia coli* tem como habitat primário o trato intestinal do homem e animais. Os demais, *Enterobacter*, *Citrobacter* e *Klebsiella*, além de serem encontrados nas fezes,

também estão presentes em outros ambientes como vegetais e solo, onde persistem por tempo superior ao de bactérias patogênicas de origem intestinal como *Salmonella* e *Shigella*. Conseqüentemente, sua presença não indica, necessariamente, contaminação fecal recente ou ocorrência de enteropatógenos (FRANCO e LANDGRAF, 2003).

2.6.2 Coliformes termotolerantes

As bactérias pertencentes a este grupo correspondem aos Coliformes totais que apresentam a capacidade de continuar fermentando lactose com produção de gás, quando incubadas à temperatura de 44,5 °C, por 24 horas. Nessas condições, ao redor de 90% das culturas de *Escherichia coli* são positivas, enquanto entre os demais gêneros, apenas algumas cepas de *Enterobacter* e *Klebsiella* mantêm essa característica (SILVA et al., 2000; FRANCO e LANDGRAF, 2003).

A *Escherichia coli* é a espécie predominante entre os diversos micro-organismos anaeróbios facultativos que fazem parte da microbiota intestinal do homem e de animais. Este micro-organismo pertencente à família *Enterobacteriaceae* tem como suas principais características: bastonetes gram-negativos, não esporulados, capazes de fermentar lactose com produção de gás (SILVA et al., 2000).

O uso da bactéria Coliforme termotolerante para indicar poluição sanitária mostra-se mais significativo que o uso da bactéria Coliforme total, em função da sua restrição ao trato intestinal de animais de sangue quente. A determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicador da possibilidade da existência de micro-organismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica (BARCELLOS et al., 2006).

Os Coliformes termotolerantes distintos de *E. coli*, podem originar-se de águas enriquecidas organicamente como, por exemplo, de efluentes industriais ou de materiais vegetais e solo em decomposição. Por esta razão, o termo mais apropriado é termotolerantes e não coliformes fecais (WHO, 1996).

Silva et al. (2012) atingiram níveis de diminuição favorável ao estudar o potencial de redução de *E. coli* no efluente gerado de um biodigestor anaeróbio

abastecido com 50% de resíduo humano e 50% suíno com tempo de retenção de 25 dias e avaliaram a possibilidade de aplicação como fertilizante agrícola.

2.7 Demanda química de oxigênio

A Demanda química de oxigênio (DQO) é um parâmetro que diz respeito à quantidade de oxigênio consumido por materiais e por substâncias orgânicas e minerais, que sofrem uma oxidação drástica sob condições definidas (JARDIM e CANELA, 2004).

O uso de água para irrigação com altos valores de DQO prejudica o crescimento de plantas, especialmente em solos pobres. Pode reduzir também os níveis de oxigênio, afetando assim a sobrevivência dos organismos aquáticos. Desta maneira, a sua diminuição pode informar a respeito da eficiência da degradação da carga orgânica presente ou da biodegradabilidade do afluente.

Torna-se de extrema importância, no caso do efluente doméstico e industrial, estimar o seu potencial poluidor, assim como o impacto dos mesmos sobre os corpos d'água e solos.

Abreu e Zaiat (2008) ao compararem o potencial de redução de DQO, em um reator exclusivamente anaeróbio com tempo de retenção de 10 horas e posteriormente um anaeróbio-aeróbio com tempo de retenção de 12 horas (6 horas em cada etapa), evidenciaram a importância do pós-tratamento aeróbio na remoção da parcela de matéria orgânica não removida em tratamento unicamente anaeróbio.

Aisse et al. (2000) também concluíram que há a necessidade de se realizar um pós-tratamento aeróbio para obter melhores resultados na redução da DQO, atendendo assim a legislação brasileira no que diz respeito ao descarte de efluente em corpos d'água.

2.8 Macronutrientes

2.8.1 Nitrogênio

O nitrogênio é tido como um macronutriente, pois depois do carbono, é o

elemento exigido em maior quantidade pelas células vivas. Quando descarregados nas águas naturais conjuntamente com o fósforo e outros nutrientes presentes nos despejos provocam o enriquecimento do meio tornando-o mais fértil, sendo responsáveis, muitas vezes, pela proliferação de algas nos ambientes aquáticos, definido como eutrofização (VON SPERLING, 1998; PIVELI e KATO, 2006). As águas residuárias de um modo geral, principalmente as de origem urbana e das atividades pecuárias, apresentam níveis consideráveis de nitrogênio (OLIVEIRA, 1993).

Estes crescimentos exagerados de populações de algas podem trazer prejuízos ao uso que possa ser feito dessas águas, acometendo seriamente o abastecimento público ou causando poluição por morte e decomposição. O controle da eutrofização, por meio da redução do aporte de nitrogênio é comprometido pela multiplicidade de fontes, algumas muito difíceis de serem controladas. Por isso, deve-se investir preferencialmente no controle das fontes de fósforo (PIVELI e KATO, 2006).

Nos reatores biológicos das estações de tratamento de esgotos, o carbono, o nitrogênio e o fósforo têm que estar em proporções adequadas para possibilitar o crescimento celular sem limitações nutricionais. Com base na composição das células dos micro-organismos que formam parte dos tratamentos, costuma-se exigir uma relação DQO:N:P de pelo menos 350:7:1 em reatores anaeróbios. Deve ser notado que estes critérios nutricionais podem variar de um sistema para outro, principalmente em função do tipo de substrato (PIVELI e KATO, 2006).

2.8.2 Fósforo

Assim como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, ou seja, é um dos chamados macronutrientes, por ser exigido também em grandes quantidades pelas células. Nesta qualidade, torna-se parâmetro imprescindível em programas de caracterização de efluentes industriais que se pretende tratar por processo biológico. Os esgotos sanitários no Brasil apresentam, tipicamente, concentração de fósforo

total na faixa de 6 a 10 mg, não exercendo efeito limitante sobre os tratamentos biológicos (PIVELI e KATO, 2006).

Na água o fósforo é representado principalmente nas seguintes formas: ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. A importância do fósforo associa-se principalmente aos seguintes aspectos: é um nutriente essencial para o crescimento dos micro-organismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica; para o crescimento de algas, podendo por isso, em certas condições, conduzir a fenômenos de eutrofização de lagos e represas (VON SPERLING, 1998).

Encontram-se na literatura inúmeras pesquisas sobre o potencial de redução tanto do fósforo como do nitrogênio em tratamentos anaeróbios ou ainda aliado ao pós-tratamento em sistemas aeróbios de águas residuárias humanas. Calijuri et al. (2009) estudaram a eficiência e o potencial de remoção dos nutrientes no tratamento de esgotos sanitários em sistemas de reatores UASB/*wetlands*; Silva et al. (2012) avaliaram física e quimicamente o efluente gerado em biodigestor anaeróbio para aplicação como fertilizante agrícola; Gaspar et al. (2005) operaram uma unidade piloto de lodos ativados para o tratamento de esgoto doméstico pré-tratado por processo anaeróbio em reator UASB, visando a remoção de nitrogênio e fósforo; Moura et al. (2011) analisaram o desempenho de um sistema para tratamento de esgoto doméstico visando o aproveitamento do efluente em áreas rurais do semiárido brasileiro.

Com base no exposto fica evidenciada a importância do tratamento de resíduo, seja ele animal ou humano, de maneira eficiente. Dessa forma as características poluidoras dos dejetos tornam-se uma fonte potencial para substituição com caráter fertilizante, importante para a recuperação do solo ou ainda evitando a contaminação de corpos d'água, e energético, possibilitando a mitigação da emissão de gases de efeito estufa. Portanto, configura-se como uma ferramenta capaz de possibilitar a sustentabilidade em vários setores da produção ou ainda doméstico.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição do local

As amostras utilizadas foram coletadas no final da rede coletora e no sistema de tratamento, com biodigestor tubular e lagoa, da Cooperativa dos Plantadores de Cana do Oeste do Estado de São Paulo - Copercana, situada nas coordenadas geográficas: 21°09'59" S; 47°59'45" W e altitude média de 579 metros.

O clima no Município de Sertãozinho, segundo a classificação de Köppen é Aw. Caracteriza-se por ser tropical de altitude, com períodos de seca e chuva, com precipitação pluvial anual de 1.426,80 mm, temperatura média anual de 22°C e umidade relativa média anual de 71%.

As análises experimentais foram realizadas no Laboratório de Biodigestão Anaeróbia do Departamento de Engenharia Rural e no Departamento de Medicina Veterinária Preventiva e Reprodução Animal pertencentes à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, da Universidade Estadual Paulista/Unesp - Câmpus de Jaboticabal, situado nas coordenadas geográficas: 21°14'05" S; 48°17'09" W e altitude média de 615,01 metros.

3.2 Caracterização da rede coletora e do biodigestor

A rede coletora da cooperativa Copercana é composta por tubulações e caixas de passagem, as quais conduzem o esgoto até caixa de recepção interligada a um biodigestor tubular contínuo seguido de lagoa, que estão em funcionamento há cinco anos. Para este tratamento não é realizada a segregação das águas cinza e negra, sendo composto pelos sanitários, lavatórios e pias do departamento administrativo, armazém de defensivos, laboratório de solo, unidade industrial, laboratório de amendoim e borracharia, que atende uma equipe de 150 funcionários. Vale ressaltar que nos laboratórios os reagentes são descartados na pia e a cooperativa não possui refeitório.

A rede de esgoto é totalmente canalizada, sem contribuição de águas pluviais, e o sistema de tratamento é constituído por uma caixa de entrada (Figura 1)

e sucessivamente para uma câmara de fermentação subterrânea revestida com material impermeabilizante (Figura 2). A câmara possui uma cobertura superior de PVC para reter o biogás produzido (Figura 3). Por fim, o efluente é conduzido para caixa de saída que por tubulações segue para uma lagoa de estabilização (Figura 4). O registro para saída do biogás fica ao lado da câmara de fermentação e possui válvula para alívio de pressão (Figura 5). Para conversão do biogás em energia elétrica foi implantado um sistema de grupo gerador com motobomba de 11 cv, com partida manual, 3600 rpm e vazão máxima de 30 m³/h.



