

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

Escola de Engenharia de São Carlos

Engenharia Ambiental

Avaliação preliminar da eficiência de fossas biodigestoras no
tratamento de esgoto unidomiciliar - Assentamentos Nova São
Carlos e Santa Helena, São Carlos (SP)

Aluno: Pedro Carlos Sztajn Lotfi

Orientador: Prof. Dr. Davi Gasparini Fernandes Cunha

Monografia apresentada ao curso de
graduação em Engenharia Ambiental
da Escola de Engenharia de São Carlos
da Universidade de São Paulo

São Carlos, SP

2016

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Lotfi, Pedro Carlos Sztajn
L882a Avaliação preliminar da eficiência de fossas
 biodigestoras no tratamento de esgoto unidomiciliar -
 Assentamento Nova São Carlos e Santa Helena, São Carlos
 (SP) / Pedro Carlos Sztajn Lotfi; orientador Davi
 Gasparini Fernandes Cunha. São Carlos, 2016.

 Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) --
 Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de
 São Paulo, 2016.

 1. Saneamento rural. 2. fossa biodigestora. 3.
 tratamento descentralizado de esgoto. 4. utilização de
 efluente de esgoto tratado para fins agrícolas. I.
 Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato(a): **Pedro Carlos Sztajn Lotfi**

Data da Defesa: 26/02/2016

Comissão Julgadora:

Resultado:

Davi Gasparini Fernandes Cunha (Orientador(a))

APROVADO

Evaldo Luiz Gaeta Espindola

APROVADO

Luiz Antonio Daniel

APROVADO



Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Coordenador da Disciplina 1800091- Trabalho de Graduação

*“[...]E Jesus prometeu coisa melhor
Prá quem vive nesse mundo sem amor
Só depois de entregar o corpo ao chão, só depois de morrer neste sertão
Eu também tô do lado de Jesus, só que acho que ele se esqueceu
De dizer que na Terra a gente tem
De arranjar um jeitinho prá viver
Muita gente se arvora a ser Deus e promete tanta coisa pro sertão
Que vai dar um vestido prá Maria, e promete um roçado pro João
Entra ano, sai ano, e nada vem, meu sertão continua ao Deus dará
Mas se existe Jesus no firmamento, cá na Terra isso tem que se acabar[...]”
(Trecho de Procissão, de Gilberto Gil)*

Agradecimentos

Gostaria de agradecer em primeiro lugar à SAPA, ao GEISA e a todos seus integrantes por terem me ajudado a construir minha visão do curso de Engenharia Ambiental e do mundo desde o início da graduação. E à galera da minha sala que sempre esteve junto nesse processo, principalmente a Gabi, o Alejandro, o Dendê e a Panda.

Um agradecimento com muito carinho também a todo pessoal que participou do canteiro escola, em especial a Larild, parceira desde sempre nessa empreitada pela zona rural de São Carlos e em tantas outras coisas. À Meyre e o Gilson um agradecimento muito grande por sempre nos receberem no assentamento com tanta alegria, e também pelo exemplo de vida.

A todos que contribuíram com a realização desse trabalho, principalmente os assentados que me receberam com tanta disponibilidade. Ao Davi, por ter vestido a camiseta dessa pesquisa, articulado esforços e se disponibilizado tantas vezes. A Juliana, a Adriana e o Wesley, pela tão valiosa ajuda com as análises nos laboratórios. A Jú do GEISA também pela força nas coletas. A Aline por ter me apresentado o Santa Helena, tirado tantas dúvidas e sido tão disponível pra mim e pro grupo.

À Camis, minha namorada, por ter me acompanhado nesse trabalho, nesses últimos anos de graduação e em tantas outras coisas na vida.

À galera da Ócio, da Trairagem da 354 pelo carinho e pelos bons momentos em São Carlos.

RESUMO

O Brasil ainda apresenta um elevado déficit de saneamento, além de uma assimetria da cobertura desses serviços na zona rural e na zona urbana. Verificou-se que no ano de 2012, a Pesquisa Nacional por Amostragem de Domicílios (PNAD) registrou que apenas 33,2% das residências na zona rural estavam conectadas a redes de distribuição de água, sendo tal valor de 93,9% para as zonas urbanas. Para a coleta de esgoto, segundo a mesma pesquisa, um índice de apenas 5,2% de domicílios atendidos por uma rede na zona rural, sendo que 45,3% utilizavam-se de fossas negras. Para a zona urbana, o índice de coleta de esgoto era de 65,3% dos domicílios. Nesse contexto, destacam-se algumas tecnologias descentralizadas, de baixo custo, concebidas para serem alternativas para o tratamento de esgoto *in situ* na zona rural. Dessa forma, este trabalho teve como objetivos realizar uma revisão bibliográfica sobre o panorama de abastecimento de água e esgotamento sanitário no Brasil, comparando a situação no meio urbano e no meio rural, descrever os aspectos construtivos e de dimensionamentos das fossas biodigestoras e, principalmente, avaliar a eficiência dos sistemas de sete fossas biodigestoras em relação à remoção de DBO, nutrientes e patógenos em assentamentos no município de São Carlos (SP). A partir da utilização de diferentes metodologias, foi possível realizar a caracterização dos efluentes de diferentes fossas biodigestoras, com valores médios de 59mg O₂/L para DBO_{5,20}, 32,33 mg/L para o fósforo total, 188,72 mg/L para NTK, 4,64x10⁴ UFC/100mL para *E. coli* e 1,172x10⁵ UFC/100 mL para coliformes totais. Além disso, comparando-se os valores encontrados para o esgoto bruto e o esgoto tratado, foram estimados os valores médios de eficiência de 73% para remoção de DBO, 98% para remoção de coliformes totais, 96% para remoção de *E. coli*, 37% de remoção de fósforo total e 43% de remoção de NTK para as fossas onde ocorreu remoção. A partir desses resultados, foi possível estabelecer uma comparação entre as eficiências obtidas para a fossa biodigestora e diferentes tecnologias centralizadas, além da fossa séptica e de tecnologias descentralizadas semelhantes, podendo-se concluir que a fossa biodigestora apresenta-se como uma importante alternativa para o saneamento rural, devido não somente aos seus níveis satisfatórios de remoção das variáveis estudadas, mas também ao seu baixo custo, simples manutenção e possível geração de insumo agrícola.

Palavras-chave: Saneamento rural, fossa biodigestora, tratamento descentralizado de esgoto, utilização de efluente de esgoto tratado para fins agrícolas.

ABSTRACT

Brazil still holds a high deficit of sanitation, in addition to an asymmetry between the coverage of these services in the rural and urban areas. It's been verified in 2012 by the National Research by Domicile Sampling (PNAD) that only 33,2% of Brazilian rural residencies were connected to a water supply system, whereas the rate for the same parameter was of 93,9% in urban areas. For sewage collection, the same research verified that only 5, 2% of rural domiciles were covered by a sewage network, whereas 45, 3% were still using cesspits. For the urban areas, the sewage collection rate was of 65, 3% of the domiciles. In this context, some decentralized technologies are highlighted for their low cost, conceived to be alternatives for on-site sewage treatment in the rural areas. This way, this research had the goal to make a literature review about the panorama of water supply and sewage treatment in Brazil, establishing a comparison between the rural and urban areas, discuss the constructive aspects of a septic biodigester tank and, most importantly, evaluate the efficiency of the septic biodigester tanks regarding the removal of BOD, nutrients and pathogens. By the utilization of different methods, it was possible to come to the average values of 59 mg O₂/L for BOD_{5,20}, 32.33 mg/L for total phosphorous, 188.72 mg/L for TKN, 4.64x10⁴ CFU/100 mL for *E. coli* and 1.172x10⁵ CFU/100mL for total coliforms. Comparing the values found on untreated and treated sewage, it was possible to come to the average efficiency of 73% for BOD removal, 98% for the removal of total coliforms, 96% for *E. coli* removal, 37% for phosphorous removal and 43% for TKN removal in the tanks in which removal took place. Having this results, it was possible to establish a comparison between the efficiency obtained for the septic biodigester tank and various centralized technologies, in addition to the traditional septic tank and decentralized similar technologies, being possible to conclude that the septic biodigester tank is an important alternative solution for rural sanitation, not only because its efficiency in pollutants removal, but also because of its low cost, low maintenance and generation of agricultural input.

Keywords: Rural sanitation, septic biodigester tank, sewage decentralized treatment, reuse of sewage effluent for agricultural purposes

Índice de Figuras

Figura 1 – Esquema de efeitos diretos e indiretos sobre a saúde relacionados a ações de abastecimento de água e esgotamento sanitário.....	4
Figura 2 - Taxas de mortalidade infantil em menores de cinco anos (por 1000 nascidos) nas diferentes regiões do Brasil.....	6
Figura 3 - Abastecimento de Águas nos Domicílios Rurais do Brasil.....	7
Figura 4 - Coleta de esgoto sanitário em Domicílios Rurais do Brasil.....	8
Figura 5 - Esquema do sistema da fossa séptica biodigestora desenvolvida pela EMBRAPA, com destaque para a válvula de retenção (1), a chaminé de alívio (2), tubos de PVC (3 e 4), e caixas de cimento, amianto ou plástico (5 e 6).....	14
Figura 6 – Simplificação das reações envolvidas na digestão anaeróbia.....	20
Figura 7 – Localização aproximada dos assentamentos Santa Helena e Nova São Carlos.....	30
Figura 8 – Foto do procedimento de coleta em uma das fossas biodigestoras no Assentamento Comunidade Agrária Nova São Carlos.....	32
Figura 9 – Fotos representando o sistema bifásico de tratamento de esgoto, a esquerda visualiza-se a caixa de entrada de esgoto (1), tanque séptico com filtro anaeróbio (2) e caixa de saída do esgoto (3). Já na direita visualiza-se somente a associação do tanque séptico com filtro anaeróbio.....	53
Figura 10 – Corte em perspectiva do tanque de evapotranspiração, com destaque para as paredes em ferro-cimento, a câmara de recepção, o entulho cerâmico, o tubo de entrada, o tubo de visita, a brita, a areia, o solo e as plantas.....	55
Figura 11 – Esquema do sistema doméstico modular de wetlands construídos (WC), com destaque para a entrada de esgoto bruto, o tanque séptico, o WC horizontal 1, o WC horizontal 2, o WC horizontal 3, o WC vertical e a saída de esgoto tratado.....	57
Figura 12 – Esquema do wetland construído (WC) horizontal, com destaque para a câmara de distribuição, a entrada de esgoto, o polímero plástico, a entrada tampada, o geotêxtil e a saída do efluente.....	58
Figura 13 – Esquema do wetland construído (WC) vertical, com destaque para a entrada, o distribuidor, o polímero plástico, o meio de filtração, a zona de reação, a bomba submersível, o geotêxtil, a entrada tampada e a saída do efluente.....	58

Índice de tabelas

Tabela 1 - Principais doenças de veiculação hídrica, relacionadas com os respectivos agentes etiológicos, sintomas e fontes de contaminação.....	5
Tabela 2 - Caracterização internacional de águas cinzas para os parâmetros de turbidez, nitrogênio total, Fósforo total, DBO, coliformes termotolerantes e <i>Streptococcus faecalis</i> , de acordo com a fonte de geração e o país, para diferentes pesquisadores.....	10
Tabela 3 - Caracterização nacional de águas cinzas para os parâmetros de turbidez, NTK, fósforo total, DBO, coliformes termotolerantes e <i>E. coli</i> , de acordo com a fonte de geração e a cidade, para diferentes pesquisadores.....	11
Tabela 4 - Caracterização águas negras para os parâmetros de turbidez, <i>E. coli</i> , coliformes totais, coliformes termotolerantes, DBO, NTK, fosfato e fósforo Total, com respectivas unidades, de acordo com diferentes pesquisadores.....	13
Tabela 5 – Descrição dos materiais e ferramentas necessárias para a implementação de uma fossa biodigestora, além de suas quantidades.....	16
Tabela 6 - Concentrações de nitrato, amônia, nitrogênio e fósforo total para os efluentes de três diferentes fossas biodigestoras.....	23
Tabela 7 – Concentração de coliformes totais e coliformes termotolerantes na entrada e saída de diferentes fossas biodigestoras.....	24
Tabela 8 – Diferentes sistemas de tratamento centralizados associados às respectivas concentrações e eficiência de remoção para nitrogênio, fósforo e concentrações de coliformes fecais.....	25
Tabela 9 – Recomendações da OMS sobre a qualidade microbiológica de águas que recebem esgoto sanitário, quando empregados na agricultura, de acordo com o tipo de irrigação e cultura, apresentando os grupos de risco, para nematóides intestinais e coliformes fecais, associados a determinado processo de tratamento.....	27
Tabela 10 – Normas para irrigação com efluentes de águas servidas tratadas no Estado de Israel, de acordo com a categoria de cultivos, para os parâmetros de DBO total, DBO dissolvida, sólidos suspensos, oxigênio dissolvido (OD), coliformes, cloro residual, além de tratamento exigido e distâncias de áreas residências e estradas pavimentadas.....	28
Tabela 11 – Volume das amostras de esgoto utilizados para os testes, com respectivos valores de O.D. inicial e final, além de valores para DBO encontrados para cada amostra, DBO média do esgoto bruto e tratado de cada fossa biodigestora e respectivas eficiências de remoção de DBO.....	37

Tabela 12 – Fósforo total do esgoto bruto e tratado para cada amostra analisada, além de concentrações médias para o esgoto bruto e tratado de cada fossa biodigestora e suas respectivas eficiências de remoção.....	38
Tabela 13 – Diluições realizadas nas análises das amostras, concentrações de coliformes totais e <i>E. coli</i> tanto para o esgoto bruto quanto o tratado, além da eficiência da remoção de cada um dos parâmetros indicadores de contaminação para cada fossa biodigestora.....	39
Tabela 14 – Valores de NTK para o esgoto bruto e esgoto tratado, além de eficiência de remoção para cada fossa biodigestora analisada.....	40
Tabela 15 – Especificações sobre a localidade, tempo de instalação e informações gerais de cada fossa, além do número de pessoas em cada residência.....	41
Tabela 16 – Eficiência de remoção de DBO, <i>E. coli</i> , coliformes totais, Fósforo total e NTK para cada fossa biodigestora analisada.....	42
Tabela 17 – Eficiência de remoção e concentração no efluente de um sistema descentralizado composto por associação de um tanque séptico com um filtro anaeróbio de fluxo ascendente.....	52
Tabela 18 – Concentração para a DBO, coliformes totais, <i>E. coli</i> e NTK do efluente do Tanque de Evapotranspiração.....	56

Sumário

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	2
2.1 Objetivo Geral.....	2
2.2 Objetivos Específicos.....	2
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	2
3.1 Saneamento.....	2
3.2 Saneamento e saúde.....	3
3.3 Saneamento na zona rural e no meio urbano.....	6
3.4 Esgoto.....	8
3.5 Águas cinzas.....	9
3.6 Águas negras.....	12
3.7 Fossa biodigestora.....	13
3.7.1 Aspectos construtivos.....	14
3.7.2 Relação com outras soluções sanitárias.....	16
3.7.2.1 Fossa séptica.....	17
3.7.2.2 Comparação da fossa biodigestora e da fossa séptica.....	18
3.7.3 Digestão anaeróbia.....	19
3.7.4 Variáveis de monitoramento.....	20
3.8 Reutilização do esgoto para fins agrícolas.....	26
4. METODOLOGIA.....	29
4.1 Área de estudo.....	29
4.1.1 Assentamento Comunidade Agrária Nova São Carlos.....	30
4.1.2 Assentamento Santa Helena.....	32
4.2 Coleta.....	33
4.3 Métodos.....	34
4.3.1 DBO ₅ 20.....	34
4.3.1.1 Análise dos dados obtidos.....	34
4.3.2 Fósforo total.....	34
4.3.2.1 Análise dos resultados obtidos.....	35
4.3.3 Nitrogênio total Kjeldahl (NTK).....	35
4.3.3.1 Análise dos resultados obtidos.....	35
4.3.4 <i>E. Coli</i> e coliformes totais.....	36

4.3.4.1 Contagem dos coliformes totais e <i>E.coli</i> e análise dos resultados obtidos.....	36
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	36
5.1 Apresentação dos resultados de remoção.....	36
5.2 Comparação dos resultados obtidos para cada fossa.....	40
5.3 Relação dos aspectos das fossas e os resultados para os parâmetros analisados.....	43
5.4 Investigação dos fatores associados às eficiências das fossas biodigestoras.....	45
5.4.1 Remoção de NTK.....	45
5.4.2 Remoção de <i>E. coli</i> e coliformes totais.....	46
5.4.3 Remoção de matéria orgânica.....	46
5.4.4 Remoção de fósforo.....	47
5.5 Comparação com tecnologias centralizadas.....	47
5.6 Comparação com a fossa séptica.....	49
5.7 Disposição no solo de acordo com padrões disponíveis.....	49
5.8 Comparação com tecnologias similares.....	51
5.8.1 Comparação com o sistema de pacote anaeróbio.....	52
5.8.2 Comparação com o tanque de evapotranspiração.....	54
5.8.3 Comparação com sistema doméstico modular de wetlands construídos.....	57
5.8.4 Comparação dos resultados obtidos com os padrões de lançamento.....	60
6. CONCLUSÃO.....	60
7. RECOMENDAÇÕES.....	61
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	61

1 - INTRODUÇÃO

O Brasil ainda não conseguiu garantir o acesso aos serviços de saneamento para toda a sua população, principalmente no meio rural, sendo que de acordo com a Pesquisa Nacional por Amostragem de Domicílios (PNAD) de 2012, apenas 33,2% das residências no meio rural estavam conectadas a rede de abastecimento de água e apenas 5,2% estavam conectadas à rede de coleta de esgoto, sendo que 45,3% delas utilizavam-se de fossas negras.

Uma das maiores motivações para as ações de saneamento é a da melhoria das condições de vida da população beneficiada pelos serviços, principalmente no que diz respeito à saúde dos indivíduos. Muitas doenças estão relacionadas ao contato com fontes de água contaminadas e ao seu consumo.

No caso do saneamento no meio rural, faz-se importante a caracterização das águas residuárias em dois grupos: as águas cinzas e as águas negras. As primeiras são compostas basicamente pelas águas provenientes das pias, chuveiros e da lavanderia (RIDDERSTOLPE, 2004). Já as águas negras são provenientes exclusivamente do vaso sanitário. Otterpohl (2001) afirma que águas negras possuem a maior parte da matéria orgânica e dos patógenos do esgoto, apesar de serem geradas em menores quantidades que as águas cinzas.

A fossa biodigestora da EMBRAPA, que é estudada nesse trabalho, foi concebida como uma unidade descentralizada de tratamento das águas negras domésticas, modelada para o meio rural. O tratamento do esgoto se dá pela fermentação realizada pelas bactérias presentes no esterco bovino, que é colocado na fossa a cada trinta dias (FAUSTINO, 2007). Sua finalidade é a de tratar as águas negras, sendo, portanto, conectada exclusivamente a vasos sanitários. A fossa é composta por duas caixas de cimento, amianto ou plástico, com volume de 1000 L cada, onde ocorre o processo de tratamento do efluente. A terceira caixa, também do mesmo material e volume, tem a função de receber o adubo orgânico produzido pelas unidades anteriores.

Além disso, a fossa biodigestora propicia a reutilização do esgoto para irrigação de árvores frutíferas, prática essa que realiza uma dupla contribuição com o setor agrícola e do saneamento, possibilitando o fornecimento de importantes insumos agrícolas, mas sempre se levando em conta os possíveis efeitos negativos ao solo, às plantas e às águas subterrâneas (FLORENCIO ET AL., 2006). Ressalta-se que a reutilização do efluente nunca deve se dar para alimentos que serão consumidos crus ou que tenham contato direto com este.

O presente trabalho teve como motivação a avaliação da eficiência de fossas biodigestoras instaladas em dois diferentes assentamentos do município de São Carlos/SP, através de análises físico-químicas e microbiológicas dos principais parâmetros disponíveis para avaliação de águas

residuárias, que foram, respectivamente a $DBO_{5,20}$, o fósforo total, o Nitrogênio Total Kjeldahl, os coliformes totais e *E. coli*.

2- OBJETIVOS

2.1 - Objetivo geral:

O objetivo desta pesquisa foi avaliar a eficiência de sistemas de fossas biodigestoras para a melhoria de efluentes domésticos unidomiciliares nos Assentamentos Nova São Carlos e Santa Helena, em São Carlos(SP).

2.2 - Objetivos específicos:

- Traçar um panorama do abastecimento de água e esgotamento sanitário no Brasil comparando-se a situação em meio urbano e rural, com foco em alternativas descentralizadas;
- Descrever os aspectos construtivos e de dimensionamento das fossas biodigestoras instaladas pela EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) nos dois assentamentos;
- Avaliar a eficiência dos sistemas de fossas biodigestoras em relação à remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio, nutrientes e patógenos pela comparação entre as características do afluentes bruto e do efluente tratado;

3- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1- Saneamento

De acordo com a Política Nacional de Saneamento Básico (Lei Federal Nº 11.445/2007), o saneamento é composto por serviços relacionados ao abastecimento de água, coleta e tratamento de esgotos, drenagem urbana e gerenciamento de resíduos sólidos. A Constituição Brasileira de 1988 estabelece que “*Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida*”. Assim, o saneamento não deve ser entendido como um serviço que deve meramente obedecer às leis de mercado, mas como um direito

social, devendo o poder público articular esforços para sua universalização em todos os segmentos sociais e regiões do Brasil.