Figura 1. Caixa de entrada da rede de esgoto da Copercana, Sertãozinho - SP.



Figura 2. Câmara de fermentação subterrânea revestida com material impermeabilizante.



Figura 3. Câmara de fermentação com cobertura superior de lona de PVC para retenção do biogás.



Figura 4. Lagoa de estabilização.



Figura 5. Registro e válvula de alívio para saída do biogás.

As medidas do biodigestor são compostas por base menor de 6,54 m, base maior de 10 m e profundidade do reator de 2,30 m, perfazendo um volume total de aproximadamente 152 m³. As caixas de entrada e saída têm capacidade para 392 L cada uma. A vazão média analisada no período de quatro meses foi de 240 L h⁻¹, portanto o TRH do biodigestor é de 25 dias.

3.3 Ensaio preliminar

Para dar início ao experimento fez-se necessária a realização de um ensaio preliminar às análises de biodigestão, que visava determinar e caracterizar quantitativamente os ovos de helmintos por meio da metodologia de Bailenger modificada (AYRES e MARA, 1996), originando a metodologia atualmente recomendada pela Organização Mundial da Saúde em águas residuárias brutas e tratadas, para reuso na agricultura. Este método foi escolhido em função de sua simplicidade e baixo custo.

Foram realizados dois ensaios, durante o mês de Agosto de 2012, correspondente a 6 coletas compostas de 10 L de amostra para cada ponto (afluente, efluente e lagoa). A primeira etapa, de sedimentação, com duração de 24 horas, e a segunda de centrifugação foram desenvolvidas no Laboratório de Biodigestão Anaeróbia. Por fim, as amostras foram encaminhadas ao Departamento de Medicina Veterinária Preventiva e Reprodução Animal para a fase final, de flutuação.

Resumidamente, o Método Bailenger Modificado (AYRES e MARA, 1996) - de centrífugo-flutuação - consiste em lavar o sedimento contendo os ovos de helmintos em solução tampão aceto-acética pH 4,5 e éter, separando em fases distintas e finalmente suspender novamente o sedimento em solução de sulfato de zinco a 30%. Ao final do procedimento, observa-se a suspensão em câmara de McMaster.

Entretanto, visto a exiguidade de ovos de helmintos tanto no afluente como no efluente e lagoa, as análises parasitológicas foram suspensas antes do término do experimento.

3.4 Ensaio de biodigestão anaeróbia

O ensaio de biodigestão anaeróbia teve duração de dezoito semanas, com início em Agosto e término em Dezembro de 2012, perfazendo um total de quatro meses. Convencionou-se o intervalo entre as amostragens em sete dias, preferencialmente às quartas-feiras, visando ter uma contribuição de água residuária mais semelhante possível no momento da coleta. Com exceção para a determinação da vazão que foi realizada mensalmente.

Neste ensaio foram realizadas as determinações da vazão, dos Coliformes totais e C. termotolerantes, DQO, pH e macronutrientes (N e P). Para a caracterização qualitativa do biogás avaliou-se, principalmente, os teores de metano e dióxido de carbono.

As coletas eram realizadas em duplicata totalizando 108 amostras de afluente, efluente e lagoa, com o auxílio de recipientes de vidro de 500 mL devidamente autoclavados e identificados. Posteriormente, as amostras eram mantidas refrigeradas com gelo reutilizável em caixa isotérmica e transportadas ao Departamento de Engenharia Rural, da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Câmpus Jaboticabal.

3.4.1 Determinação da vazão

A determinação da vazão foi realizada uma vez ao mês, totalizando quatro medições durante todo o experimento, com o auxílio de um recipiente graduado para cinco litros sustentado por uma corda presa em cada extremidade da lagoa. A medida foi realizada na saída do biodigestor, a cada 15 minutos em um período de 12 horas. Para quantificação no total de 24 horas, estimou-se a vazão da noite e madrugada, visto que durante esse período não havia funcionários na cooperativa.

3.4.2 Ensaio microbiológico

O ensaio microbiológico foi realizado para avaliar a eficiência do sistema no processo de redução dos micro-organismos indicadores de contaminação fecal

(Coliformes totais e *C. termotolerantes*). As análises foram realizadas por meio da técnica de tubos múltiplos (APHA; AWWA; WEF, 2005).

As diluições decimais das amostras foram inoculadas em séries de tubos contendo meio líquido seletivo. Portanto, os tubos foram positivos quando tiveram produção de gás de fermentação. O método do NMP permite calcular o número de um micro-organismo utilizando tabelas de probabilidade.

Durante o experimento, o ensaio microbiológico foi constituído de 2 etapas:

- Teste presuntivo;
- Teste confirmativo.

Todo o processo tinha início com a autoclavagem dos recipientes de vidro (500 mL) a 120°C por 20 min., que posteriormente eram acondicionados em caixa isotérmica com gelo reciclável, e com o preparo dos meios de cultura para inoculação da amostra.

As coletas eram realizadas em duplicata da seguinte forma:

- Afluente (A_1 e A_2);
- Efluente (E_1 e E_2);
- Lagoa (L_1 e L_2).

Finalmente, os recipientes eram novamente armazenados em caixa isotérmica e transportados para o Laboratório de Biodigestão Anaeróbia, da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, câmpus Jaboticabal, para o início das análises em período não superior a 24 horas (APHA; AWWA; WEF, 2005).

Foi diluído 1 mL do afluente (A_1 e A_2), efluente (E_1 e E_2) e lagoa (L_1 e L_2) em 10 tubos (10^{-1} a 10^{-10}) contendo 9 mL de solução de água peptonada cada, utilizada para aumentar o número de bactérias presentes na parcelada qual se quer analisar. As diluições eram realizadas de forma decimal seriada, ou seja, retirou-se apenas 1 mL da amostra coletada que foi adicionada no tubo 10^{-1} ; para o tubo seguinte era retirado 1 mL da diluição anterior para até atingir o diluição desejava (10^{-10}).

3.4.2.1 Teste presuntivo

Partindo de diluições entre 10^{-1} a 10^{-10} de água peptonada, foram pipetadas alíquotas de 1 mL de diluição nas respectivas triplicatas de tubos contendo 9 mL de

caldo de Lauril Sulfato Triptose (LST) cada, com tubo de Durhan invertido, homogeneizados e incubados a 35°C em estufa por 48 horas.

Ao final deste, foi possível a observação ou não da produção de gás nos tubos de Durhan e turvação. As três últimas diluições positivas foram novamente incubadas para o teste confirmativo, já os negativos e os positivos remanescentes foram descartados.

3.4.2.2 Teste confirmativo

3.4.2.2.1 Coliformes totais

A partir dos tubos de LST com produção de gás e turvação (prova presuntiva positiva) transferiu-se, com o auxílio de uma alça de níquel-cromo, porções de cultura para os tubos contendo 7 a 10 mL de Caldo Lactosado Bile Verde Brilhante (CLBVB) com tubos de Durhan invertidos. Estes foram incubados a 35°C por 24 a 48 horas.

Para realização do cálculo com base no número mais provável de coliforme (NMP 100 mL⁻¹) foram consideradas as três últimas diluições positivas, para os respectivos pontos analisados (afluente, efluente e lagoa), como prova confirmatória para Coliformes totais.

Dessa maneira, ao final do experimento, foi possível avaliar a eficiência de redução (%) de indicadores de contaminação por Coliformes totais em relação do afluente para efluente, afluente para lagoa e efluente para lagoa.

3.4.2.2.2 Coliformes termotolerantes

A partir dos tubos de caldo LST com resultados positivos transferiu-se uma alçada para os tubos contendo 7 a 10 mL de caldo EC com tubos de Durhan invertidos. Foram incubados em banho-maria a 44,5°C durante 24 horas, sendo a turvação e a produção de gás a prova considerada positiva para a presença de *E. coli*, dessa forma os resultados foram expressos em Número Mais Provável (NMP100 mL⁻¹) de Coliformes termotolerantes.

Portanto, assim como para C. totais, para a realização do cálculo foram consideradas as três últimas diluições positivas, para os respectivos pontos analisados (afluente, efluente e lagoa), e ao final do experimento foi possível avaliar a eficiência de redução (%) de indicadores de contaminação por Coliformes termotolerantes em relação do afluente para efluente, afluente para lagoa e efluente para lagoa.

3.4.3 Demanda química de oxigênio (DQO)

Para determinação dos valores da DQO as amostras foram submetidas ao método colorimétrico e digestão com refluxo fechado em tubos de cultura, empregando-se espectrofotômetro modelo DR/2000 e bloco digestor para DQO, ambos da HACH. As medidas de DQO foram realizadas em triplicata a partir das amostras de afluente, efluente e lagoa, e mantidas armazenadas por um período de 7 dias, segundo APHA (2005).

Para a realização do teste, a amostra foi digerida em meio ácido com Dicromato de Potássio ($K_2Cr_2O_7$), a $150^\circ C$ durante duas horas. Observou-se que a maior absorvância adotada para determinação da DQO, foi no comprimento de onda de 435 nm, portanto este comprimento foi utilizado como padrão durante todo o período do desenvolvimento do experimento.

3.4.4 Determinação do potencial hidrogeniônico

Este parâmetro foi medido em duplicata utilizando-se peagâmetro digital, devidamente calibrado. Para tanto, foram utilizadas as mesmas amostras destinadas à determinação de nitrogênio.