Apesar dos inúmeros avanços tecnológicos nos últimos séculos, e por mais consolidadas que sejam as técnicas de tratamento de água e esgoto, observa-se que o déficit de saneamento ainda é um problema em escala global. De acordo com o Relatório GLAAS de 2014, a Organização Mundial da Saúde (OMS) estima que mais de 700 milhões de pessoas ainda não têm acesso à água potável, 2,5 bilhões de pessoas ainda não têm acesso a instalações sanitárias adequadas, sendo que um bilhão dessas ainda defeca à céu aberto.

3.2- Saneamento e Saúde

As ações de saneamento ambiental são estratégicas por uma série de motivos, sendo um dos mais importantes a melhoria das condições de vida da população beneficiada, principalmente no que diz respeito à saúde pública. O desenvolvimento de uma série de doenças está relacionado ao contato com fontes de água contaminadas e ao seu consumo. Conforme afirma Briscoe (1987), a implementação de sistema de abastecimento de água e esgotamento sanitário tem efeitos de longo prazo sobre a saúde mais significativos do que aqueles provocados por intervenções tradicionais da medicina, conferindo ao saneamento um efeito multiplicador. Os estudos de Cvjetanovic (1986), por sua vez, abarcam uma abrangência ampla sobre a questão da saúde, incluindo fatores econômicos e sociais, dividindo os efeitos do saneamento entre diretos e indiretos. Na Figura 1 estão ilustradas as principais relações de causa e efeito para os benefícios diretos e indiretos que o autor afirma estarem associados às ações de saneamento. Observa-se uma relação de retroalimentação nos investimentos relacionados ao saneamento, em que benefícios como melhoria da nutrição, higiene pessoal e interrupção da transmissão de doenças relacionadas com a água propiciam o desenvolvimento econômico, possibilitando assim a manutenção e expansão das ações de saneamento.

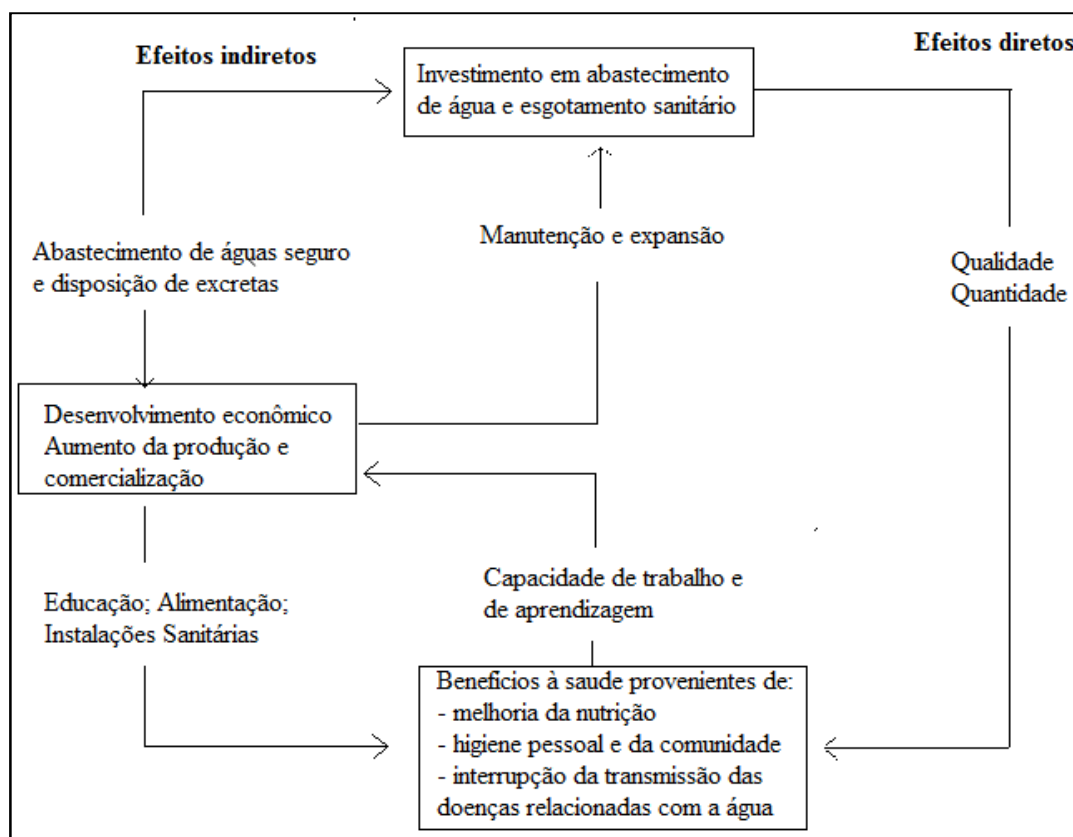


Figura 1 – Esquema de efeitos diretos e indiretos sobre a saúde relacionados a ações de abastecimento de água e esgotamento sanitário.

Fonte: Cvjetanovic (1986)

De acordo com Gonçalves et al. (2003), as enfermidades relacionadas com águas contaminadas (Tabela 1) podem ser divididas em quatro categorias, sendo elas: as de veiculação hídrica, no qual os agentes patogênicos são ingeridos conjuntamente com a água, as transmitidas durante a higiene pessoal, as relacionadas com o contato com água contaminada e, por fim, aquelas nas quais o vetor tem uma parte de seu ciclo de desenvolvimento na água.

A maior parte das doenças apresentadas apresenta diarreia como um de seus sintomas (Tabela 1). O termo enfermidade diarreica se caracteriza por uma série de doenças que tem relação direta com a estrutura sanitária das comunidades, sendo o principal fator de morbidades em países em desenvolvimento, como mostraram alguns estudos realizados nas décadas de 80 e 90. (GONÇALVES ET AL., 2003)

Tabela 1. Principais doenças de veiculação hídrica, relacionadas com os respectivos agentes etiológicos, sintomas e fontes de contaminação.

Doença	Agente Etiológico	Sintomas	Fontes de contaminação
Febre tifóide e paratifóide	<i>Salmonella typhi</i> <i>Salmonella paratyphi A e B</i>	Febre elevada, diarreia.	Fezes humanas
Disenteria Bacilar	<i>Shigella dysenteriae</i>	Diarreia.	Fezes humanas
Disenteria amebiana	<i>Entamoeba histolytica</i>	Diarreia, abscessos no fígado e intestino delgado.	Fezes humanas
Cólera	<i>Vibrio cholerae</i>	Diarreia e desidratação.	Fezes humanas e águas costeiras
Giardíase	<i>Giardia lamblia</i>	Diarreia, náusea, indigestão, flatulência.	Fezes humanas e de animais
Hepatite A e B	Vírus da hepatite A e B	Febre, icterícia	Fezes humanas
Poliomielite	Vírus da poliomielite	Paralisia	Fezes humanas
Criptosporidiose	<i>Cryptosporidium Parvum</i> <i>Cryptosporidium muris</i>	Diarreia, anorexia, dor intestinal, náusea, indigestão, flatulência.	Fezes humanas e de animais
Gastroenterite	<i>Escherichia coli</i> , <i>Campylobacter jejuni</i> <i>Yersinia enterocolitica</i> , <i>Aeromonas hydrophila</i> , Rotavírus e outros vírus entéricos.	Diarreia	Fezes humanas

Fonte: Golçalves et al., (2003)

Ainda explicitando a relação entre qualidade de vida, saúde e condições sanitárias, a taxa de mortalidade infantil (TMI) se configura como importante índice para aferição do desenvolvimento de um país, expressando o nível de saúde desse e seu desenvolvimento socioeconômico (OLIVEIRA, 2008). No caso brasileiro, verificam-se assimetrias regionais, conforme exposto na Figura 2. Ainda de acordo com a mesma autora, na região centro-sul do Brasil, fatores como o atendimento médico e sanitário, práticas culturais tradicionais, níveis mais elevados de renda e presença do poder público fizeram com que o saneamento básico deixasse de ser variável explicativa para a TMI. Por outro lado, a pesquisadora destaca que na região nordeste, a falta de saneamento básico continua a ser fator agravante das elevadas TMI, principalmente nas camadas sociais de menor renda, aliando falta de cobertura do serviço de saneamento com outros fatores como baixa escolaridade, atendimento médico-sanitário precário.

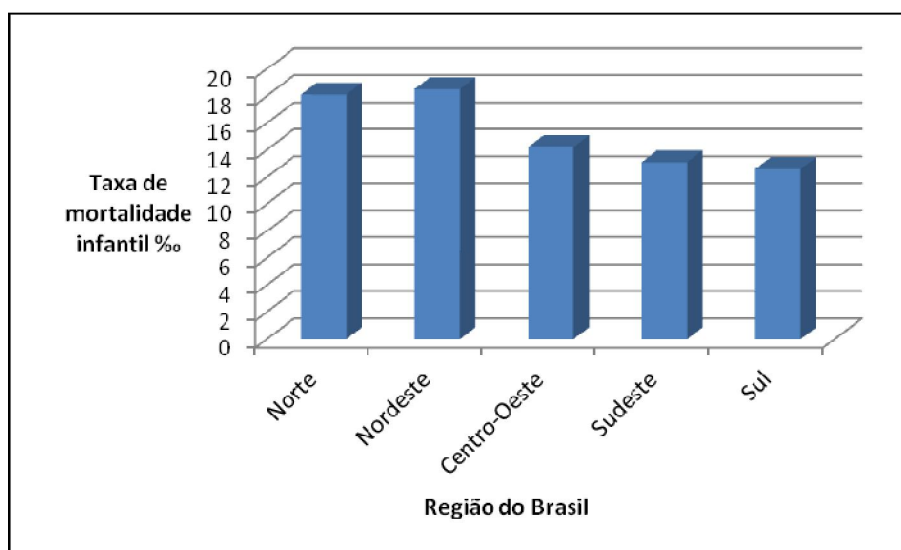


Figura 2 – Taxas de mortalidade infantil em menores de cinco anos (por 1000 nascidos) nas diferentes regiões do Brasil.

Fonte: CENSO IBGE 2010

3.3 - Saneamento na zona rural e no meio urbano

Os serviços de saneamento, e como será ilustrado mais especificamente para o caso do abastecimento de água e o esgotamento sanitário, ainda apresentam baixos índices de cobertura no território nacional. Entretanto, há de se destacar que, mesmo dentro deste quadro crítico, as áreas rurais ainda apresentam índices mais críticos do que as urbanas, além de serem verificadas

disparidades em âmbito nacional, ou seja, regiões do Brasil que têm nitidamente maior infraestrutura sanitária que outras.

De acordo com o último censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 2010 a população no campo era de 29.830.007 pessoas, parcela que representava 15,63% dos 190.755.799 brasileiros, um índice que se caracteriza por ser pequeno do ponto de vista percentual, mas relevante do ponto de vista da população absoluta. De acordo com a Pesquisa Nacional por Amostragem de Domicílios (PNAD) de 2012, verificou-se que existe elevado déficit de cobertura de serviços de abastecimento de água no meio rural, sendo que apenas 33,3% das residências estão ligadas a redes de distribuição de água. Em caráter regional, a região Nordeste apresenta os melhores índices para tal categoria, com cobertura de 42%, e a região Centro-Oeste apresenta os menores índices, com apenas 18% dos domicílios rurais obtendo acesso à rede de abastecimento de água.

Conforme se verifica na Figura 3a alternativa mais comum de abastecimento, presente em 44,1% dos casos é de outras formas de abastecimento com canalização interna. Tais dados contrastam com as porcentagens de atendimento para áreas urbanas, nas quais 93,9% dos domicílios têm acesso à rede pública de abastecimento de água.

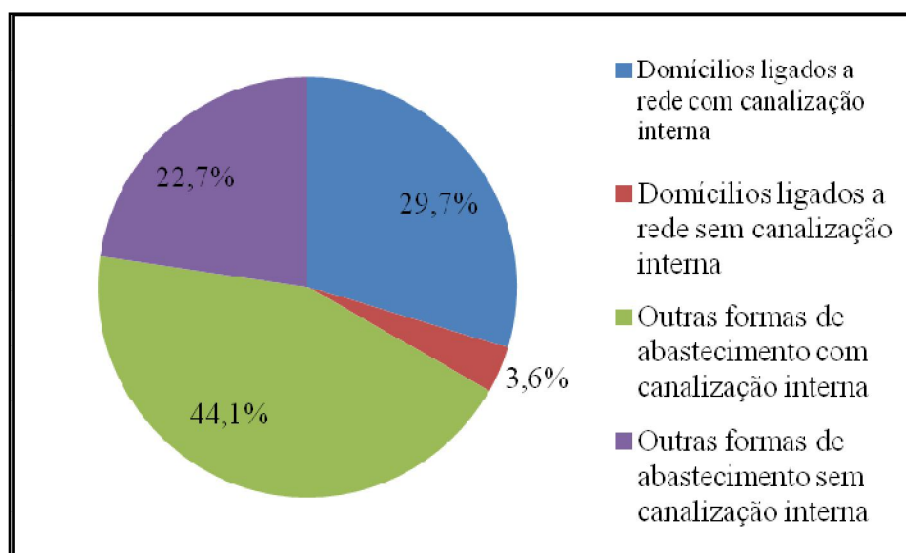


Figura 3: Abastecimento de Águas nos Domicílios Rurais do Brasil

Fonte: IBGE – PNAD 2012

Do ponto de vista do esgotamento sanitário, ou seja, da coleta e tratamento de esgoto domiciliar, a situação é deficitária para ambas as territorialidades, sendo tais índices ainda piores para o meio rural. Conforme se verifica na Figura 4, para a coleta de esgoto, de acordo com o

PNAD/2012 apenas 5,2% dos domicílios rurais possuíam tal serviço, sendo que outros 28,3% dispunham de fossas sépticas. Do total remanescente, 45,3% utilizavam-se de fossas negras, que se constituem, em geral, de buracos que recebem as excretas do domicílio e que não cumprem a função de evitar a contaminação das águas superficiais e subterrâneas (CARLOS, 2015). Tais estatísticas também se contrapõem ao meio urbano, onde 65,3% dos domicílios estavam diretamente ligados às redes coletoras, percentual baixo, mas bem superior ao das zonas rurais. A disparidade regional está presente também para tal serviço, como pode ser verificado com uma rede de cobertura de mais de 80% no Sudeste e menos de 15% no Norte do país.

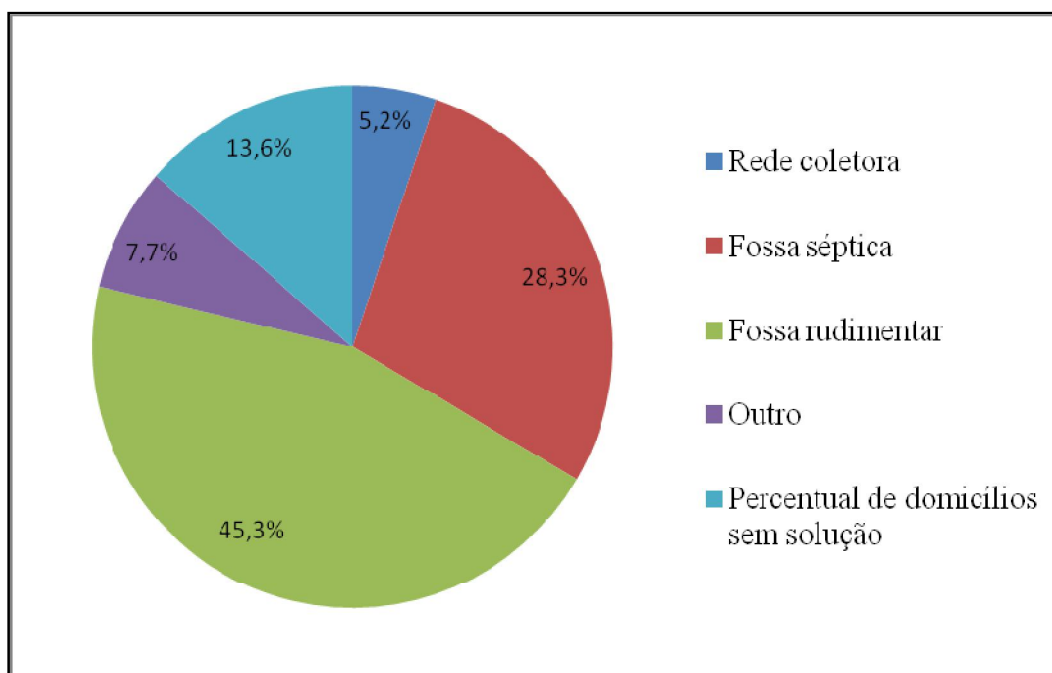


Figura 4: Coleta de esgoto sanitário em Domicílios Rurais do Brasil

Fonte: IBGE – PNAD 2012

3.4- Esgoto

De acordo com Jordão e Pessoa (2005), o esgoto é usualmente dividido entre sanitário e industrial, sendo que a primeira categoria é composta basicamente dos efluentes domésticos, além de uma contribuição de águas pluviais e de infiltração e, em alguns casos, uma pequena fração de despejos industriais de características bem definidas.

O autor ainda pontua que os efluentes domésticos têm majoritariamente origem em residências, edifícios comerciais ou qualquer construção que tenha, dentro de suas instalações, a

presença de banheiros, lavanderias ou cozinhas. Tal efluente é composto essencialmente das águas utilizadas para banho, de urina, fezes, papel, restos de alimentos, sabonetes, detergentes e águas de lavagem.

Tem-se assim que a concepção do sistema de esgotamento sanitário no meio urbano, pelo menos no Brasil, caracteriza-se pela junção de todos os efluentes produzidos no próprio domicílio. Para o saneamento rural, é de utilidade a caracterização das águas residuárias em dois grupos: as águas cinzas e as águas negras.

3.5 - Águas Cinzas

As águas cinzas são compostas principalmente pelas águas provenientes das pias, chuveiros, da lavanderia, e têm a característica de serem de mais simples tratabilidade, a depender do objetivo que se tem para o reuso, desde que sejam seguidos alguns critérios sanitários (RIDDERSTOLPE, 2004).

De acordo com May (2009) a composição das águas cinzas está intimamente ligada com o comportamento dos usuários das águas, sendo que as características físicas, químicas e biológicas desses efluentes apresentam peculiaridades para diferentes localidades, estilos de vida, costumes, instalações e utilização de produtos químicos.

Apesar de não terem em sua composição águas coletadas do vaso sanitário, as águas cinzas provenientes da cozinham podem apresentar contaminação, sendo que em alguns estudos foram detectadas concentrações de coliformes termotolerantes de até 2×10^9 UFC/100 mL, além de elevadas concentrações de detergentes que podem lhe conferir características alcalinas (RAPOPORT, 2004).

May (2009) afirma que os microrganismos patogênicos presentes nas águas cinzas são introduzidos nas águas cinzas através da limpeza das mãos, do banho e da lavagem de fraldas.

Outros estudos apontaram para a grande participação relativa das águas cinzas no esgoto doméstico, cuja composição varia de 60 a 70% do volume total (FRIEDLER; GALIL, 2008).

Também de grande relevância são as águas provenientes da lavagem de roupa, com significativas concentrações de sódio, fosfato, boro, surfactantes, amônia e nitrogênio, devido aos sabões utilizados, além de concentrações de coliformes termotolerantes de até 10^7 UFC/100 mL para a primeira lavagem (RAPOPORT, 2004).

As Tabelas 2 e 3 sintetizam uma série de variáveis encontradas na caracterização de águas cinzas em estudos internacionais e nacionais.

Tabela 2 – Caracterização internacional de águas cinzas para os parâmetros de turbidez, nitrogênio total, fósforo total, DBO, coliformes termotolerantes e *Streptococcus faecalis*, de acordo com a fonte de geração e o país, para diferentes pesquisadores.

VARIÁVEL	Fonte de Geração	Valor ou faixa de valor	País	Referência
Turbidez (uT)	Banheiro	60 a 240	Austrália	Christova-Boal et al (1996)
	Lavanderia	50 a 210		
Nitrogênio total (mg/L)	Chuveiro/Banheira	17	EUA	Butler et al, (2005)
	Lava Roupas	21		
	Enxague de roupa	6		
	Pia de cozinha	74		
	Lava Louças	40		
Fósforo total (mg/L)	Chuveiro/Banheira	2	EUA	Butler et al, (2005)
	Lava Roupas	57		
	Enxague de roupa	21		
	Pia de cozinha	74		
	Lava Louças	68		
DBO_{5,20} (mg O₂/L)	Chuveiro/Banheira	170	EUA	Siegrist et al (1976) apud Eriksson et al (2002)
	Lava Roupas	380		
	Enxague de roupa	150		
	Pia de cozinha	1460		
	Lava Louças	1040		
Coliformes termotolerantes (UFC/100mL)	Pia da cozinha	1,3x10 ⁵ a 2,5x10 ⁸	-	Eriksson et al (2002)
	Lavagem de roupa	1,6x10 ⁴ a 9x10 ⁴		
	Chuveiro	3x10 ³		
<i>Streptococcus faecalis</i> (UFC/100 mL)	Pia da cozinha	5,150 a 5,5x10 ⁸		
	Lavagem de roupa	10 ⁶ a 1,3x10 ⁶		
	Chuveiro	1 a 7x10 ⁴		

Fonte: Modificado de May, 2009.