3.4.5 Nitrogênio

A digestão sulfúrica foi realizada em duplicata a partir de amostras líquidas contendo 20 mL. Utilizou-se o bloco digestor para promover a digestão total da matéria orgânica com 4 mL ácido sulfúrico (H_2SO_4) e uma parcela de mistura

digestora sólida composta por uma proporção de 10:1 g de sulfato de sódio (Na_2SO_4) e sulfato de cobre penta hidratado ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$). O processo teve duração, em média, de 3 horas, com a temperatura inicial de 50°C elevando-se gradualmente a cada meia hora até atingir 350°C .

Com o extrato obtido foi possível determinar os teores de nitrogênio realizado por meio da utilização do destilador micro-Kjeldahl, cujo princípio baseia-se na transformação do nitrogênio amoniacal (NH_4) $_2\text{SO}_4$ em amônia (NH_3), a qual é fixada pelo ácido bórico e posteriormente titulada com H_2SO_4 até nova formação de (NH_4) $_2\text{SO}_4$, na presença do indicador ácido/base, conforme metodologia descrita por Silva (1981).

3.4.6 Fósforo

Realizou-se a análise por meio da digestão líquida a partir de 20 mL de amostra e 6 mL da mistura digestora. Utilizou-se o bloco digestor para realização da digestão ácida Nítrico-Perclórica, que digere totalmente a matéria orgânica a base de ácido nítrico (HNO_3) e ácido perclórico (HClO_4), segundo metodologia descrita pela APHA (1998). O processo teve duração, em média, de 4 horas, com início da temperatura a 50°C e término em 200°C , aumentando gradualmente 50°C a cada hora. Com o extrato obtido foi possível determinar os teores de fósforo em mg L^{-1} , segundo Bataglia et al. (1983).

Determinaram-se os teores de fósforo pelo método colorimétrico em espectrofotômetro HACH modelo DR-2000. O método baseia-se na formação de um composto amarelo do sistema vanadomolibdofosfórico em acidez de 0,2 a 1,6N, a cor foi avaliada em espectrofotômetro, determinando-se assim a concentração de fósforo das amostras, por meio da utilização de uma reta padrão traçada previamente a partir de concentrações conhecidas, entre 0 e $32 \mu\text{g de P mL}^{-1}$. Os padrões foram preparados conforme metodologia descrita por Malavolta et al. (1991).

3.5 Determinação da composição do biogás

As análises de composição do biogás produzido foram realizadas para avaliação dos teores de metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂), sendo colhidas com auxílio de seringas de plástico adaptadas de 100 mL de volume e as suas determinações feitas a partir de um cromatógrafo de fase gasosa GC-2001, equipado com as colunas Porapack Q, Peneira Molecular 5 A e detector de condutividade térmica, utilizando o hidrogênio como gás de arraste.

A calibração do equipamento foi feita com o gás padrão que contém metano, dióxido de carbono, oxigênio e nitrogênio. Os percentuais dos gases que compunham o biogás produzido foram determinados com o auxílio de um integrador processador acoplado ao cromatógrafo.

3.6 Análise estatística

Utilizou-se o programa SAS[®] (SAS, 2002) para análise dos dados e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Determinação de ovos de helmintos

Após sucessivas análises parasitárias não foi observada a presença de ovos de helmintos em qualquer uma das amostras, tanto da entrada como saída e lagoa. Acredita-se que esse fator pode ter ocorrido em função do baixo teor de matéria orgânica no esgoto bruto ou ainda da possibilidade desses ovos terem sedimentado na câmara de fermentação, local este ao qual não se teve acesso. Aliado a essas condições considera-se que o acesso dos funcionários a exames básicos periódicos e programas de desverminação também tenham influenciado na ausência de ovos.

Carrijo e Biondi (2008) encontraram uma variação grande na quantidade de ovos de helmintos no esgoto humano pós-tratamento anaeróbio, indicando a necessidade de o lodo de esgoto receber tratamentos complementares.

Paulino et al. (2001), ao determinarem a prevalência e a viabilidade de ovos de helmintos presentes no lodo e em esgoto submetido ao tratamento anaeróbio em estações de tratamento de esgoto na região metropolitana de Curitiba - Paraná, observaram que a redução da viabilidade variou de 59,7 a 93%. Segundo os autores, a eficiência do processo depende do tempo e da temperatura, e ainda, corroborando a avaliação feita por Carrijo e Biondi (2008), foi sugerido que novos tratamentos fossem necessários para a utilização do lodo produzido por digestão anaeróbia para o reuso na agricultura.

Portanto, neste caso sugere-se a possibilidade de estudos futuros deste lodo contido na parte inferior do biodigestor para determinação quantitativa dos ovos de helmintos e a sua viabilidade.

4.2 Vazão do efluente

Na Figura 6 estão apresentados valores da vazão por hora, realizadas mensalmente na saída do biodigestor tubular da cooperativa Copercana.

Foi possível observar que a vazão do efluente obtinha os maiores picos, em média, as 9:00, 13:00 e 17:00 horas, geralmente o que correspondia a duas horas

após a chegada dos funcionários, do intervalo de almoço e intervalo da tarde respectivamente, sendo o pico máximo ocorrido em outubro com 900 L h^{-1} . Tal fato pode ser justificado pelo tempo que o esgoto leva para chegar à rede de tratamento. Como a cooperativa não possui turnos de trabalho durante a noite e madrugada era no referido período, que a vazão obtinha os valores mais baixos do dia, chegando ao valor mínimo de 11 L h^{-1} .

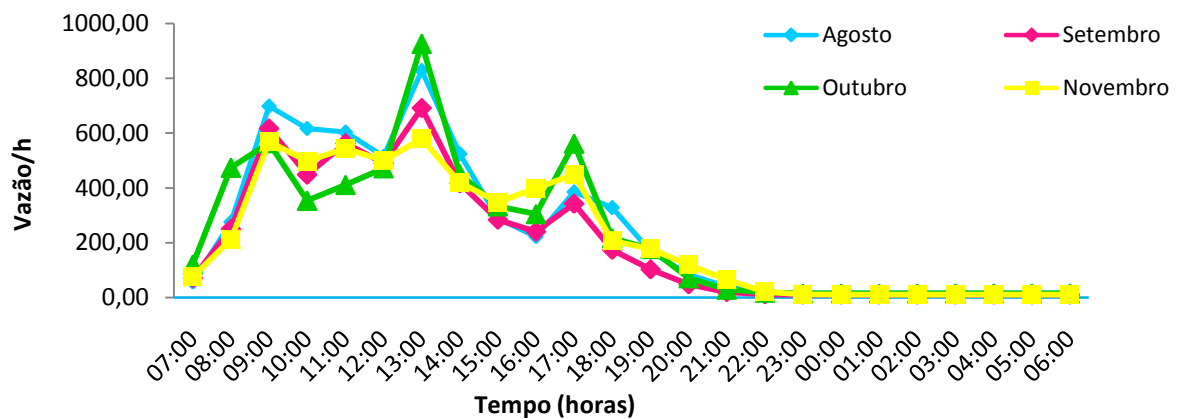


Figura 6. Valores obtidos da vazão por hora, mensal, do efluente biodigestor tubular de resíduos humanos.

O comportamento da vazão do efluente observado neste trabalho está de acordo com as considerações de Gonçalves e Souza (2006). Estes autores afirmaram que o perfil da vazão apresenta características de grande variação temporal, geração descontinuada e vazões pontuais elevadas. Isso significa que a vazão doméstica sofre grande variação no tempo, não tem uma geração contínua e possui elevações pontuais, ou seja, durante um período apresentam picos conforme o costume de determinada população.

4.3 Eficiência de redução dos Coliformes totais e termotolerantes

Com base nos dados da Tabela 1, verificam-se os valores do número mais provável obtido para afluente e efluente com o respectivo potencial de redução durante o período de 18 semanas.

Tabela 1. Valores do Número mais provável (NMP 100 mL⁻¹) de Coliformes totais e C. termotolerantes do afluente e efluente, com a eficiência de remoção (%), no período de 18 semanas.

Semanas	C.total NMP (100 mL ⁻¹)			C. termotolerantes (100 mL ⁻¹)		
	Local de Amostragem		Eficiência de Redução (%)	Local de Amostragem		Eficiência de Redução (%)
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
0	2,05E+06	1,06E+06	48,20	1,05E+06	5,62E+05	46,48
1	5,65E+05	2,25E+05	60,18	4,95E+05	1,55E+05	68,69
2	2,40E+08	9,70E+04	99,96	1,16E+08	9,70E+04	99,92
3	1,21E+08	1,60E+05	99,87	7,07E+07	6,50E+04	99,91
4	1,20E+08	1,40E+04	99,99	1,10E+08	6,15E+03	99,99
5	7,12E+06	2,40E+04	99,66	6,12E+06	2,40E+04	99,61
6	1,50E+06	1,05E+04	99,30	1,26E+09	1,11E+06	99,91
7	6,10E+06	3,46E+05	94,33	9,70E+05	4,67E+05	51,86
8	2,10E+05	1,55E+04	92,62	9,70E+04	1,10E+04	88,66
9	9,70E+05	2,05E+04	97,89	6,70E+05	1,25E+04	98,13
10	1,90E+06	1,20E+04	99,37	1,65E+06	1,60E+04	99,03
11	1,11E+06	2,00E+04	98,19	1,26E+09	2,05E+06	99,84
12	2,05E+06	1,05E+04	99,49	1,70E+06	5,25E+05	69,12
13	2,26E+07	3,00E+05	98,67	1,01E+07	1,90E+05	98,12
14	1,09E+07	2,05E+04	99,81	6,55E+05	1,16E+05	82,29
15	7,55E+07	7,23E+05	99,04	5,05E+07	2,34E+05	99,54
16	1,39E+08	4,75E+05	99,66	9,40E+07	2,04E+05	99,78
17	1,70E+06	1,55E+04	99,09	8,00E+05	6,55E+04	91,81
Média	4,19E+07	1,97E+05	93,63	1,66E+08	3,28E+05	88,48

Ao avaliar o tratamento, na saída do biodigestor (efluente), ficou demonstrada a diminuição de 1 a 4 casas decimais, em média; já a eficiência de redução chegou a 93,63% para os Coliformes totais e 88,48% para os C. termotolerantes.

Pode-se observar tanto nas semanas 0 e 1 para Coliformes totais, como nas semanas 0, 1 e 7 para Coliformes termotolerantes que a eficiência de redução ficou muito abaixo da média, entre 40 a 70%. Tal fato pode ser justificado tendo em vista que as amostras eram colhidas no mesmo dia, ou seja, o esgoto que entra não corresponde ao que sai, em função do tempo de retenção do biodigestor.

Contudo, ao se analisar o sistema de biodigestão anaeróbia da cooperativa Copercana, desde a entrada do esgoto (afluente) até o ponto final, após o tratamento (lagoa), pode-se observar uma diminuição significativa de 1 a 6 casas decimais, o que representa, em média, para os Coliformes totais uma eficiência de remoção de 98,75% e para os C. termotolerantes de 99,26% (Tabela 2). Parâmetros

esses também encontrados por Moura et al. (2011), ao analisarem o tratamento de esgoto doméstico em áreas rurais com a instalação de uma mini-estação de tratamento.

Tabela 2. Valores do Número mais provável (NMP mL⁻¹) de Coliformes totais e C. termotolerantes do afluente e lagoa, com a eficiência de remoção (%), no período de 18 semanas.

Semanas	C.total NMP (100 mL ⁻¹)			C. termotolerantes (100 mL ⁻¹)		
	Local de Amostragem		Eficiência de Redução (%)	Local de Amostragem		Eficiência de Redução (%)
	Afluente	Lagoa		Afluente	Lagoa	
0	2,05E+06	2,10E+04	98,98	1,05E+06	1,06E+04	98,99
1	5,65E+05	9,10E+04	83,89	4,95E+05	1,45E+04	97,07
2	2,40E+08	7,70E+04	99,97	1,16E+08	7,70E+04	99,93
3	1,21E+08	2,90E+04	99,98	7,07E+07	5,55E+04	99,92
4	1,20E+08	3,00E+03	100,00	1,10E+08	4,25E+03	100,00
5	7,12E+06	1,40E+04	99,80	6,12E+06	1,17E+04	99,81
6	1,50E+06	1,85E+03	99,88	1,26E+09	7,75E+03	100,00
7	6,10E+06	7,65E+03	99,87	9,70E+05	7,75E+03	99,20
8	2,10E+05	6,15E+03	97,07	9,70E+04	4,90E+03	94,95
9	9,70E+05	1,25E+04	98,71	6,70E+05	9,25E+03	98,62
10	1,90E+06	1,20E+03	99,94	1,65E+06	3,80E+03	99,77
11	1,11E+06	2,05E+03	99,81	1,26E+09	7,75E+03	100,00
12	2,05E+06	1,40E+03	99,93	1,70E+06	1,60E+03	99,91
13	2,26E+07	2,10E+04	99,91	1,01E+07	1,75E+04	99,83
14	1,09E+07	3,00E+03	99,97	6,55E+05	6,60E+03	98,99
15	7,55E+07	3,25E+04	99,96	5,05E+07	1,80E+04	99,96
16	1,39E+08	1,09E+04	99,99	9,40E+07	7,30E+03	99,99
17	1,70E+06	2,60E+03	99,85	8,00E+05	1,55E+03	99,81
Média	4,19E+07	1,88E+04	98,75	1,66E+08	1,48E+04	99,26

Calijuri et al. (2009) obtiveram reduções entre 99,20% a 99,79% para Coliformes totais e 99,72 a 99,99% para C. termotolerantes ao realizar o tratamento de esgoto sanitário em sistemas de reatores anaeróbio - aeróbio. Silva et al. (2012) em sistema de tratamento composto por 50% resíduo humano e 50% dejetos de suíno, observaram uma redução de quase 100% para *E. coli*.

Portanto, constatou-se que os pontos de coleta no afluente, efluente e lagoa diferiram estatisticamente pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade (Tabela 3). Tais dados corroboram os encontrados por Calijuri et al. (2009), embora tenham obtido tais parâmetros com a utilização de um pós tratamento aeróbio.

Tabela 3. Diferença estatística para o Número mais provável (NMP 100 mL⁻¹) de Coliformes totais e C. tolerantes entre os pontos de coleta do afluente, efluente e lagoa, no período de 18 semanas.

Local de amostragem	Coliformes totais NMP 100 mL ⁻¹	Coliformes termotolerantes NMP 100 mL ⁻¹
Afluente	4,19E+07 ^A	1,66E+08 ^A
Efluente	1,97E+05 ^B	3,28E+05 ^B
Lagoa	1,88E+04 ^C	1,49E+04 ^C
CV	14,71	16,33

* Os resultados estatísticos foram transformados para log (obs +1). Médias seguidas por letras maiúsculas diferente na mesma coluna diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Pode ser observado durante o experimento que o afluente da rede de esgoto da Copercana variou entre 10⁵ a 10⁸, padrões esses muito semelhantes aos verificados na literatura que relata que a quantidade de coliformes totais em águas residuárias domésticas varia entre 10⁶ a 10⁹ NMP 100 mL⁻¹ (METCALF e EDDY, 2003).

Entretanto, pós-tratamento, os parâmetros atingidos tanto para Coliformes totais (1,88E+04 NMP mL⁻¹), como para os C. termotolerantes (1,48E+04 NMP mL⁻¹) não atingiram os padrões pré estabelecidos na Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), para C. termotolerantes de 4000 NMP mL⁻¹, para descarte em água doce em corpos d'água de classe 3, os quais não poderão ser utilizadas para irrigação de cultivos de arbóreos, cerealíferas e forragiculturas.

Desta forma, considera-se a necessidade da inclusão de pós-tratamento aeróbio para melhorar a qualidade microbiológica do efluente anaeróbio das águas residuárias, para atingir contagens de 10³ a 10⁴, inferiores as determinadas pela resolução. Pereira-Ramires et al. (2003) e Cangani (2011), que trataram água residuária suína a partir de um reator UASB seguido de um filtro anaeróbio e um reator aeróbio biológico aerado, determinam a necessidade de inclusão de um reator aeróbio para melhorar a qualidade microbiológica do efluente.

4.4 Demanda química de oxigênio (DQO) e pH

Com base nos dados da Tabela 4, verifica-se a eficiência de redução referente à demanda química de oxigênio durante o processo de biodigestão

anaeróbia no período de 18 semanas entre os pontos de coleta do afluente, efluente e lagoa.

Tabela 4. Valores encontrados para DQO total ($\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$) das amostras de afluente, efluente e lagoa do biodigestor tubular, com as respectivas eficiências de redução (%), no período de 18 semanas.

Semanas	DQO total ($\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$)					
	Local de amostragem		Eficiência de Redução (%)	Local de amostragem		Eficiência de Redução (%)
	Afluente	Efluente		Afluente	Lagoa	
0	327,50	172,50	47,33	327,50	153,00	53,28
1	163,00	142,00	12,88	163,00	125,00	23,31
2	506,50	188,50	62,78	506,50	105,00	79,27
3	225,50	163,00	27,72	225,50	124,50	44,79
4	266,50	124,00	53,47	266,50	105,50	60,41
5	288,50	181,50	37,09	288,50	159,50	44,71
6	303,00	209,00	31,02	303,00	164,00	45,87
7	297,50	215,50	27,56	297,50	184,50	37,98
8	380,50	220,50	42,05	380,50	155,00	59,26
9	312,50	160,00	48,80	312,50	159,00	49,12
10	291,00	188,00	35,40	291,00	153,50	47,25
11	208,00	164,50	20,91	208,00	157,50	24,28
12	288,00	226,00	21,53	288,00	147,50	48,78
13	348,50	280,50	19,51	348,50	161,50	53,66
14	398,50	172,50	56,71	398,50	161,50	59,47
15	417,50	325,00	22,16	417,50	142,50	65,87
16	384,50	322,00	16,25	384,50	189,50	50,72
17	365,50	281,00	23,12	365,50	162,50	55,54
Média	320,69	207,56	33,68	320,69	150,61	50,20
Máxima	506,50	325,00	62,78	506,50	189,50	79,27
Mínima	163,00	124,00	12,88	163,00	105,00	23,31

Pode-se concluir que a melhor eficiência de redução ocorreu após o tratamento completo (afluente – lagoa), em média de 50,20%. Valores muito semelhantes ao encontrado por Abreu e Zaiat (2008) quando avaliaram exclusivamente o reator anaeróbio. Ainda segundo os mesmos autores a eficiência foi superior quando aliaram o tratamento anaeróbio ao aeróbio.

Constataram-se ainda variações de 124,00 a 325,00 $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$ nos efluentes e na lagoa de 105,00 a 189,50 $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$, valores estes muito semelhantes a média citada por Rebêlo (2011) de 131,2 $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$ para tratamento de águas cinzas. Os valores encontrados estão abaixo do citado na literatura, que varia de 158 a 522,3

mg L⁻¹ (BORGES, 2003; FRIEDLER et al., 2005; FIORI et al., 2006 e NIRENBERG e REIS, 2010). Entretanto, ainda que reduzida a DQO total observada no efluente e na lagoa (valores máximos de 325 e 189,50 mg O₂ L⁻¹, respectivamente), não se enquadra como sendo um valor seguro (CONAMA, 2005) para o uso deste fertilizante em vegetais de consumo direto, como as hortaliças, considerado ideal em torno de 6 mg O₂ L⁻¹.