Tabela 3 – Caracterização nacional de águas cinzas para os parâmetros de turbidez, NTK, fósforo total, DBO, coliformes termotolerantes e *E. coli*, de acordo com a fonte de geração e acidade, para diferentes pesquisadores.

Variável	Fonte de Geração	Valor ou faixa de valor	Cidade	Referência
Turbidez (uT)	Banheiro	2 a 189	Curitiba (PR)	Borges (2003)
NTK (mg/L)	Lavatório	5,6	Vitória (ES)	Bazzarella (2005)
	Chuveiro	3,4		
	Tanque	10,3		
	Maquina de lavar	3,6		
	Cozinha	13,7		
	Misturada	6,6		
Fósforo total (mg/L)	Lavatório	0,6	Vitória (ES)	Bazzarella (2005)
	Chuveiro	0,2		
	Tanque	17,7		
	Maquina de lavar	14,4		
	Cozinha	9,1		
	Misturada	9,0		
DBO_{5,20} (mg O₂/L)	Lavatório	265	Vitória (ES)	Bazzarella (2005)
	Chuveiro	165		
	Tanque	570		
	Maquina de lavar	184		
	Cozinha	633		
	Misturada	571		
Coliformes totais (NMP/100mL)	Lavatório	1,35x10 ²	Vitória (ES)	Bazzarella (2005)
	Chuveiro	3,95x10 ⁴		
	Tanque	2,06x10 ²		
	Maquina de lavar	5,37x10 ⁰		
	Cozinha	1,47x10 ³		
	Misturada	6,14x10 ⁴		
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	Lavatório	1,01x10 ¹		
	Chuveiro	2,63x10 ⁴		
	Tanque	2,87x10 ¹		
	Maquina de lavar	2,73x10 ¹		
	Cozinha	6,47x10 ²		
	Misturada	3,25x10 ⁴		

Fonte: Modificado de May(2009).

3.6 - Águas Negras

As águas negras são provenientes exclusivamente do vaso sanitário. A maior parte da matéria orgânica e nutrientes particulados é constituída por sólidos (provenientes de águas marrons, associadas às fezes), e praticamente todos nutrientes solúveis (nitrogênio, fósforo e potássio) são provenientes da urina (OTTERPOHL, 2001).

Não existe ainda um consenso em relação a uma definição exata das águas negras, sendo que alguns autores ainda optam pela incorporação das águas da pia da cozinha às águas negras devido a grande quantidade de sólidos em suspensão e compostos graxos, além de óleos e gorduras de origem animal e vegetal (GONÇALVES ET AL., 2006)

Segundo Otterpohl (2001), as águas negras possuem a maior parte da carga orgânica e de patógenos, apesar de serem geradas em menores quantidades que as águas cinzas. Se, após a separação, as águas negra se tiverem com baixas diluições, é possível que após o tratamento estas se transformem em fertilizantes de utilização segura. Assim, além do controle da poluição e da propagação de patógenos, pode ocorrer também a substituição de insumos agrícolas sintéticos por outros mais naturais. (OTTERPOHL, 2001).

Rebêlo (2011) aponta que diversos autores recomendam a utilização de sistemas de tratamento anaeróbios para a estabilização da matéria orgânica para esse tipo de efluente, por terem maior adaptabilidade às suas características.

Na Tabela 4 é possível verificar algumas das principais características físico-químicas e microbiológicas das águas negras, segundo diferentes autores.

Tabela 4 – Caracterização das águas negras para os parâmetros de turbidez, *E. coli*, coliformes totais, coliformes termotolerantes, DBO, NTK, fosfato e fósforo total, com respectivas unidades, de acordo com diferentes pesquisadores.

Parâmetro	Unidade	Média	Referência
Turbidez	NTU	481	Bernardes, 2014
		247	Rebêlo, 2011
<i>E. coli</i>	NMP/100mL	5,15x10 ⁶	Bernardes, 2014
Coliformes totais	UFC/100mL	28,7x10 ⁵	Rebêlo, 2011
Coliformes termotolerantes		14,4x10 ⁵	
DBO5,20	mg O ₂ /L	2000 a 3000	Panikkar, 2003
NTK	Gramas/pessoas/dia	11	Panikkar, 2003
Fósforo total	Gramas/pessoa/dia	1,6	Panikkar, 2003

Fonte: elaborado pelo autor a partir de Rebêlo (2001) e Bernardes(2014).

3.7 - Fossas biodigestoras

A fossa biodigestora se caracteriza como uma unidade descentralizada de tratamento de efluente doméstico, modelada para utilização na zona rural. O modelo estudado no presente trabalho foi desenvolvido por Antonio Pereira de Novaes, pesquisador da EMBRAPA instrumentação e com formação em veterinária.

O tratamento ocorre pela fermentação realizada pelas bactérias presentes no esterco bovino (ou de cabras, búfalos ou ovelhas) que é introduzido no sistema a cada trinta dias (FAUSTINO, 2007). Sua finalidade é de tratar as águas negras, sendo, portanto, conectada exclusivamente a vasos sanitários. As águas cinzas, por contarem em sua composição com sabão e detergente, teriam potencial de eliminar as bactérias presentes no sistema ou prejudicar seu desenvolvimento (NOVAES et al., 2002). Vale ressaltar que tais procedimentos operacionais, por mais simples que sejam, podem ser um entrave para as famílias, seja por conta da indisponibilidade de esterco nas proximidades do lote ou por questões culturais.

A fossa biodigestora, representada na Figura 5, além de promover o saneamento rural, dando destinação adequada para as águas negras, ainda gera como efluente um adubo líquido que pode ser usado em determinadas espécies vegetais, aumentando a produtividade agrícola, uma vez que contém nutrientes importantes para o desenvolvimento das plantas, além de matéria orgânica (FAUSTINO, 2007).

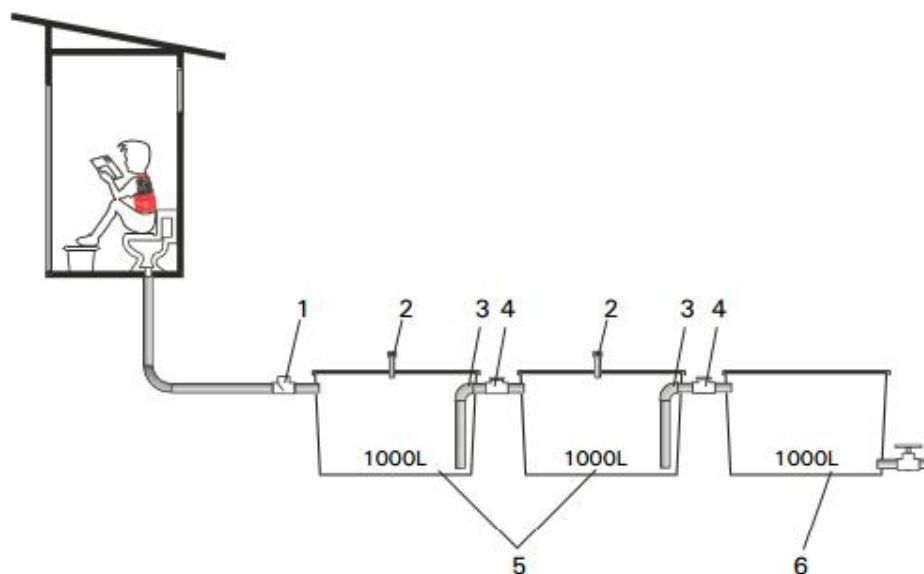


Figura 5— Esquema do sistema da fossa séptica biodigestora desenvolvida pela EMBRAPA, com destaque para a válvula de retenção (1), a chaminé de alívio (2), tubos de PVC (3 e 4), e caixas de cimento, amianto ou plástico (5 e 6).

Fonte: (NOVAES et al., 2002).

3.7.1 - Aspectos construtivos

As informações referentes aos aspectos construtivos foram retiradas da revista “Água: usos, conservação e monitoramento”, elaborada pelo programa “Plantando Águas”, da ONG “Iniciativa verde”, e da cartilha “Como montar e usar a fossa séptica modelo EMBRAPA”, elaborada pela EMBRAPA.

Do ponto de vista construtivo, a fossa biodigestora é composta por duas caixas de argamassa de cimento, amianto ou plástico, com volume de 1000 L cada, onde ocorre o processo de tratamento do efluente, sendo estas conectadas diretamente ao vaso sanitário. A terceira caixa, também do mesmo material e volume, tem a função de receber o adubo orgânico produzido pelas unidades anteriores.

Para garantir o funcionamento do sistema, é necessário que ocorra a inserção de uma mistura composta por 10 L de esterco bovino fresco (por conter ainda a fauna intestinal necessária) e 10 L de água, garantindo a existência e permanência das bactérias que executam os processos de fermentação, que é introduzida através da válvula de retenção (item 1 do esquema da Figura 5). Além disso, é necessária também a instalação de duas chaminés de alívio (item 2 do sistema) para atenuar a pressão, expulsando parte dos gases gerados no processo. As tampas das caixas devem ser

vedadas com borracha para garantir o ambiente anaeróbio, e as conexões e tubos de PVC (itens 3 e 4 do esquema) devem ser vedados com cola de silicone pelos mesmos motivos.

A configuração proposta visa garantir que o tempo de detenção hidráulica seja de 20 dias, ou seja, que a terceira caixa fique cheia depois desse período. Isso ocorre normalmente para uma família de até cinco pessoas, sendo que a recomendação é de que seja adicionada uma caixa para cada acréscimo de duas ou três pessoas na residência, ou em qualquer situação em que a terceira caixa fique cheia em menos de 20 dias.

É necessário que haja uma distância mínima de 50 a 60 cm entre cada caixa do sistema. Além disso, é importante frisar que o terreno em questão não deve ser encharcado e nem estar localizado em local que ocorra risco de alagamento. Ainda, deve-se procurar por locais sem árvores nas proximidades, uma vez que as raízes podem dificultar a escavação e galhos podem cair e prejudicar as caixas. Além disso, deve-se dar preferência a solos firmes, não muito arenosos, de fácil perfuração e sem pedras.

Além disso, com a finalidade de facilitar o escoamento por gravidade do esgoto proveniente do domicílio, é importante que as caixas estejam 30 cm mais baixas que o vaso sanitário. Outra recomendação visando à facilidade na utilização diária do sistema é a de colocar a terceira caixa em uma posição prática para remoção do adubo por baldes, bombas ou para o escoamento no local de utilização. Ainda, recomenda-se que o local deve ser cercado para evitar a presença de animais.

Uma vez que os processos fermentativos se dão em uma determinada temperatura, é vantajoso em muitos casos que a tampa das duas primeiras caixas esteja em posição com bastante iluminação solar, sendo comum que estas sejam pintadas de preto para garantir maiores temperaturas internas e facilitar o processo de biodigestão.

Vale ressaltar que a fossa biodigestora, caso esteja operando corretamente, não gera odor e produz pouco lodo. Na Tabela 5 estão detalhados os materiais e ferramentas necessárias para a implementação de uma unidade da fossa biodigestora.

Por fim, é importante destacar que a construção das fossas biodigestoras em muitos casos se dá através de mutirões de construção. Além da presença de um técnico, que pode estar sendo custeado através de editais públicos, convidam-se vizinhos e pessoas interessadas no assunto para realizar as ações manuais necessárias para construção da fossa. Assim, é possível que se relativizem alguns custos associados à mão de obra, que estariam presentes em outros sistemas comerciais convencionais.

Tabela 5 – Descrição dos materiais e ferramentas necessárias para a implementação de uma fossa biodigestora, além de suas quantidades.

Item	Quantidade	Descrição
1	3	Caixa de 1.000 litros
2	12 m	Tubo PVC 100 mm para esgoto
3	1	Válvula de retenção de PVC de 100 mm
4	2	Curva 90° longa de PVC 100 mm
5	3	Luva de PVC 100 mm
6	2	"T" de inspeção de PVC de 100mm
7	1	Tubo PVC soldável de 25 mm
8	2	CAP de PVC soldável de 50 mm
9	1	Tubo PVC soldável de 50 mm
10	1	Registro de esfera de PVC de 50 mm
11	2	Tubo cola de silicone de 300g
12	1	Adesivo para PVC - 100g
13	1 L	Neutrol (utilizado no caso da caixa ser de concreto)
14	1	Aplicador de silicone
15	1	Arco de serra com lâmina de 24 dentes
16	1	Pincel de 3/4"
17	1	Pincel de 4"
18	1	Estilete
19	2	Folhas lixa comum nº100
20	10	O'ring 100 mm (anel de borracha)
21	2	Flange de PVC soldável de 25 mm
22	1	Flange de PVC soldável de 50 mm
23	10 metros	Borracha de vedação 15x15 mm
24	400g	Pasta lubrificante para juntas elásticas em PVC rígido
25	1	Serra copo 100 mm
26	1	Serra copo 50 mm
27	1	Serra copo 25 mm

Fonte: Modificado de Águas: Usos, Conservação e Monitoramento (2015).

3.7.2 - Relação com outras soluções sanitárias

A fossa biodigestora se caracteriza como uma solução descentralizada de saneamento, voltada principalmente para a zona rural, que se propõe a incidir sobre localidades em que não existem sistemas de tratamento de esgoto, substituindo as fossas rudimentares. Além disso, esta também se apresenta como uma possível substituta das fossas sépticas tradicionais, por apresentar uma série de vantagens em comparação a esta.

3.7.2.1 Fossa séptica

As fossas sépticas (ou decanto-digestores) se constituem em um sistema descentralizado de tratamento de esgoto composto normalmente de apenas uma câmara, tendo a função central de realizar a sedimentação e o armazenamento dos sólidos sedimentáveis (que conformarão o lodo), além de realizar sua digestão, normalmente em ambiente anaeróbio (NUVOLARI, 2011). De tal processo de digestão, são gerados gases como o metano e o gás carbônico, em maior quantidade, e o gás sulfídrico, mercaptanas e, escatóis, em menores quantidades (NUVOLARI, 2011). De acordo com Batalha (1986), é no lodo que se dá a maior parte da digestão anaeróbia, sendo muito pequena a influência nos sólidos dissolvidos, provavelmente pelo pequeno tempo de detenção. É recomendável também que a este sistema seja acoplada uma caixa de gordura na saída das tubulações da cozinha, para que seja formada menor quantidade de espuma, constituída da junção de uma série de gorduras e substâncias graxas com gases provenientes da decomposição anaeróbia. (NUVOLARI, 2011)

De acordo na NBR-7229 (ABNT, 1993), o volume de dimensionamento da fossa séptica deve se dar através da expressão:

$$V = 1.000 + N (C \times T_d + k \times L_f)$$

Onde:

V = Volume útil em litros;

N = número de pessoas ou unidades de contribuição;

C = contribuição de despejos, em litros/(pessoa x dia) ou litros/(unidade x dia)

T_d = Tempo de detenção, em dias

K = taxa de acumulação de lodo digerido em dias, equivalente ao tempo de acumulação de lodo fresco

L_f = contribuição de lodo fresco, em litros/(pessoas x dia) ou litro/(unidade x dia)

De acordo com Batalha (1986) a limpeza da fossa séptica é feita anualmente, não devendo, entretanto, ser completa, sendo necessária a permanência de pelo menos 25 L de lodo como inóculo para permitir mais facilmente a degradação da matéria orgânica que será descarregada na fossa posteriormente.

Nuvolari (2011) aponta ainda que o líquido que sai da fossa séptica contém elevada carga de coliformes fecais e DBO solúvel, fatores que configuram a necessidade de uma disposição final cautelosa.

Segundo pesquisas conduzidas por Azevedo Netto e Hess(1970), para fossas sépticas construídas de acordo com as especificações técnicas, obteve-se uma remoção de 40 a 60% para a DBO, 30 a 60% para a DQO, de 50 a 70% para os sólidos sedimentáveis e 70 a 90% para óleos e graxas. Pesquisas conduzidas por Vieira e Sobrinho (1983) para sistemas de fossa séptica com duas câmaras forneceram resultados de 62% para remoção de DBO, 57% para remoção de DQO, 56% para remoção de sólidos sedimentáveis e 55% para remoção de coliformes totais.

Nuvolari (2011) aponta uma série de possíveis destinações para o lodo gerado na fossa séptica, sendo os destinos mais comuns sumidouros, valas de infiltração e filtros anaeróbios de fluxo ascendente (FAFA).

3.7.2.2 – Comparação da fossa biodigestora e da fossa séptica

A fossa biodigestora pretende ser uma tecnologia de baixo custo, sendo esse um importante aspecto na comparação com outras tecnologias. Costa (2014) afirma que o preço do sistema é de aproximadamente R\$1.500, valor inferior a maior parte das fossas sépticas disponíveis no mercado. A título de comparação, a Leroy-Merlin® oferece fossas sépticas a partir de R\$1.500 (volume de 600L) até R\$9.500 (volume de 10.000L) (consulta realizada em agosto/2015), valores esses bem mais elevados para a mesma capacidade da fossa biodigestora (volume das três caixas somadas de 3.000 L). Ainda do ponto de vista financeiro, a fossa biodigestora não necessita de remoção de lodo por caminhões, gerando uma economia anual em comparação a fossa séptica, principalmente nos casos em que a contratação de um caminhão para remoção do lodo seria inviável, como em locais muito afastados. Vale ressaltar que, mesmo que a fossa biodigestora apresenta vantagens econômicas significativas em relação a fossa séptica, o valor citado de R\$ 1.500 pode ser de grande impacto para famílias de baixa renda, que podem optar pela não implementação do sistema. Assim, a implementação do sistema, em algumas localidades, pode depender apenas de políticas públicas, com dificuldade de aquisição por parte das famílias.

Um segundo ponto a ser destacado, que também tem interface com viés financeiro, é a geração de adubo pela fossa biodigestora. Tal composto tem potencial de substituir fertilizantes industriais, gerando economia para famílias e ajudando no incremento de produtividade agrícola.

Um aspecto limitante da fossa biodigestora é a disponibilidade de estrume fresco, sendo tal aditivo essencial para o funcionamento da fossa, diferentemente da fossa séptica que não necessita de insumos.

3.7.3 Digestão anaeróbia

A fossa biodigestora trata as águas negras domiciliares a partir de um processo conhecido como digestão anaeróbia, ou seja, ela realiza a estabilização da matéria orgânica em um meio no qual não há oxigênio molecular. Tal tecnologia pode ser considerada como de nível de tratamento secundário, uma vez que predominam os processos biológicos.

Faustino (2007) enumera que os principais objetivos do processo de digestão anaeróbia são:

- 1- Redução substancial dos sólidos voláteis;
- 2- Diminuição significativa dos agentes patogênicos;
- 3- Estabilização de uma série de substâncias instáveis presentes no efluente domiciliar.

Souza (1984) aponta que a digestão anaeróbia pode ser entendida simplificada como constituída de duas etapas, nas quais ocorrem os seguintes processos, resumidamente:

- 1- A transformação da matéria orgânica complexa em compostos menores como ácidos orgânicos voláteis, gás carbônico e gás hidrogênio. Tal processo se dá pela ação das enzimas extracelulares das bactérias acidogênicas e acetogênicas;
- 2- Os compostos originários da primeira etapa são transformados majoritariamente em gás carbônico e metano pela ação das bactérias metanogênicas.

Considerando que a primeira etapa citada pode ser considerada como representante de duas subetapas (hidrólise e acidogênese) e que a segunda etapa citada pode ser considerada como representante da metanogênese, estão conformados três grupos principais de diferentes reações químicas que podem descrever a digestão anaeróbia (Figura 6).

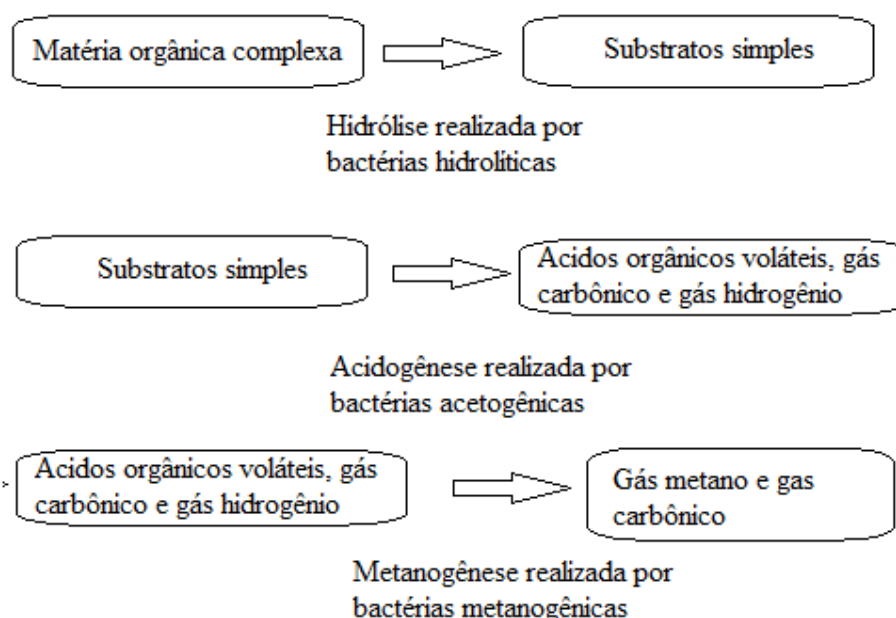


Figura 6 – Simplificação das reações envolvidas na digestão anaeróbia

Fonte: Elaboração própria, modificado de Mafaciolli (2012).