Vale ressaltar que, assim como ocorreu para as análises de Coliformes, as mínimas encontradas para eficiência de redução, 12,28 e 23,31%, na segunda semana foram muito inferiores a média de todo o período, o que mais uma vez reforça a hipótese de que o esgoto que entra não corresponde ao que sai, em função do tempo de retenção do biodigestor.

Estatisticamente, nos pontos de coleta no afluente, efluente e lagoa houve diferença estatística para demanda química de oxigênio (DQO), mas, em se tratando do pH avaliado, não houve diferença estatística, ambos pelos teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade (Tabela 5).

Tabela 5. Diferença estatística para demanda química de oxigênio total (DQO total mg O₂ L⁻¹) e potencial hidrogeniônico (pH) entre pontos de coleta do afluente, efluente e lagoa do biodigestor tubular, no período de 18 semanas.

Local de amostragem	DQO total mg O ₂ L ⁻¹	pH
Afluente	320,69 ^A	7,18 ^A
Efluente	207,56 ^B	6,98 ^A
Lagoa	150,61 ^C	6,87 ^A
CV	4,58	7,19

* Os resultados estatísticos foram transformados para log (obs +1). Médias seguidas por letras maiúsculas diferente na mesma coluna diferem entre si. Letras iguais na mesma coluna não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A média encontrada para os afluentes foi de aproximadamente 320,69 mg O₂ L⁻¹, corroborando os dados de Rebêlo (2011) ao trabalhar com tratamento de águas negras. Segundo Von Sperling (2005), o valor da DQO bruta em esgotos domésticos abrange a faixa de 450 – 800 mg L⁻¹. Dessa forma conclui-se que o esgoto doméstico que abastece o biodigestor da Copercana, não é um esgoto representativo, o que pode ser justificado em função da baixa concentração de material orgânico presente nas coletas.

O pH do efluente, 6,98, manteve-se estável e próximo a neutralidade, apresentando valor mínimo de 5,3 na entrada e máximo de 7,49 na saída do sistema. A atividade dos micro-organismos anaeróbios metanogênicos é bastante sensível ao valor do pH; uma taxa elevada de metanogênese desenvolve-se apenas quando pH se mantém em uma faixa estreita, próxima do valor neutro. Se o pH tiver valor menor que 6,3 ou superior a 7,8, a taxa de metanogênese diminui rapidamente (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1999).

Esses valores corroboram os apresentados tanto por Galbiati (2009) quanto Rebouças et al.(2007), que obtiveram pH com média de 7,8. Silveira et al. (2007) afirmam que na realização de seu estudo, as poucas variações de pH que ocorreram, foram decisivas para a alta eficiência de remoção de DQO no sistema estudado.

4.5 Nitrogênio e fósforo

Os valores referentes ao nitrogênio total nos pontos de coleta do afluente, efluente e lagoa, e os respectivos teores de eficiência de redução, no período de 18 semanas, estão apresentados na Tabela 6.

Para os padrões encontrados com relação ao nitrogênio total, média no afluente de 95 mg L^{-1} , pode-se considerar o esgoto sanitário da rede da Copercana sendo como esgoto forte. Segundo Jordão e Pessoa (2005), tal consideração ocorre quando a quantidade de nitrogênio total está acima de 85 mg L^{-1} .

A eficiência de redução (afluente - lagoa) foi baixa, variando de 20,13 a 68,70%, com média de aproximadamente 44%. Esta situação pode ter ocorrido devido a pouca disponibilidade de matéria orgânica para os organismos que realizam a desnitrificação. Esta condição é desejável no sentido de se reduzir a concentração de nitrato, que pode interferir na potabilidade da água.

Entretanto, Gaspar et al. (2005) que operaram uma unidade piloto de lodos ativados para o tratamento de esgoto doméstico, pré-tratado anaerobiamente em reator UASB, visando a remoção de nitrogênio e fósforo, atingiram eficiências em média de 96% para nitrogênio total. Moura et al. (2011) também relataram a redução do nitrogênio total, que variaram de 14,94 a 77,16% ao trabalhar com uma mini-

estação de tratamento de esgoto doméstico anaeróbio-aeróbio, dividido em três etapas. Estes resultados também foram semelhantes aos obtidos por Von Sperling (2005) para o conjunto de tanque séptico mais filtro anaeróbio.

Tabela 6. Valores encontrados para nitrogênio total(mg L^{-1}) das amostras de afluente, efluente e lagoa do biodigestor tubular, com as respectivas eficiências de redução (%) e as médias, máximas e mínimas, no período de 18 semanas.

Semanas	Nitrogênio total (mg L^{-1})					Eficiência de Redução (%)
	Local de amostragem		Eficiência de Redução (%)	Local de amostragem		
	Afluente	Efluente		Afluente	Lagoa	
0	51,80	29,40	43,24	51,80	25,90	50,00
1	80,50	30,10	62,61	80,50	25,20	68,70
2	60,20	32,90	45,35	60,20	28,00	53,49
3	105,00	68,60	34,67	105,00	45,50	56,67
4	164,50	81,20	50,64	164,50	74,20	54,89
5	123,90	86,80	29,94	123,90	64,40	48,02
6	81,20	65,10	19,83	81,20	49,70	38,79
7	77,70	68,60	11,71	77,70	49,70	36,04
8	147,00	81,90	44,29	147,00	53,20	63,81
9	92,40	69,30	25,00	92,40	56,00	39,39
10	88,90	61,60	30,71	88,90	49,70	44,09
11	88,20	62,30	29,37	88,20	53,30	39,57
12	93,10	64,40	30,83	93,10	49,00	47,37
13	94,50	60,20	36,30	94,50	52,50	44,44
14	67,90	47,60	29,90	67,90	45,10	33,58
15	102,20	82,60	19,18	102,20	77,70	23,97
16	104,30	92,40	11,41	104,30	83,30	20,13
17	88,20	69,30	21,43	88,20	51,10	42,06
Média	95,08	64,13	32,02	95,08	51,86	44,72
Máxima	164,50	92,40	62,61	164,50	83,30	68,70
Mínima	51,80	29,40	11,41	51,80	25,20	20,13

Estas reduções podem estar associadas principalmente pela remoção físico-química por meio da precipitação destes compostos. Resultados semelhantes a estes foram obtidos por Vivan et al. (2010) trabalhando com efluente de suinocultura em biodigestores e lagoas de estabilização, onde houve uma remoção de 98,6% da concentração de fósforo e 89,8% da concentração de nitrogênio total, atribuída principalmente a sedimentação do primeiro e volatilização de N.

Na Tabela 7 estão apresentados os valores referentes à quantidade de fósforo total no afluente, efluente e lagoa com os respectivos teores de eficiência de redução (%), no período de 18 semanas do esgoto sanitário da Copercana.

Tabela 7. Valores encontrados para fósforo total (mg L^{-1}) das amostras de afluente, efluente e lagoa do biodigestor tubular, com as respectivas eficiências de redução (%) e as médias, máximas e mínimas, no período de 18 semanas.

Semanas	Fósforo total (mg L^{-1})					Eficiência de Redução (%)
	Local de amostragem		Eficiência de Redução (%)	Local de amostragem		
	Afluente	Efluente		Afluente	Lagoa	
0	769,02	506,31	34,16	769,02	149,44	80,57
1	1045,01	475,24	54,52	1045,01	167,33	83,99
2	254,90	152,26	40,27	254,90	18,55	92,72
3	286,91	228,53	20,35	286,91	53,39	81,39
4	885,78	48,68	94,50	885,78	23,26	97,37
5	59,04	34,56	41,47	59,04	16,67	71,77
6	108,00	30,79	71,49	108,00	20,43	81,08
7	68,46	41,30	39,67	68,46	39,27	42,64
8	254,90	64,69	74,62	254,90	56,21	77,95
9	754,90	575,99	23,70	754,90	68,46	90,93
10	297,27	86,35	70,95	297,27	59,98	79,82
11	128,72	66,57	48,28	128,72	13,84	89,25
12	204,05	85,40	58,14	204,05	43,97	78,45
13	532,67	23,26	95,63	532,67	22,32	95,81
14	193,69	18,55	90,42	193,69	12,90	93,34
15	273,73	54,33	80,15	273,73	39,27	85,66
16	82,58	70,34	14,82	82,58	31,73	61,57
17	537,38	66,57	87,61	537,38	29,85	94,45
Média	374,28	146,10	57,82	374,28	48,16	82,15
Máxima	1045,01	575,99	95,63	1045,01	167,33	97,37
Mínima	59,04	18,55	14,82	59,04	12,90	42,64

Com relação aos valores encontrados para o fósforo total, cuja média no afluente foi de $374,28 \text{ mg L}^{-1}$, pode-se considerar o esgoto sanitário da rede da Copercana sendo excessivo com relação a tal parâmetro avaliado. Segundo Jordão e Pessoa (2005), considera-se um esgoto doméstico forte em relação à quantidade de fósforo total àquele que apresenta acima de 20 mg L^{-1} .

Além do excesso de fósforo observado no afluente, destaca-se também que nas semanas 5, 7 e 16, os valores de entrada foram muito inferiores se comparados

a todo o período, 59,04, 68,46, 83,58 mg L⁻¹, respectivamente. O excesso pode ser justificado pela possível presença de detergentes superfosfatados empregados em larga escala domesticamente, que constituem a principal fonte (15,5% de P₂O₅), da própria matéria fecal, que é rica em nitrogênio, mas principalmente pelos reagentes laboratoriais que são descartados na rede. Alguns efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, apresentam fósforo em quantidades excessivas. Entretanto, para as mínimas considera-se que nas referidas semanas não houve realização de análises laboratoriais que antecedessem as coletas.

A eficiência de redução (afluente - lagoa) variou de 42,64 a 97,37%, com média de aproximadamente 82%. Moura et al. (2011) também relatam em seu trabalho uma variação grande no grau de eficiência de redução. Entretanto, na média, os valores encontrados no presente trabalho e por Moura et al. (2011) foram superiores às reduções de P_{total} com valor limite de 35% apresentado por Von Sperling (2005) para o conjunto tanque séptico mais filtro anaeróbio.