Faustino (2007) afirma que estão presentes na fossa biodigestora as bactérias acidogênicas hidrolíticas, as acidogênicas e as metanogênicas, em uma relação de dependência recíproca, permanecendo assim em equilíbrio dinâmico. Ainda, Alem Sobrinho (2001) aponta que outras bactérias importantes que podem estar presentes no processo de digestão são as bactérias redutoras de sulfato e as desnitrificantes.

3.7.4 Variáveis de monitoramento

A turbidez é uma variável associada à magnitude da interferência da passagem da luz através da água, estabelecendo assim o que é conhecido como um aspecto turvo a uma determinada solução (VON SPERLING, 1996).

O autor ainda pontua que se a turbidez for proveniente de fontes naturais, não representa problemas sanitários diretos, porém apresenta aspecto estético desagradável e os sólidos em suspensão podem cumprir o papel de proteger os microrganismos patogênicos e interferir negativamente na eficiência de processos de desinfecção. Se a fonte for antropogênica, a turbidez pode estar associada com a presença de compostos tóxicos ou organismos patogênicos. Sua unidade de medida é a Unidade de Turbidez (uT).

De acordo com Jordão e Pessoa (2005), a DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) é um indicador da concentração de matéria orgânica presente em determinada amostra, sendo assim um

importante parâmetro no reconhecimento do grau de poluição do esgoto (antes e depois do tratamento).

O autor ainda especifica que a DBO estima a quantidade de oxigênio necessário para estabilizar (ou seja, para permitir a degradação biológica) em um determinado período de tempo e para certa temperatura, sendo a DBO mais utilizada aquela que se dá em 5 dias a uma temperatura de 20°C. A DBO costuma variar entre 100 a 400 mg/L para esgotos domésticos, sendo que os sistemas de tratamento secundários costumam realizar sua redução para patamares de 20 a 30 mg/L, tendo como exemplos o Rio de Janeiro fixando a legislação para um patamar máximo de 40 mg/L e São Paulo para 60 mg/L (JORDÃO E PESSÔA, 2005). A legislação federal, por sua vez, em específico a resolução CONAMA 430 de 13 de maio de 2011, estabelece que a eficiência mínima de remoção de DBO deve ser de 60%, a menos que haja um estudo de autodepuração do corpo hídrico comprovando o atendimento as metas do enquadramento do corpo receptor. Do ponto de vista do valor absoluto, a mesma resolução aponta uma $DBO_{5,20}$ de no máximo 120 mg/L.

Entretanto, é possível observar que a DBO encontrada na entrada de uma fossa biodigestora possa ter valores ainda maiores que a dos esgotos domésticos residências. Tal fato está associado à constatação de a fossa em questão receber apenas águas negras, com maior concentração de matéria orgânica, diferente dos esgotos domésticos urbanos, nos quais a junção das águas cinzas e negras, e eventualmente de águas pluviais, proporciona um efluente mais diluído.

A fossa biodigestora e seus efluentes ainda não foram plenamente estudados pela comunidade acadêmica, mas alguns estudos já trazem algumas informações sobre a eficiência do tratamento realizado por esta para uma série de variáveis. Faustino (2007) analisou o efluente de três fossas, em duas amostragens, tendo obtido os valores de DBO entre 344 e 411 $\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$ para um sistema inoculado com esterco ovino na Fazenda Morro Verde (SP), 191 e 316 $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$ para outro sistema que foi inoculado por fezes bovinas no Sítio Aparecida (SP). Na Fazenda Santa Cândida (SP), foi coletada apenas uma amostra, sendo o sistema inoculado com fezes bovinas e apresentando uma DBO cujo valor era de 153 $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$. Uma vez que este trabalho não analisou o esgoto afluente ao sistema, não foi possível estimar a eficiência de remoção, mas somente a caracterização do efluente da fossa.

Ferri (2014), por sua vez, encontrou um valor médio de DBO do efluente do sistema de 95,3 mgO_2/L . Uma vez que os valores encontrados para DBO no esgoto bruto eram de 3180 $\text{mg O}_2/\text{L}$, o autor relata ter encontrado uma eficiência média de 95,3% de remoção de DBO.

O nitrogênio total é uma variável comumente utilizada, abarcando todo nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato. Outra importante variável é o nitrogênio total Kjeldahl (NTK), que corresponde a soma do nitrogênio orgânico com a amônia (VON SPERLING, 1996). De acordo com a Tabela 6, apresentada por Faustino (2007), a média dos valores encontrados de nitrogênio total no

efluente nas três fossas analisadas foi de 536 mg L^{-1} , sendo que os valores individuais encontrados foram de 614 e 672 mg L^{-1} para duas amostras retiradas da primeira fossa, 568 e 541 mg L^{-1} para duas amostras retiradas da segunda fossa e 287 mg L^{-1} para a amostra retirada da terceira fossa. De acordo com Metcalf&Eddy (1991), os valores médios encontrados para esgotos domésticos de nitrogênio total são de 40 mg L^{-1} , flutuando entretanto normalmente em uma faixa de 20 a 85 mg L^{-1} . Por mais que o efluente da fossa biodigestora não seja despejado em corpos d'água, faz-se útil a menção da resolução CONAMA 430, que rege o lançamento de efluente em rios de diferentes classes, e aponta que a concentração total de nitrogênio amoniacal total deve ser igual ou menor que $20,0 \text{ mg/L}$. Von Sperling (1996) relaciona a remoção de nitrogênio total a um série de tecnologias de tratamento centralizado de esgoto, com diferentes valores para eficiência de remoção de nutrientes. Algumas tecnologias e os respectivos valores de nitrogênio total para seus efluentes são: lagoa de maturação (15 mg L^{-1}), tanque séptico mais infiltração (15 mg L^{-1}), reator UASB mais lagoa de maturação ($15^{\text{a}} 20 \text{ mg L}^{-1}$), lodos ativados com remoção biológica de nitrogênio e fósforo (10 mg L^{-1}).

Outra variável importante na caracterização do efluente é o fósforo, uma vez que esse é indispensável no tratamento biológico, sendo que pode ocorrer de duas formas principais, que são o fósforo orgânico e inorgânico (composto por ortofosfato e polifosfatos) (VON SPERLING, 1996). Para o de fosfato total, o trabalho de Faustino (2007) apontou a média de $28,6 \text{ mg L}^{-1}$ para as três fossas, tendo sido encontrados os valores absolutos de 32 e 12 mg L^{-1} de fosfato para a primeira fossa, 78 e 7 mg L^{-1} para duas amostras da segunda fossa e 14 mg L^{-1} na amostra da terceira fossa. Metcalf&Eddy (1991), por sua vez, apontam a concentração média de 8 mg L^{-1} para fósforo total no esgoto doméstico, além de valores mínimos de 4 mg L^{-1} e máximos de 15 mg L^{-1} para o mesmo parâmetro. A CONAMA 430, por sua vez, não determina padrões de lançamento específicos para o fósforo, delegando aos órgãos ambientais competentes a possibilidade de definir padrões específicos para essa variável no caso do lançamento em corpos receptores com registro histórico de floração de cianobactérias, onde houver captação para abastecimento público. Von Sperling (1996) destaca a concentração de fósforo total nos efluentes de uma série de tecnologias de tratamento de esgoto, sendo as principais delas: lagoa anaeróbia mais lagoa facultativa mais lagoa de alta taxa ($3 \text{ a } 4 \text{ mg L}^{-1}$), lodos ativado com remoção biológica de fósforo e nitrogênio ($1 \text{ a } 2 \text{ mg L}^{-1}$) e lodos ativados mais filtração terciária ($3 \text{ a } 4 \text{ mg L}^{-1}$).

Foi elaborada uma tabela (Tabela 6) para sintetizar os resultados encontrados na literatura para as variáveis relacionadas com as concentrações de formas de nitrogênio e fósforo na saída das fossas biodigestoras. Essa tabela sintetiza valores encontrados para três diferentes sistemas, ou seja, para três diferentes fossas biodigestoras, sendo que para as fossas 1 e 2 ocorreram duas amostragens para cada variável e para a fossa 3 apenas uma amostra para cada variável.

Tabela 6 – Concentrações de nitrato, amônia, nitrogênio e fósforo total para os efluentes de 3 diferentes fossas biodigestoras

Variável	Fossa	Amostra	Valor
Nitrato (mg L⁻¹)	1	1	0,86
		2	2,02
	2	1	0,66
		2	3,27
	3	1	3,31
Amônia (mg L⁻¹)	1	1	562
		2	517
	2	1	517
		2	427
	3	1	269
Nitrogênio Total (mg L⁻¹)	1	1	614
		2	672
	2	1	568
		2	541
	3	1	287
Fosfato total (mg L⁻¹)	1	1	32
		2	12
	2	1	78
		2	7
	3	1	14

Fonte: Modificado Faustino (2007)

A detecção dos agentes transmissores de doenças associados às águas de abastecimento ou águas residuárias não é uma tarefa fácil, por estes estarem presentes em baixas concentrações. Von Sperling (1996) destaca que, para dar conta deste trabalho, convencionou-se trabalhar com organismos indicadores de contaminação fecal, que em geral não causam doenças, mas que são bons indicadores de contaminação por fezes e, por conseguinte do seu potencial de transmissão de doenças. O mesmo autor afirma que os coliformes totais conformam um grande grupo de bactérias que podem ou não ter origem intestinal, ou seja, não estão necessariamente associados à contaminação da água, mas que não devem estar presentes no abastecimento de água potável, uma vez que podem sugerir tratamento inadequado, contaminação após o tratamento ou o excesso de nutrientes. Nessas condições, por não deverem estar presentes na água para abastecimento potável, podem servir como indicadores da eficiência de tratamento (VON SPERLING, 1996). Os coliformes fecais, ou coliformes termotolerantes, formam um grupo de bactérias de origem predominantemente intestinal, abarcando o gênero *Escherichia* e, em menor quantidade, espécies de

Klebsiella, *Enterobacter* e *Citrobacter*. Dentre essas bactérias, a *Escherichia coli* é a única que comprova necessariamente contaminação intestinal, não necessariamente de humanos, cuja averiguação exigiria necessariamente a realização de testes bioquímicos sofisticados, não se encaixando em testes rotineiros dos laboratórios (VON SPERLING, 1996). Novaes et al. (2002) realizaram análises do efluente de fossas biodigestoras e, através da técnica de fermentação em tubos múltiplos (ou técnica do Número Mais Provável), encontraram os valores de 1100 NMP/100 mL para coliformes totais e 3 NMP/100mL nos dois primeiros meses para coliformes fecais, que passaram a ser ausentes após tal período. Em outros estudos, os valores encontrados são consideravelmente maiores para os coliformes. Leonel et al. (2013) realizaram estudos de coliformes para três fossas, encontrando nos seus efluentes valores variando de $7,8 \times 10^3$ a $1,5 \times 10^4$ UFC/100 mL para coliformes totais e de $1,5 \times 10^3$ a $4,4 \times 10^3$ UFC/100 mL para coliformes fecais. Os resultados encontrados por Leonel et al. (2013) foram sistematizados na Tabela 7 para melhor compreensão da potencial remoção de patógenos pela fossa.

Tabela 7 – Concentração de coliformes totais e coliformes termotolerantes na entrada e saída de diferentes fossas biodigestoras.

Ponto de coleta	Coleta					
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	1 ^a	2 ^a	3 ^a
	Coliformes totais (UFC/100 mL)			Coliformes termotolerantes (UFC/ 100 mL)		
Entrada	$6,4 \times 10^6$	$6,6 \times 10^5$	$9,5 \times 10^5$	$5,5 \times 10^6$	$1,0 \times 10^5$	$1,2 \times 10^5$
Saída	$< 1,5 \times 10^4$	$< 1,5 \times 10^3$	$7,8 \times 10^3$	$< 1,5 \times 10^4$	$< 1,5 \times 10^3$	$4,4 \times 10^3$

Fonte: Modificado de Leonelet al. (2013)

Von Sperling (1996) também indica valores médios de concentração de coliformes nos efluentes de uma série de processos de tratamento centralizado, sendo estes de importância para comparação com os valores obtidos para a fossa biodigestora. Para os coliformes fecais, o autor indica as concentrações de: 10^5 CF/100 mL para a lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa, 10^2 a 10^4 NMP/100 mL para lagoa seguida de lagoa de polimento (maturação), 10^6 a 10^7 NMP/100 mL para o Tanque séptico mais filtro anaeróbio, 10^6 a 10^7 NMP/100 mL para UASB seguido de lodos ativados e 10^2 a 10^4 NMP/100 mL para lodos ativados seguido de filtração terciária. Na Tabela 8 estão sintetizadas as principais tecnologias centralizadas citadas, com suas respectivas concentrações de efluentes para nitrogênio, fósforo e coliformes fecais, associadas à eficiência para as duas primeiras variáveis.

Tabela 8 – Diferentes sistemas de tratamento centralizados associados às respectivas concentrações e eficiência de remoção para nitrogênio, fósforo e concentrações de coliformes fecais.

Sistema de tratamento	Concentração de nitrogênio no efluente (mg/L) e eficiência de remoção	Concentração de fósforo no efluente (mg/L) e eficiência de remoção	Concentração de coliformes fecais no efluente (NMP/100mL)
Tanque séptico + infiltração	menor que 15, maior 65%	menor que 4, maior que 50%	10^3 a 10^4
UASB + lagoa de polimento (maturação)	15 a 20, 50 a 65%	menor que 4, maior que 50%	10^2 a 10^4
Lodos ativados com remoção biológica de nitrogênio e fósforo	menor que 10, maior que 75%	1 a 2, 75 a 88%	10^6 a 10^7
Lagoa + lagoa de alta taxa	10 a 15, 75 a 90%	3 a 4, 50 a 60%	10^5 a 10^4
Lodos ativado + filtração terciária	maior 20, menor que 60%	3 a 4, 50 a 60%	10^2 a 10^4
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de alta taxa	10 a 15, 75 a 90%	3 a 4, 50-60%	10^4 a 10^5
Tanque séptico + filtro anaeróbio	maior 20, menor que 60%	maior que 4, menor que 35%	10^6 a 10^7
UASB + lodos ativados	maior 20, menor que 60%	maior que 4, menor que 35%	10^6 a 10^7

Fonte: Modificado de Von Sperling (1996)

3.8 - Reutilização do esgoto para fins agrícolas

Apesar de o Brasil contar com a maior disponibilidade de água no mundo, em 2014 ocorreu o que pode ser considerado como alguns dos episódios do que pode vir a ser a maior crise hídrica da história do país (PENA, 2015). Além disso, a escassez de água é um dos fatores que até hoje cumpre o papel de estagnar o desenvolvimento social e econômico da população rural no Brasil (SILVA, 2006).

A prática do reuso do esgoto tratado busca realizar uma dupla contribuição com o setor agrícola e do saneamento, contribuindo com o fornecimento de importantes insumos agrícolas através de água e nutrientes. Entretanto, sempre deve-se levar em conta os possíveis efeitos negativos sobre o sistema composto pelo solo e as plantas, além do lençol freático. (FLORENCIO ET AL., 2006)

Ainda, tem-se que os nutrientes presentes em águas recuperadas tem importante valor para produções agrícolas e campos gramados, verificando-se também que a utilização de efluentes sanitários tratados possibilita um ganho de produtividade das culturas sem que haja incrementos de custo de produção (TELLES, 2011).

Bastos e Bevilacqua (2006) afirmam que ainda existe bastante controvérsia em relação a definições de padrões de qualidade de efluentes, e por conta disso, níveis de tratamento do esgoto que garantam segurança sanitária, conformando assim diferentes abordagens técnicas e científicas para o assunto.

Neste contexto, a fossa biodigestora da EMBRAPA, conforme as especificações e características citadas anteriormente adquire a importância não somente de dar destinação correta e segura ao esgoto doméstico, mas também de promover a reciclagem segura da água e dos nutrientes que passam pelo seu tratamento, desde que a utilização do efluente seja exclusivamente para frutíferas ou outros vegetais em que não ocorra contato direto do efluente com o alimento.

De acordo com a resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986, já revogada e substituída pela CONAMA 357, que não apresenta padrões para reutilização de efluentes, estabelece-se que a utilização de efluentes de esgoto doméstico para fins de criação natural e/ou intensiva de espécies destinadas à alimentação humana e que serão ingeridas cruas não deve ter concentração média de coliformes fecais excedendo 14 coliformes fecais por 100 mL, sendo que do total das amostras, 10% não podem ultrapassar a concentração de 43 coliformes fecais por 100 mL. Para outros usos (incluindo o caso de utilização do efluente para irrigação de frutíferas), não deverá ser excedida o limite de 1000 coliformes fecais por 100mL em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais. No caso de não haver possibilidade na região de realização de

exame de coliformes fecais, é estabelecido um limite de 5000 coliformes totais por 100mL em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais.

As recomendações da OMS, baseadas em critérios epidemiológicos, encontram-se relacionadas na Tabela 9. Além disso, na Tabela 10 estão sintetizadas algumas normas para a utilização de efluentes de esgoto em Israel.

Tabela 9 – Recomendações da OMS sobre a qualidade microbiológica de águas que recebem esgoto sanitário, quando empregados na agricultura, de acordo com o tipo de irrigação e cultura, apresentando os grupos de risco, para nematóides intestinais e coliformes fecais, associados a determinado processo de tratamento.

Categoria	Tipo de irrigação e cultura	Grupos de risco	Nematóides intestinais (ovos de helmintos/L)	Coliformes fecais	Processo de tratamento
A	Culturas para serem consumidas cruas, campos de esporte, parques e jardins	Consumidores, Agricultores, público em geral	≤ 1	≤ 1000	Lagoas de estabilização em série, ou tratamento equivalente em termos de remoção de patogênicos.
B	Cereais, plantas, têxteis, forrageiras, pastagens, árvores	Agricultores	≤ 1	Sem recomendação	Lagoas de estabilização com 8-10 dias de tempo de detenção ou remoção equivalente de helmintos e coliformes fecais
C	Irrigação localizada de plantas da categoria B na ausência de risco para os agricultores	-	Não aplicável	Não aplicável	Pré-tratamento de acordo com o método de irrigação, no mínimo sedimentação primária.

Tabela 10 – Normas para irrigação com efluentes de águas servidas tratadas no Estado de Israel, de acordo com a categoria de cultivos, para a DBO total, DBO dissolvida, sólidos suspensos, oxigênio dissolvido (OD), coliformes, cloro residual, além de tratamento exigido e distâncias de áreas residências e estradas pavimentadas.

Requisitos de qualidade dos efluentes, tratamentos exigidos e distâncias de áreas residências e estradas pavimentadas	Principais cultivos e categorias associadas			
	A	B	C	D
	Cultivos industriais	Forragem verde	Frutas e verduras p/ processamento	Todos os cultivos sem restrição
	Algodão, beterraba açucareira, cereais, feno e bosques	Azeitonas, amendoim, banana, amêndoas e nozes	Verduras cozidas, frutas e verduras descascadas	Inclusive os consumidos in natura, parques e praças
Qualidade dos efluentes(*)				
DBO ₅ total (mg/L)	60(**)	45(**)	35	15
DBO ₅ dissolvido (mg/L)	-	-	20	10
Sólidos suspensos (mg/L)	50	40	30	15
OD (mg/L)	0,5	0,5	0,5	12 (80%)
Coliformes (NMP/100 mL)	-	-	250	2,2 (50%)
Cloro residual (mg/L)	-	-	0,15	0,5
Tratamento exigido				
Filtração com areia	-	-	-	exigida
Cloração (tempo mínimo de contato em minutos)	-	-	60	120
Distância (metros)				
De áreas residenciais	300	250	-	-
de estradas pavimentadas	30	25	-	-

Observações: (*) Todos os valores se referem a um percentual de 80% das amostras, exceto para coliformes totais na categoria D, onde também há especificações para 50%; (**) Não é aplicável para efluente de lagoa de estabilização com tempo de retenção superior a 15 dias; (***) A irrigação deve ser suspensa duas semanas antes da colheita.

Fonte: Ministério da Saúde Pública de Israel, modificado de Telles (2011)

4- Metodologia

4.1- Área de estudo

Para realização do presente estudo, foram coletadas amostras de fossas biodigestoras nos assentamentos rurais Nova São Carlos e Santa Helena, ambos localizados no município de São Carlos (SP) (Figura 7).

As fossas em questão foram construídas por meio do projeto “Plantando Águas”, que foi coordenado pela ONG Iniciativa Verde e aproximadamente outras 20 instituições, através de financiamento da Petrobras. As ações do programa tiveram como finalidade atuar na conservação dos recursos hídricos, com três eixos principais: adoção de alternativas de saneamento na zona rural de baixo custo, mapeamento de áreas prioritárias para restauração florestal através da implementação de sistemas agroflorestais (SAFs) e educação ambiental focado em ações de monitoramento participativo. Depois de dois anos, o programa beneficiou diretamente 160 famílias no estado de São Paulo, nos municípios de Araçoiaba da Serra, Iperó, Itapetininga, Piedade, Porto Feliz, Salto de Pirapora, São Carlos e São Roque. Ao todo, foram construídas 67 cisternas, 116 fossas biodigestoras, 15 jardins filtrantes, 112 sistemas de pré-tratamento de águas cinzas, dois cloradores, um centro de educação ambiental, além de 75,66 hectares de restauração florestal e sistemas agroflorestais. Na cidade de São Carlos, em específico, foram construídas 11 cisternas, 41 fossas biodigestoras, seis jardins filtrantes, 36 sistemas de pré-tratamento de águas cinzas, um centro de educação ambiental e 26,32 hectares de restauração florestal e sistemas agroflorestais.

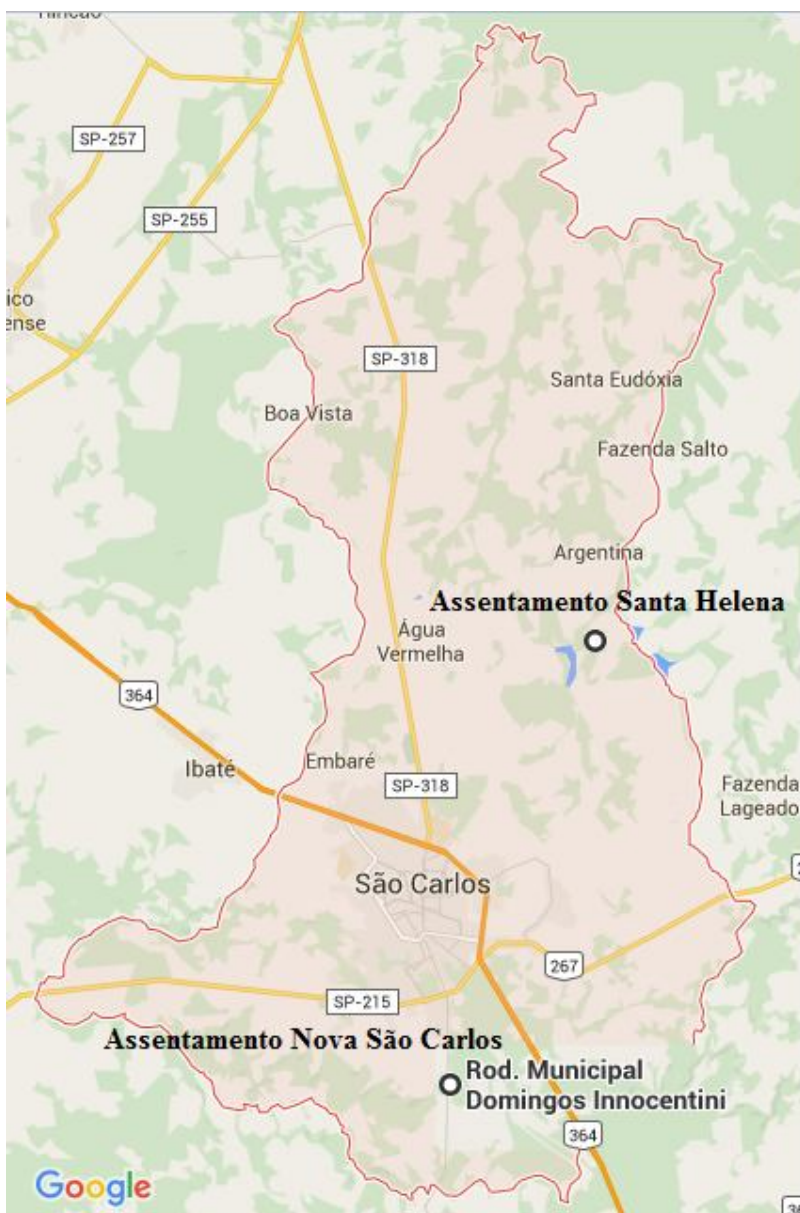


Figura 7 – Localização aproximada dos assentamentos Santa Helena e Nova São Carlos

Fonte: Google Maps

4.1.1 – Assentamento Comunidade Agrária Nova São Carlos

As informações aqui relatadas foram retiradas de Bernardino (2013), e de conversas com os assentados. O Assentamento Comunidade Agrária Nova São Carlos está localizado no município de São Carlos/SP, inserido nas Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) do rio Jacaré-Guaçu e do rio Mogi-Guaçu, nas coordenadas de latitude 22°5'20" sul e longitude 47°52'14" oeste. A área que deu origem ao assentamento costumava pertencer ao antigo Horto de São Carlos, e os lotes delimitados pelo INCRA tem tamanho variando de 5,1 a 7,6 hectares. Originalmente, foram

assentadas 82 famílias, com expressiva participação de membros que já tivessem realizado atividades agrícolas. Entretanto, com o parcelamento das propriedades, a vinda de outros membros da família, e a ocupação do espaço comunitário, houve um crescimento expressivo do número de habitantes do assentamento. Este trabalho analisou três fossas nesse assentamento, sendo que as coletas se deram inicialmente no mês de agosto de 2015, para realização de testes, e em novembro de 2015, para obtenção de amostras que subsidiaram esse trabalho. O abastecimento de água no assentamento não se dá por uma rede centralizada. Foi constatada a presença de alguns poços do INCRA que cumprem o papel de distribuir água para consumo doméstico em alguns lotes. Outros lotes buscam outras soluções individualizadas, como o recalque de água dos rios ou riachos que percorrem o assentamento, ou a instalação de poços individuais. Não há também rede centralizada para coleta de esgoto, sendo que as soluções adotadas pelos assentados são majoritariamente as fossas negras, ou as fossas biodigestoras implementadas pelo programa “Plantando Águas”. A distância aproximada da entrada deste assentamento até a entrada principal da Área 1 do Campus da USP de São Carlos é de 11,90 km. A Figura 8 é uma foto tirada no assentamento durante o procedimento de coleta de uma fossa ocorridos no mês de novembro.



Figura 8 – Foto do procedimento de coleta em uma das fossas biodigestoras no Assentamento Comunidade Agrária Nova São Carlos
Fonte: Elaboração própria

4.1.2 – Assentamento Santa Helena

O Assentamento Santa Helena também está localizado no município de São Carlos/SP, próximo à Represa do 29, nas coordenadas de latitude 21°54'32" sul e longitude 47°48'39" oeste. As informações sobre o assentamento foram retiradas de conversas informais e do relatório “Projeto GerAÇÃO Helena – desenvolvendo ações socioambientais”, elaborado pelo Enactus. Menor que o Assentamento Comunidade Agrária Nova São Carlos, é composto por quatorze lotes, que foram assentados no ano de 2005, em terras que até então se encontravam sob litígio judicial. A população assentada, composta por 22 adultos e 14 crianças, consiste principalmente de ex-trabalhadores rurais dos cultivos de cana-de-açúcar e laranja, assim como ex-arrendatários e pequenos produtores da região. A ocupação atual da população é predominantemente agrícola, com foco na agricultura

familiar, produzido cultivos como milho, mandioca, feijão, hortaliça, legumes, pastagens, capineiras, eucalipto, café, frutas, além da criação de pequenos animais como aves, suínos e gado leiteiro. Além disso, algumas pessoas também dependem de atividades urbanas, como a prestação de serviço doméstico, pedreiros e serventes. A renda das pessoas varia de R\$ 300 a R\$ 2000. Vale ressaltar o esforço das famílias deste assentamento em direção a implementação da agricultura orgânica. A área total do assentamento é de 102 hectares, sendo que cada lote tem em média 5,4 hectares. Além dos lotes, também existe no assentamento uma parcela das terras classificada como área de proteção ambiental, além de uma área coletiva na qual está instalado um barracão de uso comunitário. Das sete fossas analisadas no presente trabalho, quatro se encontram neste assentamento, sendo que a coleta das amostras se deu no mês de novembro de 2015. A distância aproximada deste assentamento até a entrada principal da Área 1 do Campus da USP de São Carlos é de 15,89 km.

4.2 – Coleta

A coleta foi realizada diretamente nas fossas localizadas nos assentamentos em questão. A retirada ocorreu na primeira e na terceira caixa do sistema. Não foi possível obter acesso ao esgoto bruto, uma vez que seriam modificadas as instalações hidráulicas das casas. Assim, convencionou-se de chamar o material da primeira caixa de esgoto bruto, ainda que o processo de tratamento já estivesse ocorrendo nesse local.

Assim, após retirar as tampas da primeira e da terceira caixa, retirou-se um volume maior das amostras de esgoto de ambas com auxílio de uma garrafa plástica cortada no meio, e depois, com o auxílio de um funil, transferiu-se o esgoto para frascos de plástico de 300 mL devidamente etiquetadas com o número da fossa, o parâmetro a ser analisado e se o material era proveniente da primeira ou da terceira caixa.

Nos dias em que foram realizadas coletas mais rápidas, em que a análise ocorreria pouco tempo depois, os frascos de plástico foram simplesmente armazenados num isopor. Nas ocasiões em que era necessário mais tempo para locomoção, optou-se por resfriar as amostras, adicionando-se bolsas térmicas congeladas dentro do isopor. As amostras que eram destinadas a análise de DBO e coliformes tiveram utilização imediata, não necessitando de qualquer outro tipo de refrigeração. Já as amostras que seriam utilizadas para as análises de fósforo total e NTK foram preservadas no freezer até o momento da sua utilização.

4.3 - Métodos

A metodologia utilizada para as análises laboratoriais foi realizada de acordo com as recomendações do livro *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20ª edição, de 1999.

4.3.1 - DBO_{5,20}

A metodologia empregada para determinação da DBO das amostras está descrita no livro *Standard Methods for the Examination of Water and Waste water* sob o código 5210 B, nomeada de Teste de DBO de 5 dias.

O método consistiu basicamente na aferição das concentrações de oxigênio dissolvido antes e depois de um período de incubação, possibilitando assim a determinação da DBO de cada amostra.

4.3.1.1 – Análise dos dados obtidos

Os valores de DBO foram calculados utilizando a equação (1):

$$DBO \left(\frac{mg}{L} \right) = (ODf - ODi) * f \quad (1)$$

ODf = Oxigênio dissolvido após incubação de 5 dias

ODi = Oxigênio dissolvido inicial

F = fator de diluição = $\frac{\text{volume da amostra bruta}}{\text{volume total do frasco}}$

4.3.2 - Fósforo Total

A metodologia aqui apresentada está baseada no livro *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, sendo a parte relacionada à digestão da amostra encontrada no código 4500-P, item 5. Para determinação do fósforo total, utilizou-se o método catalogado no código 4500-P, item E.

A análise do fósforo total se dividiu em duas partes principais, sendo a primeira a da digestão da amostra, propiciando que as o fósforo associado à matéria orgânica pudesse ser oxidado

e liberado como ortofosfato. Após essa digestão, é possível realizar a leitura da concentração de ortofosfato com a ajuda de um espectrofotômetro.

4.3.2.1 – Análise dos resultados obtidos

Através da equação (2) foi possível obter os valores de concentração de fósforo total nas amostras:

$$mg \frac{P}{L} = \frac{mg P Af \times 1000}{Volume Ai} \quad (2)$$

Af: Amostra final após adição do reagente combinado

Ai: Amostra inicial de esgoto

4.3.3–Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)

A metodologia aqui apresentada está baseada no livro Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, sob o código 4500-N_{org} C. Para determinação do NTK, utiliza-se o ácido sulfúrico para digestão do nitrogênio presente na amostra, que se transforma em sulfato de amônio. Com isso, procede-se para uma segunda etapa de destilação, com liberação da amônia, que posteriormente é titulada, possibilitando-se assim inferir o valor de NTK.

4.3.3.1 – Análise dos resultados obtidos

Através da equação (3) foi possível obter os valores de concentração de NTK nas amostras:

$$mg \frac{NTK}{L} = \frac{(V - B) \times 14 \times 1000 \times N}{Volume amostra} \quad (3)$$

V: Volume gasto na titulação da amostra, B: Volume gasto na titulação do branco

N: Normalidade do Ácido Sulfúrico (0,01)

4.3.4 – *E. Coli* e coliformes totais

As metodologias aqui apresentada estão baseada no livro Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, sob o códigos 9222B e 9222D. Resumidamente, o método consiste na diluição seriada das amostras de esgoto, que são posteriormente filtradas. A membrana é colocada no meio de cultura e incubada por um dia na estufa, após o qual são contadas as unidades formadoras de colônia (UFC).

4.3.4.1 -Contagem dos coliformes Totais e *E. coli* e análise dos resultados obtidos

O número total de UFC foi calculado pela média das diferentes diluições de cada amostra, sendo que o valor total de colônias (azuis mais vermelhas) resultava nos coliformes totais, sendo as *E. Coli* contabilizadas apenas pelas colônias azuis.

5- RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 – Apresentação dos resultados de remoção

Na Tabela 11 estão sintetizadas as concentrações de oxigênio dissolvido em cada amostra e os resultados obtidos a partir desses valores, notadamente a DBO média do esgoto bruto para cada fossa, que variou de 152 a 414 mg O₂/L, a DBO média do esgoto tratado, que variou de 25 a 106 mg O₂/L, além das eficiências de remoção de DBO para cada fossa, que variaram de 57,0 a 85%.

Tabela 11 – Volume das amostras de esgoto utilizados para os testes, com respectivos valores de O.D. inicial e final, além de valores para DBO encontrados para cada amostra, DBO média do esgoto bruto e tratado de cada fossa biodigestora e respectivas eficiências de remoção de DBO .

Fossa	Entrada ou Saída	Volume amostra pura (mL)	O.D. inicial (mg/L)	O.D. final (mg/L)	DBO (mg O ₂ /L)	DBO média (mg O ₂ /L)	Eficiência de remoção (%)
1	E	3	6,2	1,3	483,1	413,7	83,5
		5	6,4	0,8	344,2		
1	S	3	6,5	5,8	67,3	68,3	
		5	6,4	5,3	69,3		
2	E	3	6,3	4,6	171,7	180,1	74,6
		5	6,7	3,6	188,5		
2	S	3	6,2	5,9	29,6	45,7	
		5	6,7	5,7	61,9		
3	E	3	6,4	4,6	160,9	151,6	57,0
		5	6,1	3,8	142,4		
3	S	3	6,5	5,7	80,7	65,2	
		5	6,1	5,3	49,8		
4	E	3	6,2	3,9	232,5	252,9	58,0
		5	6,2	1,8	273,3		
4	S	3	6,7	5,5	121,6	106,3	
		5	6,3	4,8	91,0		
5	E	3	6,3	4,2	216,2	216,2	81,0
5	S	3	6,2	5,8	41,0	41,0	
6	E	3	6,3	4	223,4	166,5	85,0
		5	6,2	4,4	109,6		
6	S	3	6	5,8	20,0	24,9	
		5	6	5,5	29,8		

Fonte: Elaboração própria

Obs: E: Entrada (afluente); S: Saída (efluente)

Na Tabela 12, por sua vez, estão sintetizadas as concentrações de fósforo total em cada amostra e os resultados obtidos para concentrações médias de fósforo no esgoto bruto e tratado de cada fossa biodigestora, variando de 33,7 a 91,2 mg/L para a primeira categoria, e 16,7 a 50,5 mg/L para a segunda categoria, possibilitando assim o estabelecimento de eficiências de remoção para cada fossa, variando de 9,2 a 73,5% de remoção.

Tabela 12 – Fósforo total do esgoto bruto e tratado para cada amostra analisada, além de concentrações médias para o esgoto bruto e tratado de cada fossa biodigestora e suas respectivas eficiências de remoção.

Fossa	Entrada ou Saída	Fósforo total real (mg/L)	Média (mg/L)	Eficiência de remoção (%)
1	E	50,3	50,1	47,2
		49,8		
1	S	27,7	26,4	
		25,2		
2	E	53,2	51,7	17,9
		50,3		
2	S	46,0	42,5	
		38,9		
3	E	53,1	50,8	18,5
		48,4		
3	S	40,1	41,3	
		42,6		
4	E	35,4	33,7	9,2
		32,1		
4	S	L30,6	30,6	
5	E	35,1	35,1	48,1
5	S	18,2	18,2	
6	E	62,9	62,9	73,5
6	S	16,7	16,7	
7	E	99,3	91,2	44,6
		83,1		
7	S	51,2	50,5	
		49,9		
Média	-	45,2	43,0	37,0

Fonte: Elaboração própria

Na Tabela 13 são apresentadas as diluições utilizadas para cada amostra que recebeu análises microbiológicas, indicando as quantidades de *E. coli*, que variam de 2×10^4 a 7×10^6 UFC/100 mL para o esgoto bruto e 5×10^2 a $2,1 \times 10^5$ para o esgoto tratado, e de coliformes totais, que variam de 5×10^4 a $5,7 \times 10^7$ UFC/100mL para o esgoto bruto e 5×10^3 a $4,3 \times 10^5$ UFC/100mL para o esgoto tratado

Tabela 13 – Diluições realizadas nas análises das amostras, quantidades de coliformes totais e *E. coli* tanto para o esgoto bruto quanto o tratado, além da eficiência da remoção de cada um dos parâmetros indicadores de contaminação para cada fossa biodigestora.

Fossa	Entrada ou Saída	Diluição	UFC <i>E. coli</i> /100 mL	UFC Colif. Totais/ 100mL	Média UFC <i>E. coli</i> /100 mL	Eficiência de remoção <i>E. coli</i> (%)	Média UFC colif. Totais/ 100mL	Eficiência de remoção colif. totais (%)	
1	Entrada	10 ⁻⁴	7x10 ⁶	5,7x10 ⁷	7x10 ⁶	97	5,7x10 ⁷	99,2	
1	Saída	10 ⁻³	10 ⁵	4,3x10 ⁵	2,1x10 ⁵		4,3x10 ⁵		
2	Entrada	10 ⁻⁴	1,5x10 ⁶	3x10 ⁶	1,5x10 ⁶	98,7	3x10 ⁶	97	
2	Saída	10 ⁻³	2x10 ⁴	9x10 ⁴	2x10 ⁴		9x10 ⁴		
3	Entrada	10 ⁻⁴	2x10 ⁴	5x10 ⁴	2x10 ⁴	95	5x10 ⁴	90	
3	Saída	10 ⁻³	10 ³	5x10 ³	10 ³		5x10 ³		
4	Entrada	10 ⁻⁴	3x10 ⁴	6x10 ⁴	5,1x10 ⁵	99,9	10 ⁶	99,4	
4	Entrada	10 ⁻⁶	10 ⁶	2x10 ⁶					
4	Saída	10 ⁻³	10 ³	3x10 ³	5x10 ²		6,5x10 ³		
4	Saída	10 ⁻⁴	0	1x10 ⁴					
6	Entrada	10 ⁻⁴	0	5x10 ⁴	5x10 ⁵	99,9	10 ⁶	94,7	
6	Entrada	10 ⁻⁶	10 ⁶	2x10 ⁶					
6	Saída	10 ⁻³	10 ³	9x10 ³	5x10 ²		5,4x10 ⁴		
6	Saída	10 ⁻⁵	0	10 ⁵					
Média	-	-	-	-	-	98,1	-	96	

Fonte: Elaboração própria

Na Tabela 14 estão sintetizados os volumes gastos com a titulação de cada amostra, além dos valores aferidos de NTK para as concentrações de fósforo total em cada amostra e os resultados obtidos para concentrações médias de fósforo no esgoto bruto e tratado de cada fossa biodigestora, variando de 33,7 a 91,2 mg/L para a primeira categoria, e 16,7 a 50,5 mg/L para a segunda categoria, possibilitando assim o estabelecimento de eficiências de remoção para cada fossa, variando de 9,2 a 73,5% de remoção.

Tabela 14 – Valores de NTK para o esgoto bruto e esgoto tratado, além de eficiência de remoção para cada fossa biodigestora analisada.

Amostra/Fossa	Entrada ou Saída	NTK (mg/L)	Eficiência de remoção de NTK (%)
1	E	557,2	34,1
1	S	367,2	
2	E	321,9	67,2
2	S	105,7	
3	E	231,0	Não houve remoção
3	S	236,5	
4	E	98,1	Não houve remoção
4	S	246,5	
5	E	84,8	Não houve remoção
5	S	100,5	
6	E	125,3	Não houve remoção
6	S	152,0	
7	E	155,5	27,6
7	S	112,6	
Média		-	43,0*

Observação: *Média para as fossas em que houve remoção

Fonte: Elaboração própria

5.2 – Comparações dos resultados obtidos para cada fossa

Foram registradas na Tabela 15 algumas das principais características dos domicílios em que estão instaladas essas fossas, além de informações do estado geral dessas, para poder discutir a disparidade dos resultados em alguns parâmetros analisados. Ainda assim, muitas características não puderam ser consideradas nesse estudo, que poderiam contribuir no maior entendimento das diferenças de eficiência de cada sistema. Alguns exemplos seriam costumes alimentares da família, hábitos sanitários, assiduidade na inserção de estrume bovino no sistema, entre outros.

Tabela 15 – Especificações sobre a localidade, tempo de instalação e informações gerais de cada fossa, além do número de pessoas em cada residência.