Estatisticamente, nos pontos de coleta no afluente, efluente e lagoa houve diferença estatística pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade, para nitrogênio total. Mas, em se tratando do fósforo total avaliado, houve diferença estatística entre os pontos de afluente - efluente e afluente - lagoa, embora não tenha havido diferença estatística entre o efluente e a lagoa, pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade (Tabela 8).

Tabela 8. Diferença estatística para Nitrogênio total (N_{total} mg L⁻¹) e fósforo total (P_{total} mg L⁻¹) entre os pontos de coleta do afluente, efluente e lagoa do biodigestor tubular, no período de 18 semanas.

Local de amostragem	Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	Fósforo total (mg L ⁻¹)
Afluente	95,08 ^A	374,28 ^A
Efluente	64,13 ^B	146,10 ^B
Lagoa	32,02 ^C	48,16 ^B
CV	7,65	19,32

* Os resultados estatísticos foram transformados para log (obs +1). Médias seguidas por letras maiúsculas diferente na mesma coluna diferem entre si. Letras iguais na mesma coluna não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Embora eficiente em termos de remoção de matéria orgânica, o tratamento anaeróbio apresenta alguns inconvenientes relacionados com o conteúdo de fósforo

e nitrogênio no seu efluente, que acarretam problemas para a sua disposição em corpos d'água.

O efluente, que ainda possui nitrogênio e fósforo em quantidade e concentração, pode provocar problemas no corpo receptor, dependendo de suas condições específicas, dando origem ao fenômeno denominado eutrofização, que está relacionado à intensa proliferação de algas.

Entretanto, o biofertilizante obtido no tratamento do biodigestor da Copercana configura-se um excelente adubo orgânico em função da elevada disponibilidade de nitrogênio e fósforo, aptos ao aumento da produtividade agrícola. Deve-se considerar, segundo Corrêa (2012), que as áreas para aplicação do biofertilizante deverão adotar obrigatoriamente as práticas de manejo e conservação do solo, com curvas em nível ou terraços, para evitar possível escoamento superficial de nutrientes para os corpos de água superficiais.

4.6 Composição do biogás

Na Figura 7 estão apresentados os dados de composição semanal de biogás, durante 18 semanas, do biodigestor tubular da empresa Copercana.

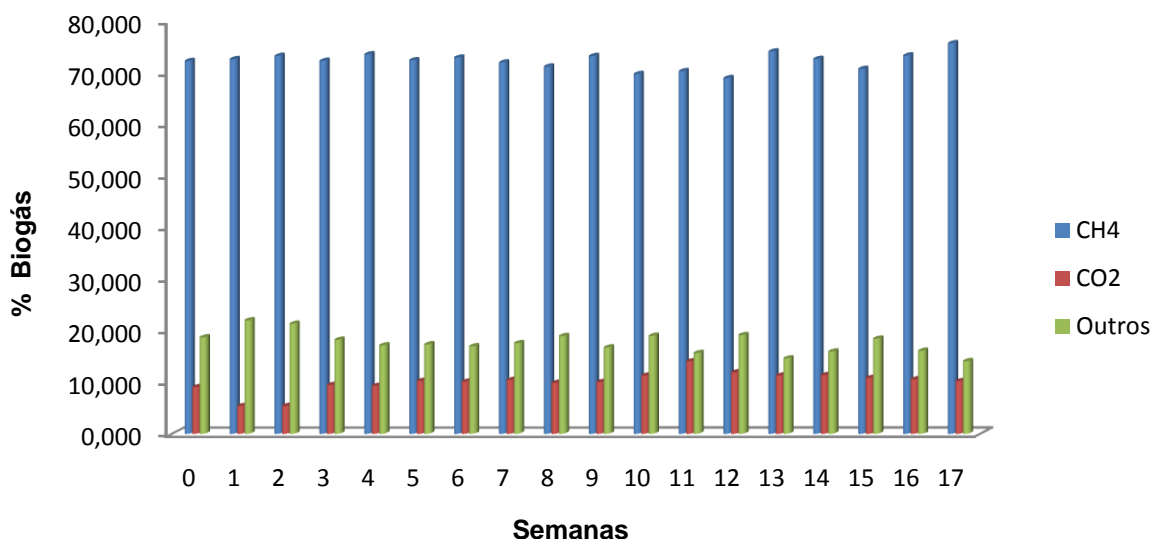


Figura 7. Composição semanal do biogás obtido na biodigestão de resíduos humanos em biodigestor tubular.

O biogás obteve composição constante. Pode ser observada a presença de metano (CH_4), em média 73%, de CO_2 de 10% e outros gases (N_2 e O_2), em média 17%, durante todo o período.

Veronez e Gonçalves (2002) também observaram que 70% do biogás era composto por metano no tratamento de esgoto sanitário em reator UASB. Leite et al. (2004) observaram 60% de metano. Segundo Campos (1999), a produção de biogás pode variar por pessoa atendida em uma ETE, na faixa de 5 a 20 L por pessoa por dia, devendo ser ressaltado que a participação de metano, em volume, pode variar entre 50 a 70%.

5 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos foi possível concluir:

- Não foi observada a presença de ovos de helmintos;
- O sistema de biodigestão anaeróbia foi eficiente na redução de Coliformes totais e termotolerantes;
- Não houve redução significativa nos teores de DQO;
- O pH manteve-se estável durante todo o período;
- O excesso de nitrogênio favoreceu a intensa eutrofização da lagoa;
- Apresentou elevada concentração de fósforo no afluente;
- A composição do biogás apresentou produção de metano satisfatória;
- A implantação da biodigestão anaeróbia para tratamento de águas residuárias é uma alternativa viável. Neste caso, o efluente não poderá ser destinado para descarte em corpos d'água. Entretanto configura-se um excelente adubo orgânico em função da elevada disponibilidade de nitrogênio e fósforo.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A ineficiência e a falta de investimentos do país ao promover o acesso dos domicílios à rede básica de saneamento aliado à péssima distribuição de renda demonstram a enorme dívida social em descompasso ao desenvolvimento.

O problema, ainda hoje, acomete em maior proporção as regiões Norte e Nordeste nas populações de baixa renda, sendo a diarreia uma das principais consequências, causando mortes em crianças e onerando os custos do sistema público de saúde. Dessa forma, a tão sonhada universalização dos serviços de esgotamento sanitário fica cada vez mais longe de ser alcançada.

Como alternativa, o Brasil deveria valorizar a aplicação de tecnologias viáveis e eficientes para o tratamento dos resíduos e então gerar subprodutos com valor agregado. O biodigestor abrange esses padrões por se tratar de uma forma de tratamento que, além de atender as necessidades da sociedade urbana, atinge a população rural, diminuindo os impactos gerados e ainda minimizando os gastos com a utilização de adubo mineral e energia elétrica, podendo até, em alguns casos, gerar mais uma fonte de renda.

Entretanto, há de se considerar que sem investimentos também em educação, o país não atingirá cultura suficiente para se adequar às novas tecnologias. Em países desenvolvidos, como a Alemanha, considerado o país mais eficiente no tratamento de lixo na Europa, a coleta seletiva, por exemplo, atinge seis níveis de separação, em contraposição ao Brasil que se orgulha de muito dificilmente ter implantado três. Ainda, naquele país, a tecnologia de transformação do biogás proveniente do esgoto em combustível já existe há 15 anos, sendo utilizada para a produção de energia elétrica. O governo oferece um incentivo de 0,14 centavos de euro por KWh até 2020, sendo esta prática uma das alternativas de inserir energia limpa à rede em substituição às usinas nucleares.

Nesse contexto, vale ressaltar que assim como ocorre à Zootecnia, a Medicina Veterinária necessita valorizar e desenvolver estudos nessa área, visto que está diretamente ligada à saúde ambiental, saúde pública e principalmente a Medicina Veterinária Preventiva.

Para tanto é necessário estimular disciplinas na área durante a graduação, assim, o profissional torna-se ciente das possibilidades de atuação e capacita-se para desenvolver o papel imprescindível na prevenção, e não somente no aprimoramento clínico.

Sendo assim, num país em que pouco se investe em educação, saúde, em que o incentivo à pesquisa é mínimo e ainda, o qual carece de serviços de excelência para a operação e manutenção dos sistemas já existentes, enquanto não houver visão em desenvolvimento a sociedade ainda terá de conviver, sem muita perspectiva, com a inadequação do que sempre foi considerado um serviço fundamental, básico.

REFERÊNCIAS

- ABREU, S. B.; ZAIAT, M. Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário. **Eng. Sanit. Ambient.** v.13, nº2, abr/jun 2008, 181-188.
- AISSE, M. M.; JÜRGENSEN, D; SOBRINHO, P. A. **Avaliação do sistema reator UASB e filtro biológico para o tratamento de esgoto sanitário.** XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária Ambiental. v.2. 111-118, Rio Grande do Sul, 2000.
- ALVES, J. W. S. **Diagnóstico técnico institucional da recuperação e uso energético do biogás gerado pela digestão anaeróbica de resíduos.** 2000.
- APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater.** 20th ed. Washington, 1998.
- APHA; AWWA; WEF. Multiple tube fermentation technique for members of the coliform group. In: _____. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 21st ed. Washington DC: APHA, 2005. Section 9221.
- ANDRADE NETO, C. O.; CAMPOS, J. R. (2001). Introdução. In: **Tratamento de esgoto sanitário por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** José Roberto Campos (coordenador). Rio de Janeiro: ABES - PROSAB. 464 p
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, **NBR 9648:** Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1986.
- AYRES, R.; MARA, D. **Analysis of wastewater for use in agriculture. A laboratory manual of parasitological and bacteriological techniques.** WHO, Geneva, 1996.
- BARCELLOS, C.; PEREIRA, M. P. B. O território no Programa Saúde da Família. *HYGEIA - Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde*, Uberlândia, v. 2 n. 2, p. 47-55, 2006.
- BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; Andrade Neto, C. O.; Von Sperling, M. Utilização de esgotos tratados em irrigação – aspectos sanitários. In: Bastos, R.K.X. (Coord.) Utilização de esgotos tratados em irrigação, hidroponia e piscicultura. Rio de Janeiro: ABES/RiMa Artes e Texto, 2003b. Cap. 2, p. 23-59. (projeto PROSAB).
- BATAGLIA, O. G. et al. **Métodos de análises químicas de plantas.** Campinas: Instituto Agrônomo, 1983. 48p. (Boletim Técnico)
- BENINCASA, M.; ORTOLANI, A. F.; LUCAS JUNIOR, J. Biodigestores convencionais? **Boletim 8, Faculdade de ciências agrárias e veterinárias/UNESP**, 2 edição, p. 25 1986.