Fossa	Assentamento	Número de pessoas na residência	Tempo de instalação aproximado	Informações gerais
1	Nova São Carlos	3	5 meses	Constatada grande presença de insetos, principalmente larvas de moscas
2	Nova São Carlos	1	5 meses	Devido às chuvas, a terceira caixa estava mal posicionada, o que gerou um vazamento
3	Santa Helena	2	1 ano e 6 meses	-
4	Santa Helena	2	1 ano e 5 meses	Alegou receber visitas de muitos familiares todo final de semana. A terceira caixa estava vazando
5	Santa Helena	2	4 meses	-
6	Santa Helena	2	4 meses	-
7	Nova São Carlos	3	5 meses	-

Fonte: Elaboração própria

Na Tabela 16 estão apresentados, de forma sintética, os principais resultados obtidos para cada fossa, além das médias de eficiência de tratamento para essas.

Tabela 16 - Eficiência de remoção de DBO, *E. coli*, coliformes totais, fósforo total e NTK para cada fossa biodigestora analisada

Fossa	Eficiência de Remoção de DBO (%)		Eficiência de remoção de <i>E. Coli</i> (%)		Eficiência de remoção de coliformes totais (%)		Eficiência de remoção de fósforo total (%)		Eficiência de remoção de NTK (%)	
1	83,5	↑	97	↓	99,2	↑	47,2	↑	34,1	↓
2	74,6	↑	98,7	↑	97,0	↑	17,9	↓	67,2	↑
3	57,0	↓	95,0	↓	90,0	↓	18,5	↓	*	-
4	58,0	↓	99,9	↑	99,4	↑	9,2	↓	*	-
5	81,0	↑	-	-	-	-	48,1	↑	*	-
6	85,0	↑	99,9	↑	94,7	↓	73,5	↑	*	-
7	-	-	-		-	-	44,6	↑	27,7	↓
Média	73,2	-	98,1	-	96,1	-	37,0	-	43,0*	-

Obs: * - Não houve remoção

** - Média para as fossas em que houve alguma remoção

↑ - Variável acima da média na sua categoria

↓ - Variável abaixo da média na sua categoria

Fonte: Elaboração própria

Observando-se a Tabela 16 é possível verificar o desempenho médio das fossas biodigestoras para cada variável, além de contrapor a eficiência de cada uma delas com as outras e com as médias gerais. Tal visualização é de bastante utilidade para estabelecer algumas relações e estudar alguns fatores relacionados às eficiências das fossas biodigestoras.

A partir dos resultados individuais de cada fossa, é possível tirar algumas conclusões mais gerais a respeito da inter-relação entre a eficiência de remoção para diferentes variáveis. Primeiramente, é possível notar que, na maioria dos casos, os resultados relativos à remoção de DBO estão associados aos resultados para remoção de fósforo. De fato, percebe-se que nas fossas 1, 5 e 6 ambas as variáveis encontram-se acima da média, e ainda ressaltando-se que a fossa 6 apresenta concomitantemente o maior eficiência de remoção de DBO e fósforo total. As fossas 3 e 4, por sua vez, apresentam valores abaixo da média para ambas variáveis. Corrobora essa afirmação, ainda, o fato de que a fossa 4 detém simultaneamente o pior resultado para remoção de fósforo (9,2%) e o segundo pior resultado para remoção de DBO (58%), e de que a fossa 3, por sua vez, detém o pior resultado para remoção de DBO (57%), e o segundo pior resultado para remoção de fósforo (17,9%). A exceção dessa afirmação, por sua vez, se verifica no fato da fossa 2 apresentar remoção de DBO acima da média e remoção de fósforo abaixo da média.

Uma segunda constatação que pode ser feita a partir dos resultados obtidos é de que as eficiências de remoção das variáveis microbiológicas (*E. coli* e coliformes totais) não estão necessariamente atreladas, ainda que tal fato tenha ocorrido em alguns casos. Verificou-se que as eficiências de remoção para ambas as variáveis estiveram acima da média nas fossas 2 e 4, sendo que nesta encontrou-se simultaneamente o melhor resultado para remoção de ambos grupos microbiológicos. Ainda, os resultados foram abaixo da média para ambas variáveis na fossa 3, que contou simultaneamente com os piores resultados para remoção de *E. coli* (95%) e coliformes totais (90%). Por outro lado, na fossa 1 obteve-se um resultado abaixo da média para remoção de *E. coli* e um resultado acima da média para remoção de coliformes totais, e na fossa 6 obteve-se o contrário, ou seja, um resultado acima da média para remoção de *E. coli* e um resultado abaixo da média para remoção de coliformes totais.

Outra constatação que pôde ser feita a partir da correlação entre os resultados obtidos para cada variável é a de que, apesar do fósforo e do NTK serem considerados ambos como nutrientes, a eficiência em sua remoção não está relacionada entre si na maioria das fossas analisadas. De fato, verifica-se que nas fossas 1, 2 e 7, nas quais houve remoção de NTK, não se verifica nenhuma vez resultados positivos (acima da média para a variável em questão) ou negativos (abaixo da média para o parâmetro em questão) para ambas as variáveis simultaneamente. Para as fossas em que não houve remoção de NTK (fossas 3, 4, 5 e 6) não existe também nenhum padrão observável, uma vez que duas delas tiveram remoção de fósforo acima da média e duas tiveram remoção de fósforo abaixo da média.

5.3 – Relação dos aspectos das fossas e os resultados para as variáveis analisadas

A partir da Tabela 15, é possível verificar dois importantes aspectos de cada fossa, que são o do número de pessoas morando em cada domicílio e o tempo de operação de cada fossa até o momento da análise. A primeira variável está associada a um maior consumo de água por domicílio, contribuindo assim para maiores vazões. Com isso, propicia-se um enchimento mais rápido das caixas, diminuindo assim seus respectivos tempos de detenção hidráulica. Com isso, seria esperado um menor tempo de tratamento do esgoto, apresentado teoricamente eficiências mais baixas. Entretanto, o sistema com três caixas, foi projetado para uma família de até cinco pessoas. Uma vez que todas as fossas analisadas se encontravam em domicílios com no máximo três pessoas, teoricamente o tempo de detenção hidráulica está dentro dos patamares mínimos estabelecidos pela EMBRAPA. Vale frisar, entretanto, que o dimensionamento das fossas encontra algumas dificuldades ao se basear exclusivamente no número de moradores. A realização de eventos

frequentes na casa de moradores, como almoços de família, ou a presença contínua de visitantes também pode influenciar a vazão afluyente ao sistema e consequentemente o tempo de detenção hidráulica. Assim, a Tabela 15 também contém informações relativas à presença de visitantes ou eventos regulares.

Observando-se a Tabela 15 constata-se que a fossa 2 é a única que está instalada em um domicílio com apenas um morador. Essa fossa estava desnivelada no dia da coleta, devido a chuvas fortes que ocorreram no dia anterior e que ocasionaram algumas mudanças no local em que a fossa estava assentada. Ainda assim, a fossa apresentou boas condições de funcionamento, apresentando-se abaixo da média apenas para remoção de fósforo. As fossas 3, 4, 5 e 6, por sua vez, estão instaladas em domicílios onde residem duas pessoas, e as fossas 1 e 7 são as únicas instaladas em domicílio com três residentes. As fossas 3 e 4, como pode se verificar na Tabela 15, apresentaram resultados abaixo da média para a maioria das variáveis, e as fossas 5 e 6, ao contrário, apresentaram a maior parte dos resultados acima da média. As fossas 1 e 7 (conectadas a domicílios com três usuários) não apresentaram nenhuma característica peculiar a ser mencionada.

Observa-se, assim, que as condições de operação das fossas, traduzidas nas eficiências de remoção de cada uma das variáveis, não apresenta a repetição de nenhum padrão sob a ótica do número de moradores, pelo menos para o espaço amostral em que este estudo se baseou, podendo-se concluir então que a eficiência das fossas biodigestoras não está associada com o número de moradores da residência para o caso de uma a três pessoas morando no local.

Entretanto, verifica-se que a fossa 4, instalada em uma propriedade que afirmou realizar eventos familiares todos os finais de semana, apresentou resultados abaixo da média para todos os parâmetros que não os microbiológicos. Ainda, ela contou com os piores resultados para remoção de fósforo e o segundo pior resultado para remoção de DBO. Assim, há indícios para afirmar que a realização de eventos frequentes pode sobrecarregar o sistema, sendo um aspecto de vazão importante a parte do número de moradores na residência.

O tempo de operação da fossa, por sua vez, está relacionado, do ponto de vista teórico, com a necessidade de que haja uma colônia bem estabelecida de bactérias nas caixas para executar o tratamento do esgoto. Uma vez que um tempo poderia ser necessário para o estabelecimento dessa colônia, é possível que se demore um certo período de tempo para que o tratamento atinja melhores resultados no tratamento. (NOVAES et al., 2002) aponta nos seus estudos que encontrou coliformes fecais apenas nos dois primeiros meses após instalação da fossa, não os encontrando subsequentemente. É possível estabelecer dois agrupamentos de fossas biodigestoras em relação ao tempo de operação, sendo eles os da fossa 1, 2, 5, 6 e 7, que entraram em operação entre 4 e 5 meses antes das análises, e as fossas 3 e 4, que estão em operação há aproximadamente 1 ano e meio. Destaca-se o fato de que o segundo grupo de fossas apresentou resultados piores, indicando baixas

eficiências em relação às outras fossas, como pode ser verificado na Tabela 16. O primeiro grupo, por sua vez, apresenta resultados bastante diversificados, não podendo ser estabelecida qualquer relação do ponto de vista do tempo de operação da fossa.

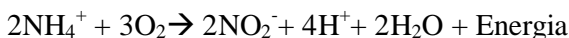
Assim, não é possível, para o espaço amostral em questão, e para os tempos de operação das fossas, estabelecer que não tenha ocorrido um tempo necessário para estabelecimento de uma colônia de bactérias para nenhum dos dois grupos. Ainda, tem-se que os resultados piores para o grupo de fossas que vem operando há mais tempo poderia ser um indicador de uma saturação do sistema após certo tempo de operação. Entretanto, não é possível tirar conclusões, tendo em vista o pequeno espaço amostral, e o cruzamento de outros fatores, como a grande presença de visitantes no domicílio conectado à fossa 4.

5.4 – Investigações dos fatores associados às eficiências das fossas biodigestoras

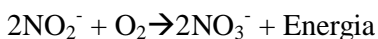
5.4.1 - Remoção de NTK:

De Von Sperling(1996), tem-se que as principais equações químicas relacionadas aos processos de transformação do nitrogênio são:

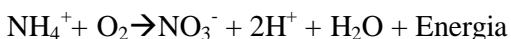
Oxidação da amônia a nitrito:



Oxidação do nitrito a nitrato:



Oxidação da amônia a nitrato (nitrificação):



Observando as equações acima, é possível verificar que a conversão biológica de formas amoniacais do nitrogênio para nitritos e nitratos está associada com o consumo de oxigênio molecular. Entretanto, as fossas biodigestoras executam um processo de tratamento anaeróbico do esgoto, sendo projetadas para evitarem a entrada de oxigênio e assim manterem melhores condições para ação das bactérias anaeróbicas. Com isso, verifica-se que a manutenção das condições propícias para o tratamento do esgoto ocasiona condições desfavoráveis para a remoção do nitrogênio orgânico. Tal fato está em consonância com os baixos valores encontrados analiticamente para remoção de nitrogênio, explicitados na média de 43,3% para as fossas em que houve remoção, além de não ter ocorrido nenhum tratamento em 4 das 7 fossas analisadas. Os casos em que houve uma maior remoção de NTK, como na fossa 2, com remoção de 67,2%, estão provavelmente associados

com problemáticas na manutenção das caixas, ocorrendo maiores entrada de oxigênio molecular, ou ainda com a abertura da caixa por motivos diversos, possibilitando assim, a possível nitrificação.

5.4.2 - Remoção de *E. coli* e coliformes totais

A remoção dos patógenos e de seus indicadores (tanto *E. coli* como coliformes totais) está relacionada a uma série de fatores, sendo os principais deles, que se aplicam ao tratamento de esgoto: temperatura, adsorção à matéria orgânica, predação, incidência de radiação solar e competição (CALIJURI, 2009). Wu (2016) afirma, por sua vez, que a remoção de bactérias fecais e patógenos pode ocorrer via fatores físicos, químicos ou biológicos, individualmente ou simultaneamente. Os físicos se tratam basicamente de filtração mecânica, sedimentação e absorção na matéria orgânica. Fatores químicos estão relacionados com oxidação e exposição a substâncias liberadas pelas plantas. Os fatores biológicos, por sua vez, podem ser predação por nematoides e protistas, competição por nutrientes insuficientes, morte natural, entre outros. Dessa forma, é difícil delinear quais desses fatores estiveram presentes e quais estiveram ausentes para a eliminação de coliformes totais e *E. coli* averiguada na fossa biodigestora. Uma vez que o número de coliformes presentes na água é muito grande, pode ser necessário um tratamento com eficiência de 99,99% (ou quatro unidades logarítmicas), o que é observado exclusivamente em lagoas de maturação, infiltração no solo e processos em que haja uma etapa dedicada à desinfecção (GONÇALVES, 2003). É importante constar que, para o caso da remoção de patógenos, a averiguação da concentração final de coliformes é mais importante do que a eficiência do tratamento, sendo necessário, para fins de reuso agrícola valores de coliformes fecais iguais ou menores a 10^3 NMP/100mL (GONÇALVES, 2003).

5.4.3 - Remoção de matéria orgânica:

Conforme ilustrado na Figura 6, uma série de bactérias tem a capacidade de realizar a degradação da matéria orgânica em condições anaeróbicas, possibilitando assim a remoção de matéria orgânica na fossa biodigestora. Faustino (2007) afirma que estão presentes na fossa biodigestora as bactérias acidogênicas hidrolíticas, as acidogênicas e as metanogênicas, numa relação de dependência recíproca, permanecendo assim em equilíbrio dinâmico. Tais bactérias são responsáveis pelos processos de digestão anaeróbia, que proporciona a remoção de matéria orgânica do esgoto. Assim, desde que a implementação e operação das fossas seguissem as recomendações técnicas, era esperada uma boa eficiência na remoção de DBO. De fato, foi encontrada uma

eficiência média de remoção de 73,2%, determinando um bom nível de tratamento, em comparação com outras tecnologias, como será visto à frente.

5.4.4 - Remoção de fósforo:

A remoção de fósforo no esgoto sanitário, assim como a do nitrogênio, está relacionada com a atividade bacteriana. Tem-se que tal remoção está associada com a capacidade de bactérias incorporarem fósforo na massa de lodo.

Algumas bactérias tem a capacidade de armazenar fósforo na forma de polifosfato e carbono na forma de poli- β -hidroxibutirato. Seu metabolismo age de forma com que haja liberação de fosfato em condições anaeróbias, mas em condições aeróbias, quando da baixa disponibilidade de matéria orgânica facilmente biodegradável, ocorre consumo de poli- β -hidroxibutirato e consequentemente armazenamento de polifosfato. (CALLADO, 2001).

Callado (2001) ainda afirma que algumas bactérias desnitrificantes tem a capacidade de, além de realizar a conversão do nitrogênio, armazenar grandes quantidades de polifosfato. Entretanto, segundo Kernn-Jespersen e Henze (1993), o consumo de fosfato em condições aeróbias assume resultados de 40 a 60% maiores do que em condições anaeróbias, uma vez que o primeiro conta com a participação tanto de bactérias que podem utilizar nitrato quanto oxigênio como aceptores de elétrons, enquanto o segundo apenas conta com as bactérias que utilizam nitrato.

Observa-se que, assim como para a remoção do nitrogênio, os sistemas anaeróbios demonstram uma série de desvantagens para a remoção do fósforo total. Tal fato está em consonância com os resultados obtidos para remoção do fósforo total, com eficiência média de remoção de 37%, considerados baixos quando em comparação com outros sistemas, como será visto a diante.

5.5 – Comparação com tecnologias centralizadas

As fossas biodigestoras são tecnologias simplificadas, elaboradas para o ambiente rural, onde a baixa densidade demográfica cria empecilhos técnicos e financeiros para a consolidação de um sistema centralizado. Mesmo assim, optou-se por realizar uma comparação entre os resultados obtidos para essas fossas e os sistemas centralizados, com tecnologias já em maior grau de consolidação. Na Tabela 8 estão resumidos os resultados médios para uma série de sistemas centralizados.

Para a remoção de DBO, as fossas biodigestoras demonstraram um desempenho médio de 73%, sendo o resultado mais baixo de 57% e o mais alto de 85%. Além disso, verificou-se uma DBO média de 230mg O₂/L para o esgoto bruto e 59 mg O₂/L para o esgoto tratado. Von Sperling (1996) aponta resultados para sistemas centralizados com eficiências de remoções bastante variadas, como do UASB (60 a 75%), eficiência essa bastante similar à encontrada para fossas, ou o sistema de lodos ativados (85 a 97%), com remoção superior as fossas biodigestoras. Sobre a DBO dos efluentes, verifica-se que a do UASB apresenta valores de 70 a 100 mg O₂/L, superiores aos da fossa biodigestora, e que os lodos ativados apresentam efluentes com DBO na faixa de 10 a 40 mg O₂/L, valores esses menores que os encontrados nas fossas.

Do ponto de vista da remoção dos coliformes, mais especificamente da categoria dos coliformes termotolerantes, e conforme as informações da Tabela 13, verifica-se que o efluente da fossa apresentou uma média de $4,6 \times 10^4$ UFC *E. coli*/100 mL, com valores variando de 5×10^2 a $2,1 \times 10^5$ UFC *E. coli*/100 mL. Tais resultados, quando cruzados com aqueles da Tabela 8, demonstram que as fossas biodigestoras tem um efluente com presença de *E. coli* superior às tecnologias com maiores índices de remoção, como o sistema composto pela associação UASB e lagoa de polimento ou lodos ativados e filtração terciária, que apresentam resultados entre 10^2 e 10^4 NMP/100 mL. Entretanto, o efluente final da fossa biodigestora é equivalente na remoção de *E. coli* a algumas tecnologias centralizadas, como o sistema de lagoas com lagoas de alta taxa, e ainda apresenta médias superiores a sistemas como UASB com lodos ativados, Tanque séptico filtro anaeróbio, entre outros. Assim, para esta variável, verifica-se que a tecnologia se apresenta como uma alternativa viável, mesmo quando comparada com tecnologias centralizadas.

A remoção média de fósforo para as fossas biodigestoras apresentou média de 37%, com valores variando de 9 a 73%, sendo que as concentrações no efluente apresentaram uma média de 32,3mg/L, sendo a menor delas de 16,7 mg/L e a maior de 50,5 mg/L. Tais resultados demonstram que as fossas biodigestoras, na média, apresentam eficiência de remoção de fósforo inferior a maior parte dos sistemas centralizados, conforme se verifica na Tabela 8. É notável que alguns deles, como a associação de lodos ativados com remoção biológica de nitrogênio e fósforo, apresentam eficiência de remoção média de 88%. Outros sistemas, como o de lodos ativados com filtração terciária, ou lagoa com lagoa de alta taxa, apresentam eficiência de 60%. Entretanto, a eficiência de remoção de algumas tecnologias centralizadas também apresentam valores médios de remoção similares às da fossa, como a associação de UASB com lodos ativados ou Tanque séptico com filtro anaeróbio, que removem menos de 35% do fósforo total do esgoto.

A remoção de nitrogênio, por sua vez, apresentou uma média de 38,1% para as fossas em que ocorreu algum tipo de remoção. Os valores médios de NTK para o esgoto bruto foram de 224,8mg/L e para o esgoto tratado de 205,4 mg/L. As tecnologias centralizadas listadas na Tabela 8

apresentam eficiência de remoção de nitrogênio variando de 60 a 90%, todas essas muito superiores às encontradas para a fossa biodigestora em questão.

5.6 - Comparação com a fossa séptica

As fossas sépticas são uma das principais tecnologias utilizadas na zona rural ou em outras localidades que oferecem dificuldades para a realização de um tratamento centralizado do esgoto. Uma vez que as fossas biodigestoras também foram concebidas para serem utilizadas nessas mesmas localidades, faz-se útil realizar uma comparação dos resultados de tratamento obtidos pelas duas tecnologias.

Não foi possível encontrar na literatura estudos que atestassem a eficiência de muitos parâmetros relativos às fossas sépticas, provavelmente pelo fato de que esse efluente ainda é passível de ser encaminhado para um pós-tratamento. Pesquisas conduzidas por Netto e Hess (1970) encontraram eficiência média variando de 40 a 60% para remoção de DBO, enquanto experimentos realizados por Vieira e Sobrinho (1983), focados em fossas sépticas compostas por duas câmeras, forneceram resultados com média de 62% para remoção de DBO.

Verifica-se assim que a eficiência média de remoção de DBO para as fossas biodigestoras, com média de 73,2%, são maiores do que aquelas encontradas para a fossa séptica. Por mais que não tenha sido possível comparar outros parâmetros, as vantagens citadas anteriormente no trabalho, de ordem operacional e financeira, somados a melhores resultados para remoção de matéria orgânica do esgoto, apontam significativas vantagens da fossa biodigestora.