BEZERRA, S. M. C. **Influência do tempo de detenção hidráulica sobre a auto-inoculação na partida de um reator UASB tratando esgoto sanitário.** Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1998.

BLEY JUNIOR, C. Instalações para tratamento de dejetos. In: Ciclo de Palestras sobre Dejetos de Suínos, Manejo e Utilização, do Sudeste Goiano, 1, 1997, Rio Verde. **Anais.** Rio Verde: Fundação do Ensino Superior de Rio Verde, ESUCARV. 1997. p. 48 - 68.

BORGES, L. Z. **Caracterização da água cinza para promoção da sustentabilidade dos recursos hídricos.** 2003. 91 f. Dissertação (mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

BOUALLAGUI, H.; HAOUARI, O.; TOUHAMI, Y.; BEN CHEIKH, R.; MAROUANI, L.; HANDI, M. Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. *Process Biochemistry*, London, v. 39, n. 12, p. 2143- 2148, 2004.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de águas e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005.

BUENO, R. C. R. Biossólido – processo de redução adicional de patógenos com a utilização de energia solar. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21, 2001, João Pessoa. **Anais eletrônicos.** João Pessoa: ABES, 2001. p 1 – 53.

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. **Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes.** *Eng. Sanit. Ambiental.* v. 14, n. 13, jul/set 2009.

CALLADO, N. H.; FORESTI, E. (2000). Tratamento de esgoto doméstico com remoção de nitrogênio e fósforo em reatores sequenciais em batelada. In Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria Y Ambiental, 27, Porto Alegre. Porto Alegre, 2000. **Anais,** Porto Alegre.

CAMPOS, J. R. (Coord.). Tratamento de Esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. ABES, Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: 1999. 464p.

CANGANI, M. T. **Tratamento anaeróbio-aeróbio de águas residuárias de suinocultura e reúso na produção de milho para silagem.** 2011. 253f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 2011

CARIOCA, J. O. B.; ARORA, H. L. **Biomassa: Fundamentos e Aplicações Tecnológicas**. UFC, Fortaleza, 1984.

CARRIJO, R. C.; BIONDI, G. F. Levantamento de ovos de helmintos em lodo de esgoto oriundo de Campo Grande (MS) após tratamento anaeróbio. **Ciência Animal Brasileira**, v. 9, n. 1, p. 207-211, jan./mar. 2008.

CENBIO. Nota Técnica VII – **Geração de energia a partir do biogás gerado por resíduos urbanos e industriais**. Florianópolis, SC, 2001.

CHERNICHARO C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997, 246 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 5).

CHERNICHARO, C. A. L.; SILVEIRA, C. R.; ZERBINI, A. M.; VON SPERLING, M.; NOVY, C. B. L. H. (2001) Pos-treatment of anaerobic effluents in an overland flow system. **Water Sci. Technol.** 44(4): 229–236

COELHO, S. T.; VELÁZQUEZ, S. M. S. G.; SILVA, O. C.; PECORA, V.; ABREU, F. C. **Geração de energia elétrica a partir do biogás proveniente do tratamento de esgoto**. XI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENERGIA (CBE), RIO DE JANEIRO, BRASIL, 2006.

COMPANHIA AUXILIAR DE EMPRESAS ELÉTRICAS BRASILEIRAS - CAEEB. **O biogás e sua tecnologia**. Rio de Janeiro: Departamento de Fontes Alternativas de Energia, 1981. 31p.

CONTE, V. D.; COLOMBO, M.; ZANROSSO, A. V.; SALVADOR, M. **Qualidade microbiológica de águas tratadas e não tratadas na região Nordeste do Rio Grande do Sul**. Infarma, v. 16, n° 11-12, 2004.

CORRÊA, J. C. **O uso correto de fertilizantes orgânicos para produção de forragens**. II ANISUS. Congresso Brasileiro de Produção Animal Sustentável. Chapecó, Santa Catarina, 2012.

COSTA, D. F. da, **Geração de energia elétrica a partir do biogás do tratamento de esgoto**. 2006. 194f. Dissertação (Mestrado em Energia), PIPGE/USP, São Paulo, 2006.

EL-MASHAD, H. M.; van LOON, W. K. P.; ZEEMAN, G.; BOT, G. P. A.; LETTINGA, G. **Effect of inoculum addition modes and leachate recirculation on anaerobic digestion of solid cattle manure in an accumulation system**. Biosystems Engineering, London, v. 95, n. 2, p. 245–254, 2004.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia – Santa Catarina, 1993. 188p.

FIORI, S. et al. Avaliação qualitativa e quantitativa do reuso de águas cinzas em edificações. **Revista Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 19-30. jan/mar. 2006.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Cap. 2, p. 29-52.

FRIEDLER, E.; KOVALIO, R.; GALIL, N.I. On-site greywater treatment and reuse in multi-storey buildings. **Water Science & Technology**, Áustria, v. 51, n. 10, p. 187-194. 2005.

FRANCO, B. D. G. M.; LANDGRAF, M. **Microbiologia dos alimentos**. Atheneu: São Paulo, 2003. 182p.

GALBIATI, A. F. **Tratamento domiciliar de águas negras através de tanque de evapotranspiração**. 2009. 38 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, 2009.

GASPAR, P. M. F.; PIVELI, R. P.; SOBRINHO, P. A. **Pós-tratamento de efluente de reator UASB em sistema de lodos ativados visando à remoção biológica do nitrogênio associada à remoção físico-química do fósforo**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande – MS, 2005.

GENEROSO, F. B. **Qualificação e caracterização de dejetos produzidos em propriedades com exploração leiteira para uso em biodigestores e reciclagem de nutrientes**. 2001. 66 f. Monografia (Trabalho de Graduação em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2001.

GOOBI, S. A. **Remoção de ovos de helmintos de esgotos secundários, por meio de filtros rápidos de areia, carvão anatrácitoso e zeólito para reúso agrícola e urbano não portátil**. 2010. 99f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária). Universidade de São Paulo, 2010.

GONÇALVES, R. F. e SOUZA, A. P. (Coord.). **Uso Racional da Água em Edificações**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2008). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (2008)** Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf Acesso em 16 de fevereiro de 2013.

JARDIM, W. F.; CANELA, M. C. (Junho de 2004). Fundamentos da Oxidação Química no Tratamento de Efluentes e Remediação de Solos. UNICAMP, Campinas, SP, Brasil.

JEONGSIK, K.; CHULHWAN, P.; TAK-HYUN, K; MYUNGGU, L.; SANGYONG, K.; EUNG-WOOK, K.; JINWON, L.. Effects of Various Pretreatments for Enhanced Anaerobic Digestion with Waste Activated Sludge. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 95, No.3, p.271 – 275, 2003.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos** - 3 ed. Rio de Janeiro. ABES, 1995.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. (2005). **Tratamento de esgotos domésticos**. 4 ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 932 p.

JR., A. P.; AGUIAR, A. O. Controle Ambiental da Água. **Curso de Gestão Ambiental**. Barueri, SP: Manole, 2005. Coleção Ambiental/USP. Vol. 2.

JUQUEIRA, J. B. **Biodigestão anaeróbia e compostagem com dejetos de bovinos confinados e aplicação do biofertilizante e do composto em área cultivada com *Panicum maximum* Jacq., cv Tanzânia** 2011. 92f. Dissertação(Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 2011.

KUNZ, A. et al. Eficiência de um biodigestor na estabilização de dejetos de suínos durante os meses de inverno no oeste de Santa Catarina. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande –MS. **Anais...**, 2005.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PRASAD, S. Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. **Eng. Sanit. Ambient.** Vol. 9, nº 4, out/dez 2004, 280 – 284.

LETTINGA, G.; HULSHOF POL, L. W. ZEEMAN, G. Biological wastewater treatment Part 1: Anaerobic wastewater treatment. Lecture notes. **Wageningen Agricultural University**, ed. January, 1996.

LOPES, L. G.; AMARAL, L. A. **Qualidade Microbiológica e Nitrato em Águas Minerais e de Poços de Jaboticabal-SP**. Nucleus, v. 5 n.1, 2008.

LUCAS JUNIOR, J. **Algumas considerações sobre o uso do estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios**. 1994. 113 f. Tese(Livre docência) – Faculdade de Ciências agrárias e veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1994.

MALAVOLTA, E. et al. Micronutrientes, uma visão geral. In: FERREIRA, M.E., CRUZ, M. C. **Micronutrientes na Agricultura**. Piracicaba: Potafós/CNPq. 1991. p. 1-33.

MANUAL DE IMPACTOS AMBIENTAIS: **orientações básicas sobre aspectos ambientais de atividades produtivas**. Fortaleza, Banco do Nordeste, 1999.

MEDEIROS FILHO, C. F. **Efeito da variação temporal da vazão sobre o desempenho de um reator UASB.** Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 2000.