5.7 - Disposição no solo de acordo com padrões disponíveis

O tratamento de esgoto realizado pela fossa biodigestora, diferentemente do que ocorre nas estações de tratamento de esgoto, foi concebido para reaproveitar a matéria orgânica e os nutrientes presentes no efluente, através da utilização agrícola do composto presente na última caixa do sistema. Entretanto, devido aos riscos inerentes a utilização desse composto, principalmente de transmissão de doenças, é necessário que se certifique de que o efluente está dentro dos limites de segurança. Para tanto, recorreu-se a uma série de recomendações de órgãos nacionais e internacionais, contrapondo os padrões estabelecidos com os resultados obtidos para o efluente da fossa biodigestora, que estão sintetizados nas Tabela 11, 12, 13, 14 e 16.

O primeiro padrão a ser mencionado é a resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986, já revogada e substituída pela CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Mesmo tendo sido

revogada, é a única legislação encontrada que poderia servir de base, uma vez que a CONAMA 357 atrela a utilização às classes dos corpos d'água, não discutindo variáveis para reutilização de efluentes. Assim, a antiga CONAMA indica que para a utilização em espécies que serão consumidas cruas estabelece o limite de uma média de 14 coliformes por 100 mL, sendo que não pode ser excedido o limite de 43 coliformes por 100 mL em mais de 10% das amostras. Já nos outros casos, incluindo o de utilização para árvores frutíferas, não poderá ser excedido o limite de 1000 coliformes fecais por 100 mL em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais.

Verifica-se da Tabela 13 que os efluentes das fossas 1, 2, 3, 4 e 6 tiveram, respectivamente, os valores de $2,1 \times 10^5$, 2×10^4 , 10^3 , 5×10^2 e 5×10^2 UFC *E. coli*/100 mL, totalizando uma média de $4,64 \times 10^4$ UFC *E. coli*/100 mL.

Com esses resultados verifica-se que o efluente, pelos valores obtidos, tem uma concentração de coliformes termotolerantes muito acima do permitido para utilização em culturas que serão consumidas cruas. Entretanto, em relação à segunda categoria de uso, o efluente encontra-se no limiar dos padrões de segurança impostos pela CONAMA. Verifica-se que a concentração de 1000 coliformes é excedida em dois dos cinco resultados apresentados, ou seja, o nível de segurança é obtido apenas em 60% dos casos, não em 80%, como rege a legislação. Entretanto, um dos resultados que apresenta mais coliformes do que o permitido encontra-se bastante próximo do limite de segurança, considerando essa que somada com o pequeno espaço amostral em questão dificulta a formulação de conclusões mais gerais.

Na Tabela 9, por sua vez, estão sintetizados os critérios recomendados pela Organização Mundial da Saúde (OMS) sobre a qualidade microbiológica de águas residuárias empregadas na agricultura. Observa-se, inicialmente, que a recomendação para culturas para serem consumidas cruas é de menos de 1000 coliformes termotolerantes/100 mL, valor que diverge bastante dos valores estipulados pelo CONAMA, mostrando que a legislação brasileira adota parâmetros mais conservadores. Verifica-se, de acordo com a Tabela 8, que para a irrigação de culturas de cereais, plantas têxteis, forrageiras, pastagens e árvores, não existe determinação específico do número de coliformes totais. Entretanto, estipula-se que deve ocorrer tratamento em lagoa de estabilização com tempo de detenção hidráulico de 8 a 10 dias. Consultando-se a Tabela 8, verifica-se que a lagoa anaeróbia, seguida de lagoa facultativa e lagoa de alta taxa (que são uma modalidade de lagoa de estabilização) apresentam resultado numa faixa de 10^4 a 10^5 coliformes fecais/100 mL, que é equivalente ou pior aos resultados obtidos para fossa biodigestora, numa faixa de 10^4 a 10^5 coliformes fecais/100 mL. Assim, verifica-se que, de acordo com os padrões da OMS e com os resultados obtidos neste trabalho, o efluente da fossa biodigestora não estaria apto para utilização em culturas para serem consumidas cruas, mas estaria apto para utilização em cereais, plantas têxteis, forrageiras, pastagens e árvores. Tal alegação está baseada no número de coliformes fecais,

e não leva em conta nematóides intestinais, que também são considerados pela OMS e que não puderam ser contabilizados neste trabalho. Entretanto, de acordo com as recomendações da OMS, esse grupo de culturas ainda poderia receber o efluente mesmo se não fosse verificado presença de nematóides intestinais, desde que não houvesse riscos para os agricultores.

Na Tabela 10 estão especificadas as normas para irrigação com efluentes de águas servidas tratadas no Estado de Israel. A categoria A de alimentos, incluindo algodão, beterraba açucareira, cereais, feno e bosques, que tem destinação industrial, devem ter no máximo $\text{DBO}_{5,20}$ de no máximo 60 mg O_2/L , 50 mg/L de sólidos suspensos e 0,5 mg OD/L para pelo menos 80% das amostras. Das 6 fossas biodigestoras em que se obteve resultados para DBO, encontrou-se uma média de 59 mg O_2/L , sendo que 50% das amostras tiveram valor superior ao patamar estabelecido de 60 mg O_2/L . Ainda, da Tabela 12 verifica-se que 100% das amostras analisadas tinham mais de 0,5 mg de OD/L. Assim, para essa categoria de cultivos, o efluente da fossa biodigestora apresentou uma média que permitiria a utilização para tal categoria de cultivos, mas não se apresenta dentro da margem da segurança para pelo menos 80% das amostras, como rege a legislação. Para fins da legislação de Israel deveria ser feita também uma avaliação dos sólidos suspensos do efluente, o que não pôde ocorrer neste trabalho. As categorias B, C e D, respectivamente forragem verde, frutas e verduras para processamento e todos cultivos sem restrição, apresentam limites mais rigorosos, em que o efluente da fossa biodigestora não se enquadraria para os valores obtidos de remoção de DBO. Vale ressaltar que a legislação de Israel, comparada com as outras vistas até aqui, é bem restritiva, impondo inclusive em alguns casos outras exigências como filtração com areia, cloração, distância de áreas residências, de estradas pavimentadas e níveis mínimos de cloro residual.

5.8 – Comparações com tecnologias similares

A comparação com as tecnologias centralizadas e com a fossa séptica cumpre o papel de posicionar a eficiência da fossa biodigestora com soluções já amplamente estudadas e consolidadas, levando-se sempre em conta o contexto que envolve cada uma delas e suas características operacionais, técnicas e financeiras. Também é de grande importância posicionar a fossa biodigestora com outras tecnologias semelhantes, que realizam o tratamento descentralizado do esgoto, focadas nas características socioeconômicas e territoriais da zona rural.

5.8.1 – Comparação com o sistema de pacote anaeróbio

Os resultados obtidos em um estudo realizado por Sharma (2016) são de grande utilidade para fins comparativos com a fossa biodigestora. A autora conduziu o estudo de um sistema de tratamento de águas negras descentralizado, conhecido como sistema de pacote anaeróbio, localizado no Campus Rajv Gandhi Novodaya Vidhyala, na cidade de Saharanpur, no estado de Uttarankhand, na região nordesta da Índia. O sistema é bifásico, sendo composto resumidamente por um tanque séptico modificado conectado a um filtro anaeróbio de fluxo ascendente, e recebendo a contribuição de três vasos sanitários de uma escola frequentada por aproximadamente trinta estudantes. O material utilizado para confecção do sistema era principalmente de polietileno linear de baixa densidade (LLDPE), contendo um volume total de 1200 litros. Os estudos consistiram num monitoramento mensal que ocorreu durante doze meses consecutivos. Os resultados obtidos pela pesquisadora estão resumidos na Tabela 17. Na figura 9, por sua vez, está apresentada uma foto do sistema em questão.

Tabela 17 – Eficiência de remoção e concentração no efluente de um sistema descentralizado composto por associação de um tanque séptico com um filtro anaeróbio de fluxo ascendente

Variável	Eficiência de remoção (%)	Concentração ou quantidade no efluente
DQO (mg/L)	72,6	460
DBO (mg/L)	78,4	207
Coliformes totais (NMP/100mL)	99,5*	$1,04 \times 10^6$
Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	91,9*	$8,6 \times 10^4$
SST (mg/L)	83,2	225
Fósforo total (mg/L)	23,9	32,2
Nitrogênio total (mg/L)	19,9	94,9

Observações: (*) Eficiência obtida a partir de resultados apresentados pela autora

Fonte: Elaboração própria, a partir de Sharma (2016)



Figura 9 – Fotos representando o sistema bifásico de tratamento de esgoto, a esquerda é possível visualizar a caixa de entrada de esgoto (1), tanque séptico com filtro anaeróbio (2) e caixa de saída do esgoto (3). Já na direita visualiza-se somente a associação do tanque séptico com filtro anaeróbio.

Fonte: Modificado de Sharma (2016)

Confrontando-se a Tabela 17, com os resultados obtidos para esse sistema, e a Tabela 16, com os resultados obtidos para a fossa biodigestora, é possível comparar as eficiências de ambas as tecnologias. Verificaram-se, inicialmente, eficiências próximas para remoção de DBO, com valores de respectivamente 78,4% para o sistema de pacote anaeróbio e 73,2% para as fossas biodigestoras. Tais eficiências podem ser consideradas satisfatórias, alcançando patamares semelhantes a outras tecnologias centralizadas, fato esse ressaltado pela autora. Do ponto de vista da remoção de nutrientes, como era esperado para sistemas anaeróbios, encontra-se um baixo valor para remoção de fósforo total e nitrogênio total, de respectivamente 23,9% e 19,9%. Apesar de esses resultados estarem consideravelmente abaixo dos valores encontrados para a fossa biodigestora, com 13,1% abaixo para o fósforo e 18,2% para o nitrogênio, não é possível estabelecer uma diferença qualitativa entre os processos de tratamento, uma vez que ambos não apresentam remoção suficiente, comparável com outras tecnologias. Conforme citado por Sharma (2015) e JERSPERN & HENZE (1993), a remoção de fósforo é consideravelmente maior para sistemas aeróbios.

Por fim, a autora encontrou valores médios de coliformes totais e fecais de, respectivamente, 10^6 NMP/100mL e $8,5 \times 10^4$ NMP/100 mL, com valores de remoção de 99,5 e 91,9%. Tais resultados, mais uma vez, encontram-se bastante próximos dos encontrados para a fossa biodigestora, de 96% para coliformes totais e 98,1% para coliformes fecais. A autora considerou o nível de remoção de coliformes altamente satisfatórios, mas destacou que o efluente não cumpre os requisitos dos padrões de descarte da legislação indiana, necessitando assim de um pós-tratamento.

Comparando-se assim os dois sistemas, verificou-se que os dois apresentam níveis de remoção parecidos para os critérios analisados, tendo resultados mais satisfatórios para remoção de matéria orgânica e em menor escala para coliformes. A remoção de nutrientes, por sua vez, é consideravelmente baixa. A fossa biodigestora ainda mantém algumas vantagens sobre do sistema de pacote anaeróbio, uma vez que esse não é feito para aplicação do efluente em culturas agrícolas, necessitando de descarte periódico. Além disso, sua replicabilidade é menor, por ter um filtro anaeróbio em seu sistema, exigindo maiores requisitos técnicos para sua confecção. Por último, não foi possível encontrar informações relativas ao custo do sistema indiano, o que não possibilitou também fazer uma comparação entre as tecnologias do ponto de vista financeiro.

5.8.2 – Comparação com o tanque de evapotranspiração

O trabalho de Paulo (2012) se propôs a dimensionar, realizar balanços hídricos e realizar análises físico-químicas, bacteriológicas e parasitológicas do tanque de evapotranspiração, tecnologia destinada a realizar o tratamento descentralizado das águas negras na zona rural e periurbana, se configurando como uma alternativa aos tratamentos convencionais. A autora cita que o sistema é criado a partir da instalação de um tanque retangular impermeabilizado no chão, que será recoberto por diferentes substratos, e que receberá plantas em sua parte superior. A tubulação que traz o esgoto dos vasos sanitários é conectada na parte inferior do tanque, passando inicialmente pelas camadas compostas por pedras e material cerâmico, sendo essa a etapa de tratamento anaeróbio do sistema. Com a entrada gradativa de mais esgoto no tanque, este começa atingir as camadas superiores, compostas por brita e areia, até atingir a camada de solo na parte mais elevada. Nesse momento, ocorre a evapotranspiração, na qual a água é eliminada do sistema, ao passo que os nutrientes são removidos através da incorporação à biomassa das plantas. A Figura 10 apresenta um corte em perspectiva do tanque de evapotranspiração para ilustrar o sistema.

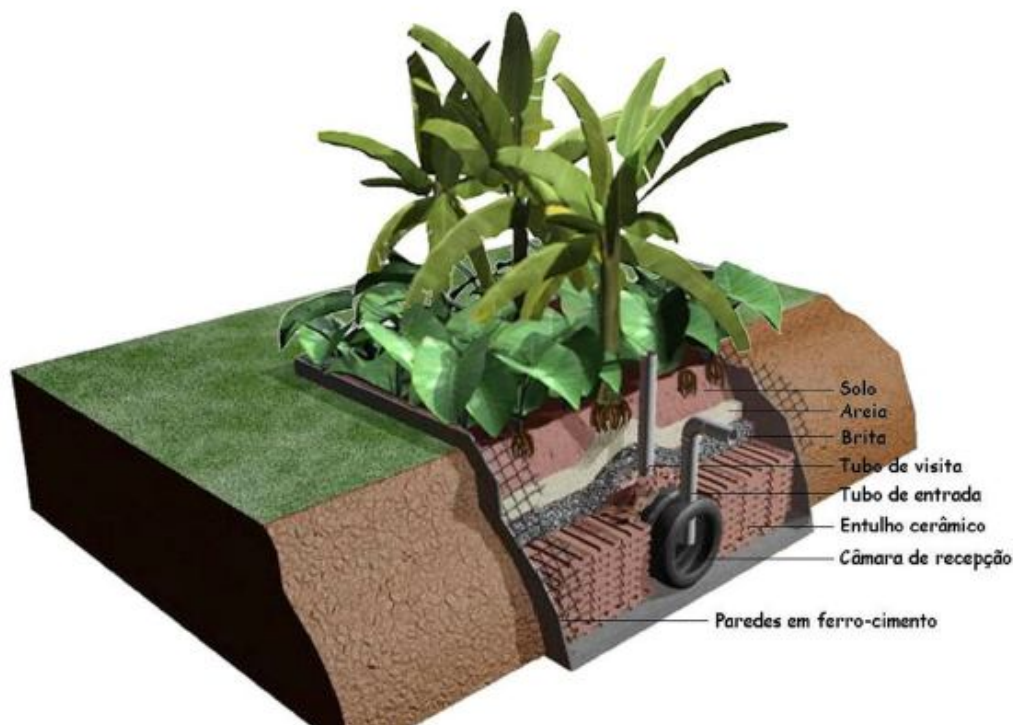


Figura 10 – Corte em perspectiva do tanque de evapotranspiração, com destaque para as paredes em ferro-cimento, a câmara de recepção, o entulho cerâmico, o tubo de entrada, o tubo de visita, a brita, a areia, o solo e as plantas

Fonte: Paulo(2012)

Verifica-se, assim, que esse sistema apresenta uma fase de tratamento anaeróbio, semelhante ao da fossa biodigestora, e um tratamento por plantas. O tanque de evapotranspiração, quando operando normalmente, não gera efluentes, uma vez que este é dimensionado para ser composto por plantas com altas taxas de evapotranspiração, retirando assim toda água do sistema. Entretanto, fora de condições normais, como no caso de sobrecargas, existe um efluente final, que a autora recomenda que seja encaminhado para o sistema de coleta de esgoto ou para infiltração no solo. A partir desse efluente ocasional que se procura fazer uma comparação entre o tanque de evapotranspiração e a fossa biodigestora. Entretanto, pelas peculiaridades do tanque, e como citado por Paulo (2012), não faz sentido referenciar-se a uma eficiência de remoção dessa tecnologia, uma vez que grande quantidade da água do esgoto é evaporada, sendo mais proveitoso fazer a comparação em relação à caracterização do efluente final de ambos os sistemas. Na Tabela 18 estão sintetizados os resultados encontrados por Paulo (2012) para os principais parâmetros de interesse, tanto do efluente do sistema quanto do interior do tanque.

Tabela 18 – Concentrações para a DBO,coliformes totais, *E. coli* e NTK do efluente do Tanque de Evapotranspiração

Parâmetro	Unidade	Interior do tanque	Saída
DBO	mg O ₂ /L	360,9	72,7
Coliformes totais	NMP/100 mL	$1,6 \times 10^7$	$3,2 \times 10^7$
<i>E. coli</i>	NMP/100 mL	$5,1 \times 10^6$	$3,7 \times 10^6$
NTK	mg/L	335,4	277

Fonte: Elaborador a partir de Paulo (2012)

Comparando-se os valores encontrados para o efluente do tanque de evapotranspiração e para a fossa biodigestora (listados nas Tabelas 11, 12, 13 e 14), verificou-se inicialmente uma grande discrepância para os valores encontrados para os parâmetros bacteriológicos, principalmente para a *E. coli*. Verifica-se que a quantidade de *E. coli* no tanque de evapotranspiração é de $3,7 \times 10^6$ NMP é significativamente maior que o encontro para o efluente da fossa biodigestora, que é de $4,6 \times 10^4$ UFC/100mL, ou seja, praticamente duas unidades logarítmicas a mais. Levando-se em conta o padrão nacional e internacional para utilização de efluente para irrigação agrícola, verifica-se que o efluente do tanque de evapotranspiração não se enquadraria nos padrões mínimos necessários para irrigação de qualquer cultura.

Do ponto de vista da DBO do efluente final e da concentração de NTK, que são de respectivamente 73mg O₂/L e 277 mg/L para o tanque de evapotranspiração, verifica-se um valor próximo daquele encontrado para a fossa biodigestora, de respectivamente 59 mg O₂/L e 188,7 mg/L. Nesses casos, os valores encontrados para o tanque são, respectivamente, 24,1 e 46,8% maiores que os encontrados para a fossa biodigestora. Salienta-se, entretanto, que os resultados encontrados para o NTK no efluente da fossa de evapotranspiração servem meramente para caracterização do efluente, e não para averiguar a eficiência de remoção, uma vez que nesse sistema ocorre a saída de grande quantidade de água por conta da fisiologia das plantas presentes no sistema.

Pelos dados apresentados é possível concluir que a fossa biodigestora apresenta um efluente com concentração menor de certos poluentes, tornando sua disposição menos impactante ao meio, especialmente em relação a coliformes termotolerantes e *E. coli*, variáveis de grande importância sanitária. Além disso, o fato do processo de tratamento se dar dentro de caixas, e não no solo, permite um maior controle sobre o sistema, diferentemente do tanque de evapotranspiração, que pode sofrer com problemas de sobrecarga e chuvas excessivas.

Do ponto de vista financeiro, Costa (2014) aponta que os custos aproximados para construção de um tanque de evapotranspiração, sem inclusão da mão de obra, são de R\$585,0. De acordo com a mesma autora, o preço da fossa biodigestora é avaliado em R\$ 1500, preço esse consideravelmente maior do que o do tanque de evapotranspiração, tornando a tecnologia da EMBRAPA menos atraente do ponto de vista financeiro, principalmente em localidades de baixa renda.

5.8.3 – Comparação com sistema doméstico modular de *wetlands* construídos

Derry e Maheshwarei (2015) conduziram um estudo para avaliar a eficiência de tratamento de um sistema doméstico modular de *wetlands* construídos.

O sistema, construído na Austrália, está representado na Figura 11, e consiste em um tanque séptico seguido de três *wetlands* construídos (WC) horizontais e um *wetland* construído vertical. O tanque séptico convencional, de 3000L de capacidade, foi responsável pelo tratamento primário, pela digestão anaeróbia, com remoção de sólidos.

Os WC horizontais foram delimitados em um polímero plástico com 3 metros de comprimento e 2 de largura e 0,9 metros de altura, cobertos com uma mistura de silte, areia e matéria orgânica. Essa camada foi feita para realizar o tratamento secundário e terciário, inclusive remoção de nitrogênio, através de condições anaeróbias na zona saturada e aeróbias na zona superior, não saturada. O esquema dos WC horizontais está esquematizado na Figura 12.

Os WC verticais, por sua vez, estavam delimitados em um polímero plástico de 2,5m de diâmetro, com 1,5m de profundidade, sendo os 0,9m inferiores uma zona de reação. Além disso, o meio onde ocorre a filtração não era saturado, possibilitando condições aeróbias para o tratamento. O WC vertical utiliza bombeamento para retirada do efluente. O esquema dos WC verticais está esquematizado na Figura 13. Na Tabela 19, por sua vez, estão sintetizados os principais resultados encontrados pelos autores para o efluente desse sistema.

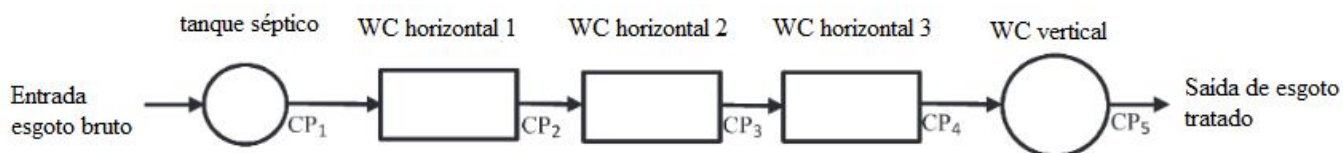


Figura 11 – Esquema do sistema doméstico modular de *wetlands* construídos (WC), com destaque para a entrada de esgoto bruto, o tanque séptico, o WC horizontal 1, o WC horizontal 2, o WC horizontal 3, o WC vertical e a saída de esgoto tratado.