MENDONÇA, S. R. & CEBALOS, B. S. de O. **Lagoa de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos,** 1990.

METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse.** New York: McGraw-Hill, 2003. 1334 p.

MINISTÉRIO DA SAÚDE (1999) **Manual de Saneamento.** Fundação Nacional da Saúde, Brasília.

MS - MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2002. **Indicadores e Dados Básicos para a Saúde 2001 Brasil.** Rede Interagencial de Informações para a Saúde, Ministério da Saúde. 29 novembro, 2002.

MME – MINISTÉRIO DAS MINAS E ENERGIA. PROINFA: **Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia.** [S.1:s.n], 2005.

MORALES, M. M. **Avaliação dos resíduos sólidos e líquidos num sistema de abate de bovinos.** 2006. 84p. Dissertação(Mestrado em Agronomia – Área de concentração em Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

MOSEY, F. E. Mathematical modeling of the anaerobic process: regulatory mechanisms for the formation of short-chain volatile acids from glucose. **Water Science Technology**, v. 15, p. 209-32, 1983.

MOTA, S. **Introdução à Engenharia Ambiental.** Rio de Janeiro, ABES, 1997.

MOTA, F. S. B.; SPERLING, M. Von. (Coord.). **Nutrientes de Esgoto Sanitário: Utilização e Remoção.** Rio de Janeiro: ABES, 2009.

MOURA, F. N.; BATISTA, R. O.; SILVA, J. B. A.; FEITOSA, A. P.; COSTA, M. S. **Desempenho de Sistema para Tratamento e Aproveitamento de Esgoto Doméstico em Áreas Rurais do Semiárido Brasileiro.** Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 1, p. 264-276, jan./mar. 2011.

MURRAY, P. R. **Microbiologia Médica.** 3. Ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2000. 73p

NDON, U. J. E.; DAGUE, R. R. (1997). Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic sequencing batch reactor treatment of low-strength wastewater. **Water Research** , 31: 2455-2466.

NIRENBERG, L. P.; REIS, R. P. A. Avaliação do desempenho de sistema de reúso de água de uma edificação unifamiliar em Goiânia-Go. **REEC – Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, UFG, n. 1, p. 1-10. 2010. Disponível em:

<<http://www.revistas.ufg.br/index.php/reec/index>>. Acesso em 15/02/2013.

NOGUEIRA, L. A. H. **Biodigestão**: a alternativa energética. São Paulo: Nobel, 1986. 93 p.

NOVAES, R. F. V. Microbiology of anaerobic digestion. **Water Science and Technology**, v. 18, n. 12, p. 1-14, 1986.

NUVOLARI, A. **Esgoto Sanitário**: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola. São Paulo, Edgard Blucher:, 2003.

OLIVEIRA, P. A. V. (Coord.) **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. Documentos, 27, 1993.

OLIVEIRA, P. A. V. de; LIMA, G. J. M. M. de; FÁVERO, J. A.; BRITO, J. R. F. **Suinocultura**: noções básicas. Concórdia: EMBRAPA-CNPASA, 1993. 37p. (EMBRAPACNPASA. Documentos, 31).

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE. **Métodos básicos de laboratório em parasitologia médica**.OMS: Ginebra, 1992.

OTTOSON, J.; STENSTR, T. A. Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. **Water Research Elsevier Science Ltd**. p. 645–655. 2002.

PAULA JUNIOR, D. R. **Processos anaeróbios de tratamento: fundamento e aplicações**. In: SEMINÁRIO DE HIDRÓLISE ENZIMÁTICA DE BIOMASSA, 1994, Maringá. **Anais...** Maringá: Editora da Universidade de Maringá, 1995. p.127-40

PAULINO, R. C. CASTRO, E. A. SOCCOL, V. T. Tratamento anaeróbio de esgoto e sua eficiência na redução da viabilidade de ovos de helmintos. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**. 34(5):421-428, set./out., 2001.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; ANTUNES, R.M.; QUADRO, M.S.; KOETZ, P. R. **Remoção da DQO e nitrificação em reator biológico aerado no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura**. Revista Brasileira Agrociência, Pelotas, v.9, n.3, p.279-286, 2003.

PIMENTA, H. C. D; TORRES, F. R. M.; RODRIGUES, B. S.; ROCHA JR., J. M. **O Esgoto: A importância do tratamento e as opções tecnológicas**. XXII Encontro Nacional de Engenharia de Produção. Curitiba, 2002.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos Físico-Químicos**. Editora ABES, 2006.

PREZZOTO, M. E. M. Química ambiental agrônômica. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 10., 1992, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p. 157-178

RAMOS, R. A. **Avaliação da influência da operação de descarte de lodo no desempenho dos reatores UASB em estações de tratamento de esgotos no Distrito Federal.** 2008. 135 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

REBÊLO, M. M. P. S. **Caracterização de águas cinza e negras de origem residencial e análise da eficiência de reator anaeróbio com chicanas.** 2011. 115f. Dissertação (Mestrado em Recursos hídricos e saneamento). Universidade Federal de Alagoas, 2011.

REBOUÇAS, T. C.; BIANCHI, G.; GONÇALVES, R.F. Características físico-químicas e microbiológicas de diferentes tipos de águas residuárias de origem residencial. In.: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Belo Horizonte, 24, 2007. **Anais...** Minas Gerais: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimativa do potencial de geração de energia elétrica para diferentes fontes de biogás no Brasil. Disponível em: <http://florestasenergeticas.com/arquivos/p_estimativa_brasil_17864.pdf>. Acesso em: 16 fevereiro 2013.

SANTOS, J. G.; PIVELI, R. P. CAMPOS, F. SUNDEFELD, G.; SOUSA, T. S. CUTOLO, S. A. Análise parasitológica em efluentes de estações de tratamento de águas residuárias. **Revista de Patologia Tropical.** Vol. 41(3):319-336. jul/set, 2012.

SAS (Statistical Analysis System). User's guide: statistics. Version 9.1, 4th ed. Cary: SAS Institute, 2002.

SCHOCKEN-ITURRINO R. P; BENINCASA, M., LUCAS JR, J.; FELIS, S. D. Biodigestores contínuos: Isolamento de bactérias patogênicas no efluente. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.15, p. 105-108, 1995.

SILVA, A. A. **Viabilidade técnica e econômica da implantação da biodigestão anaeróbia e aplicação de biofertilizante nos atributos de solo e plantas.** 2009. 168f. Tese(Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 2009.

SILVA, D. J. **Análise de alimentos:** métodos químicos e biológicos. Viçosa: UFV, 1981. 166 p.

SILVA, G. H. R.; NOUR, E. A. A. **Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio: sistema de baixo custo para tratamento de esgotos de pequenas comunidades.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.9, n.2, p.268-275, 2005.

SILVA, N.; SILVEIRA, N. F. A.; JUNQUEIRA, V. C. A.; CATANÚSIO NETO, R. **Manual de métodos de análise microbiológica da água**. Campinas: ITAL/ Núcleo de Microbiologia, 2000. 99p. (Manual Técnico).

SILVA, W. T. P.; DUARTE, A. C. L.; SOUZA, M. A. A. Implementação e otimização de projeto para certificação do MDL em estação de tratamento de águas residuárias. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.** v.17, n.1. jan/mar, 2012.

SILVA, W. T. L.; NOVAES, A. P.; KUROKI, V.; MARTELLI, L. F. A.; MAGNONI JÚNIOR, L. Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbio para fins de avaliação de eficiência e aplicação como fertilizante agrícola. **Quim. Nova.** v. 35, n. 1, 35 – 40, 2012.

SILVEIRA, B. I. et al. Avaliação do desempenho de um reator UASB de uma planta industrial de tratamento de efluentes líquidos. In: 1st INTERNATIONAL WORKSHOP ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION, 1., 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: UNIP. 2007. Disponível em: <www.advancesincleanerproduction.net>.

SNIS. Diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2007. Brasília: MCIDADES.SNSA, 2009.

TOERIEN, D. F.; HATTINGH, W. H. J. Anaerobic digestion I. the microbiology of anaerobic digestion. **Water Research**, v. 3, p. 385-416, 1969.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia**.6. ed. Porto Alegre: Artes Médicas Sul, 2000. 729p.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande, EPGRAF, UFPB, 1999.

VERONEZ, F. A.; GONÇALVES, R. F. **Produção de biogás em um reator UASB tratando esgoto sanitário e logo de descarte de biofiltros aerados submersos**. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Espírito Santo, 2002.

VIEIRA, S. M. M. **Relatório dos bancos de dados de resíduos sólidos e efluentes líquidos**. 2 ed. ver. São Paulo: CETESB, 2001.

VIEIRA, S. M. M.; SOUZA, M. E, 1981. Métodos analíticos para o acompanhamento da digestão anaeróbica. Engenharia: Fontes Alternativas, 3 (15): 26- 36.

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V. H.. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.** v.14, n.3. Campina Grande, Mar., 2010.

VON SPERLING, M. **Tratamento e destinação de efluentes líquidos da agroindústria**. Brasília: ABEAS; Viçosa: UFV, Departamento de Engenharia Agrícola, 1998. 88 p.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOARES, A. M. E.; ZERBINI, A. M. (2002) Coliform and helminth eggs removal in a combined UASB reactor – baffled pond system in Brazil: performance evaluation and mathematical modelling. **Water Sci. Technol.** 45(10): 237–242.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e ambiental; UFMG, 2005.

ZABROCKI, L.; SANTOS, D. C. dos. Caracterização da água cinza em edifícios residenciais. In.: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande; Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

ZERBINI, A. M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Identificação e contagem de ovos de helmintos em um sistema UASB – rampas de escoamento superficial.** 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa, Paraíba, 2001.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking water quality.** 2nd ed. Geneva, 1996. V.1. 1234p.

WHO. **Global Health Risks: mortality and burden of disease attributable to select major risks.** Geneva: WHO, 2009. 62 p.