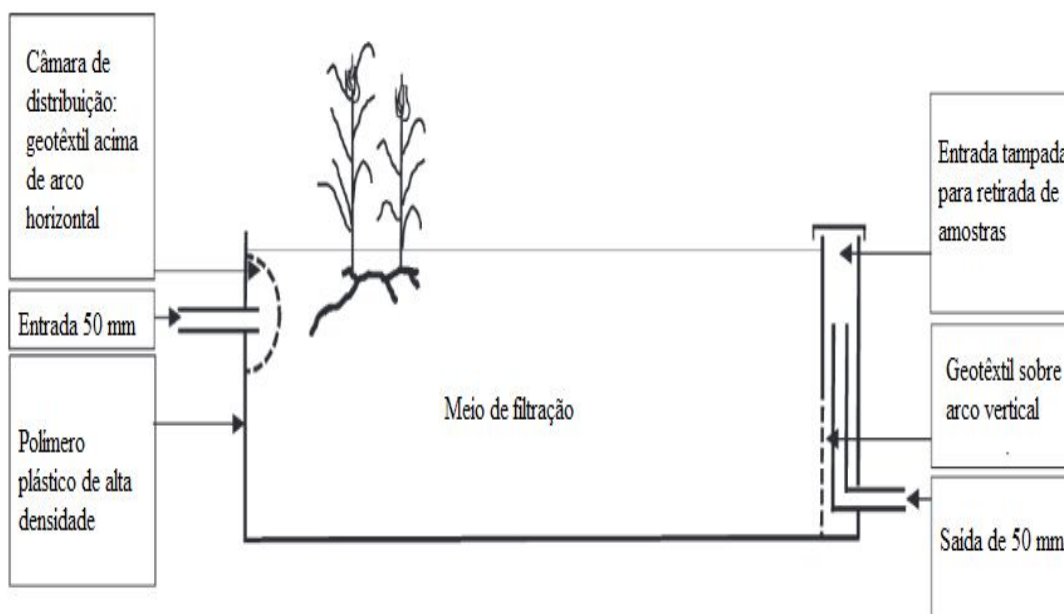


Figura 12 – Esquema do wetland construído (WC) horizontal, com destaque para a câmara de distribuição, a entrada de esgoto, o polímero plástico, a entrada tampada, o geotêxtil e a saída do efluente.

Fonte: Modificado de (Derry e Maheshwarei, 2015)

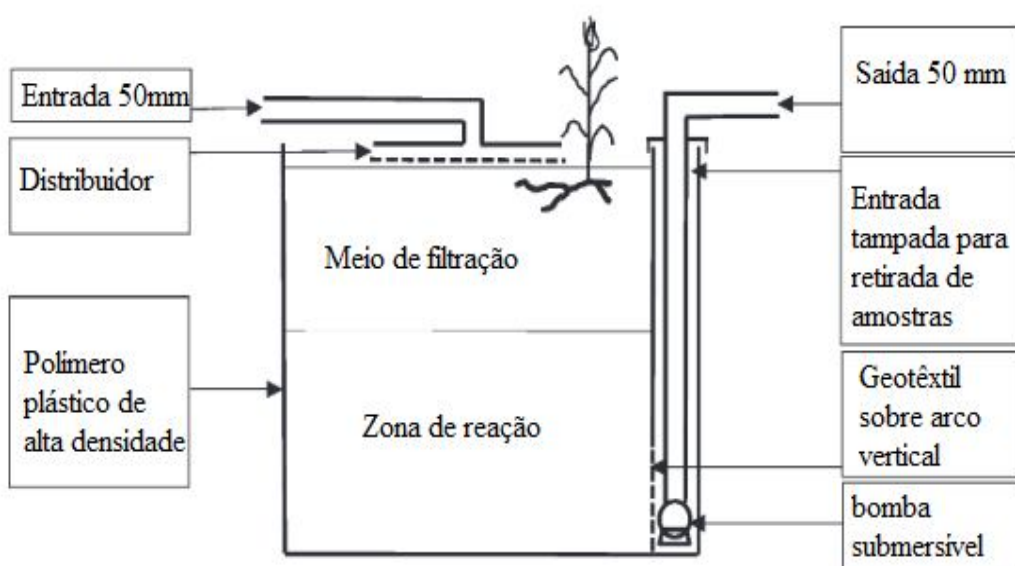


Figura 13 – Esquema do wetland construído (WC) vertical, com destaque para a entrada, o distribuidor, o polímero plástico, o meio de filtração, a zona de reação, a bomba submersível, o geotêxtil, a entrada tampada e a saída do efluente.

Fonte: Modificado de Derry e Maheshwarei(2015)

Tabela 19 – Valores encontrados para o tratamento no sistema doméstico modular de *wetlands* construídos para DBO, coliformes totais, *E. coli* e NTK, e respectivas eficiências de remoção.

Parâmetro	Unidade	Concentração no efluente	Eficiência de remoção (%)
DBO	mg O ₂ /L	2	98,1
Coliformes totais	UFC/100 mL	<1	>99,9
<i>E. coli</i>	UFC/100 mL	<1	>99,9
NTK	mg/L	11,6	86,4

Fonte: Elaborado a partir de Derry e Maheshwarei, 2015

Uma comparação entre os resultados da Tabela 16 e da Tabela 19 demonstra que o sistema modular de *wetlands* construídos apresenta eficiência consideravelmente maior do que a fossa biodigestora. Tem-se que a eficiência de remoção para DBO e NTK foram, respectivamente, 24,9 e 48,2% maiores do que na fossa biodigestora. Para remoção de coliformes, o número de UFC *E. coli* e coliformes totais remanescentes no efluente correspondem a menos de 0,01% do total remanescente na fossa biodigestora. A remoção foi significativa a ponto de, quando submetido à legislação australiana, o efluente é adequado para utilização mesmo em culturas que serão consumidas cruas (Derry&Maheshwarei, 2015).

Além disso, conforme pode ser verificado na Tabela 9, o efluente cumpre os requerimentos para irrigação de qualquer cultura de acordo com a OMS. Outra observação importante é de que é possível verificar na Tabela 8 que a eficiência de tratamento deste sistema é superior a maioria das tecnologias centralizadas de tratamento de esgoto. As maiores eficiências de tratamento nesse sistema estão associadas, entre outros fatores, aos diferentes tratamentos empregados nesse sistema, sejam aeróbios, anaeróbios ou por absorção das plantas.

Por mais vantagens que este sistema ofereça, vale frisar que seus custos de construção e operacionais são elevados. O trabalho em questão não quantificou o preço associado a este, mas sabe-se que as membranas geotêxteis e as bombas submersíveis têm altos custos associados, sendo que a segunda ainda coloca a necessidade de fornecimento de energia elétrica para manutenção do sistema. Tal sistema será de maior aplicabilidade em localidades com maior poder aquisitivo, não correspondendo, em grande parte, à realidade da população rural no Brasil. Além disso, como verifica-se na descrição das WC, esse sistema necessita de uma área relativamente grande para instalação, de mais de 23 m², a depender do tamanho do local de implementação.

5.9 – Comparação dos resultados obtidos com os padrões de lançamento

Mesmo que a fossa biodigestora não tenha sido constituída de forma que o esgoto tratado seja descartado em corpos d'água, faz-se útil uma comparação normalmente realizada para sistemas centralizados, verificando o atendimento aos padrões de lançamento estabelecidos pela CONAMA 430/2011.

O primeiro parâmetro citado por essa resolução a ser comentado é a de remoção mínima de 60% de DBO. Como se verifica na Tabela 16, por mais que a média de remoção seja de 73,2% para todas as fossas, ainda verifica-se que duas fossas tiveram eficiência de remoção de 57% e 58%, não estando dentro da eficiência mínima requisitada.

Muitos dos outros parâmetros citados na legislação não puderam ser analisados no presente trabalho. Vale ressaltar que não há uma indicação em relação às concentrações de fósforo permitidas, delegando a competência de estipulação de valores para os órgãos ambientais competentes. Ainda, impõem-se um limite de 20,0 mg/L de nitrogênio amoniacal total para os efluentes. Mesmo que não tenha sido analisado o nitrogênio amoniacal total, e sim o NTK, que engloba outras formas de nitrogênio orgânico, é possível esperar grandes percentuais de tal forma de nitrogênio no efluente tratado, pela urina afluente ao sistema. Uma vez que a concentração de NTK variou de 100,5 mg/L até 367,2 mg/L no efluente das fossas biodigestoras, é de se esperar que a concentração de nitrogênio amoniacal tenha sido superior a 20 mg/L na maioria das fossas.

6– CONCLUSÃO

O Brasil ainda apresenta um considerável déficit nos serviços de saneamento, sendo que ao se analisar a situação nas suas diferentes esferas, verifica-se uma disparidade em relação aos índices de cobertura nas zonas urbana e rural, com resultados nitidamente piores para a população do campo.

Tendo em vista essa realidade, a fossa biodigestora da EMBRAPA se propõe a ser uma solução tanto para esse quadro de precariedade de saneamento na zona rural quanto para fornecer um efluente para ser utilizado como insumo agrícola, reduzindo assim custos e reaproveitando a matéria orgânica e os nutrientes.

A construção de uma série de fossas biodigestoras nos Assentamentos Comunidade Agrária Nova São Carlos e Santa Helena, no município de São Carlos, pelo projeto “Plantando Águas” possibilitou um amplo campo de estudos da eficiência desses sistemas, possibilitando que esse trabalho avaliasse, de maneira preliminar, sete diferentes fossas na região.

Levando-se em conta os resultados encontrados, é possível se afirmar que a fossa biodigestora é uma alternativa viável e de baixo custo para o tratamento de esgoto na zona rural em comparação com outras tecnologias similares. Apesar de não apresentar os melhores resultados entre todas as tecnologias existentes de tratamento de esgoto, é notável que apresenta eficiência de tratamento igual ou superior a muitas tecnologias centralizadas. Ainda, apresenta vantagens significativas sobre a fossa séptica tradicional, a mais comum alternativa para áreas rurais ou de difícil acesso, ao ter custos menores, maior eficiência para remoção de poluentes, possível geração de fertilizante para agricultura e menor necessidade e custos de manutenção.

7 – RECOMENDAÇÕES

A existência de dois assentamentos agrários no município de São Carlos que foram beneficiados com a construção de diversos sistemas, como as fossas biodigestoras, os jardins filtrantes e as cisternas abre um grande campo de estudos de tecnologias sociais, possibilitando a aproximação dos estudantes e dos assentados. Destaca-se, como de grande importância, a necessidade de realização de estudos mais aprofundados em relação à utilização do efluente da fossa biodigestora da EMBRAPA para irrigação na agricultura. Por fim, existe também a necessidade de se estudar a utilização do efluente em diversos tipos de plantas, elencando as espécies vegetais mais compatíveis com sua utilização e sugerindo possíveis diluições ou etapas de pós-tratamento.

8 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ÁGUA: USOS, CONSERVAÇÃO E MONITORAMENTO. São Paulo: Iniciativa Verde, jul. 2015.

ALEM SOBRINHO, Pedro. Tratamento de esgoto e geração de lodo. In: TSUTIYA, Milton Tomoyuki et al. **Biossólidos na agricultura.** São Paulo: Sabesp, 2001. p. 41-87.

AMERICAN PUBLIC HEALTH AGENCY (APHA) **Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 21. ed. Maryland: American Public Health Agency, 2005. p.1200.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229:** Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: Normatécnica, 1993.

AZEVEDO NETTO, J.M e HESS, M.L. **Tratamento de Águas Residuárias**. Separata da Revista DAE. 1970. 218 p.

BASTOS, Rafael Kopschitz Xavier; BEVILACQUA, Paulo Dias. Normas e Critérios de Qualidade para Reúso da Água. In: FLORENCIO, Lourdinha; XAVIER'ASTOS, Rafael Kopschitz; AISSE, Miguel Mansur (Org.). **Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários**. Recife: Abes, 2006. p. 17-61.

BATALHA, Ben HurLuttembarck. **Fossa séptica**. São Paulo: Cetesb, 1989. 20 p

BAZZARELLA, Bianca Barcellos. **Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não-potável em edificações**. 2005. 165 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

BERNARDES, Fernando Silva. Avaliação do tratamento domiciliar de águas negras por um Tanque de Evapotranspiração (TEvap). **Especialize**, Goiânia, v. 1, n. 7, p.1-17, jul. 2014.

BERNARDINO, Neuza Fujiko. **Assentamento Comunidade Agrária Nova São Carlos: Levantamento florístico e ambiental para análise do potencial para a meliponicultura**. 2013. 104 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

BRASIL. Congresso. Câmara dos Deputados. Política Nacional nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. **Política Nacional de Saneamento Básico**. Brasília, DF, Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm>. Acesso em: 25 jul. 2015.

BRASIL. Congresso. Senado. Constituição (1988). Constituição Federativa nº 3, de 1988. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constituicao.htm>. Acesso em: 22 jul. 2015.

BORGES, Luciana Zabrocki. **Caracterização da água cinza para promoção da sustentabilidade dos recursos hídricos**. 2003. 88 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

BRISCOE, John. ABASTECIMIENTO DE AGUA Y SERVICIOS DE SANEAMIENTO. SU FUNCION EN LA REVOLUCION DE LA SUPERVIVENCIA INFANTIL. **Bulletin Of The Pan American Health Organization**, [S. l.], v. 21, n. 2, p.325-339, 1987.

BUTLER, David; FRIEDLER, Eran; GATT, Kevin.Characterising the quantity and quality of domestic wastewater inflows.**Water Science And Technology**. Londres, p. 13-24. abr. 1995.

CALLADO, Nélia Henriques. **Reatores sequenciais em batelada em sistema anaeróbio/aeróbio tratando esgoto sanitário sintético e com remoção de nutrientes**. 2001. 353 f. Tese (Doutorado) – Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

CALIJURI, Maria Lúcia et al. **Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlandsconstruídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes**. **Revista da Associação de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio De Janeiro, v. 14, n. 3, p. 421-430. 08/2009.

CARLOS, Édison. **Saneamento rural: um enorme desafio para o Brasil**. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/saneamento-rural-um-enorme-desafio-para-o-brasil-portal-do-saneamento>>. Acesso em: 12 jul. 2015.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **CONAMA 20**: Resolução CONAMA Nº 20. Brasília: Conama, 1986.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **CONAMA 430**: Resolução CONAMA Nº 430. Brasília: Conama, 2011.

Cimar Azeredo Pereira. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios: síntese de indicadores 2012**. Rio de Janeiro: Ibge, 2013. 278 p.

COSTA, Aline Pacheco. **Estudo de tecnologias sociais visando o tratamento do esgoto doméstico de unidade unifamiliar –Assentamento Nova São Carlos – São Carlos/SP**. 2014. 60 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

CVJETANOVIC, Branko. Health effects and impact of water supply and sanitation. **World Health Statistics Quarterly**, [S. l.], v. 39, n. 1, p.105-117, 1986.

DERRY, Chris; MAHESHWARI, Basant. **Wasterwater treatment by a modular, domestic-scale reedbed system for safe horticultural irrigation.** *Science of the Total Environment*, Exter, v. 537, n. 1, p. 243-249. 08/2015.

EMBRAPA. **Como montar e modelar a fossa séptica modelo EMBRAPA.** Brasília: Embrapa, 2014. 46 p.

ERIKSSON, Eva et al. Characteristics of grey water. **Urban Water**. Bygninstorvet, p. 85-104. mar. 2002.

ESPINDOLA, Evaldo Luiz Gaeta et al (Org.). **Projeto GerAÇÃO Helena - desenvolvendo ações socioambientais.** São Carlos, 2015.

FAUSTINO, Adriana Soares. **Estudos físico-químicos do efluente produzido por fossa séptica biodigestora e o impacto do seu uso no solo.** 2007. 122 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Química, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2007.

FERRI, Leoberto Savegnago Renan. **Caracterização de esgoto oriundo de fossa séptica biodigestora e seu potencial para aplicação na agricultura como biofertilizante.** 2014. 66 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão, 2014.

FLORENCIO, Lourdinha et al. Utilização de Esgotos Sanitários - Marcos Conceituais e Regulatórios. In: FLORENCIO, Lourdinha; XAVIER'ASTOS, Rafael Kopschitz; AISSE, Miguel Mansur (Org.). **Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários.** Recife: Abes, 2006. p. 1-15.

FRIEDLER, Eran; GALIL, Noah I. **On-site greywater reuse in multi-storey buildings: sustainable solution for water saving.** Haifa: Israel Institute Of Technology, 2008. 11 p.

GONÇALVES, Ricardo Franci et al. Caracterização e tratamento de diferentes tipos de águas residuárias de origem residencial após segregação. **Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.** Montevideu, p. 1-10. abr. 2006.

GONÇALVES, Ricardo Franciet al. **Desinfecção de Efluentes Sanitários**. Vitória: Abes, 2003. 435 p.

IBGE. **Sinopse do censo demográfico 2010**. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=8>>. Acesso em: 22 ago. 2015.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSÔA, Constantino Arruda. **Tratamento de esgoto doméstico**. 4. ed. Rio de Janeiro: Abes, 2005. 932 p.

KERNN-JESPERSEN, Jens Peter; HENZE, Mogens. **Biological phosphorous uptake under anox and aerobic conditions**. *Water Research*, Soborg, v. 27, n. 4, p. 617-624. 04/1993.

LEONEL, L. F. et al. **Avaliação do efluente da fossa séptica biodigestora e jardim filtrante**. In: III Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management, São Pedro, 2013.

LEROY MERLIN. **Fóssas sépticas**. 2015. Disponível em: <<http://www.leroymerlin.com.br/fossas-septicas>>. Acesso em: 12 ago. 2015.

MAFACIOLLI, Débora. **Produção de biogás através de processo de digestão anaeróbia utilizando dejetos de aves de postura com suplementação de glicerina bruta**. 2012. 73 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Centro Universitário Univates, Lajeado, 2012.

MAY, Simone. **Caracterização, tratamento e reúso de águas cinzas e aproveitamento de águas pluviais em edificações**. 2008. 222 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse**. 3. ed. New York: McGraw-Hill International Editions, 1991.

NOVAES, Antonio Pereira de et al. **Utilização de uma fossa séptica biodigestora para melhoria do Saneamento Rural e desenvolvimento da Agricultura Orgânica**. São Carlos: EMBRAPA Instrumentação, 2002.

NUVOLARI, Ariovaldo. **Esgoto Sanitário - Coleta, Transporte, Tratamento e Reúso Agrícola**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2011. 520 p.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS) (Ed.). **Water Global Analysis and Assessment of Sanitation and Drinking-Water (GLAAS)**. Geneva: World Health Organization Document Production Services, 2014. 108 p.

OLIVEIRA, Sonia Maria M. C. de. Mortalidade infantil e saneamento básico - ainda uma questão velha. In: ENCONTRO NACIONAL DE ESTUDOS POPULACIONAIS, 16., 2008, Caxambu. **Anais...**. Caxambu: Abep, 2008. p. 1 - 21.

OTTERPOHL, Ralf. Black, Brown, Yellow, Grey - The New Colors of Sanitation. **Magazine Of The International Water Association**. Londres, p. 37-41. out. 2001.

PAULO, Paula L. et al. **Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping**. *Ecological Engineering*, [S. L], v. 50, n. 1, p. . 05/2012.

PENA, Rodolfo F. Alves.. **Escassez de água no Brasil**. 2015. Disponível em: <http://www.brasilecola.com/geografia/escassez-agua-no-brasil.htm>. Acesso em: 22/09/2015

RAPOPORT, Beatriz. **Águas cinzas: caracterização, avaliação financeira e tratamento para reuso domiciliar e condominial**. 2004. 85 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Saneamento, Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, 2004.

REBÊLO, Marcelle Maria Pais Silva. **Caracterização de águas cinzas e negras de origem residencial e análise da eficiência de reator anaeróbio com chicanas**. 2011. 115 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2011.

RIDDERSTOLPE, Peter. **Introduction to greywater management**. Stockholm: Ecosanres Programme, 2004. 25 p.

SHARMA, MeenaKumari et al. **On-site treatment of source separated domestic wastewater employing anaerobic package system**. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, [S. l], v. 3, n. 1, p. 1-30. 1/2016

SILVA, Mônica Maria Pereira da et al. **Educação Ambiental para o uso sustentável de água de cisternas em comunidades rurais da Paraíba .Revista de biológicas e ciências da terra: Suplemento Especial.** João Pessoa, v. 1, n. , p. 122-136. 07/2006.

SIEGRIST, R. L.; WITT, M.; BOYLE, W. C..Characteristics of rural household wastewater.**Journal Of The Env. Eng. Div.**, [s. L], v. 102, n. 3, p.1-10, jun. 1976.

SOUZA, Marcos Eduardo de. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. **Revista Dae**, São Paulo, v. 44, n. 137, p.88-94, jun. 1984.

TELLES, Dirceu D'Alkmin. Aspectos da utilização de corpos d'água que recebem esgoto sanitário na irrigação de culturas agrícolas. In: NUVOLARI, Ariovaldo. **Esgoto Sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola.** 2011. Cap. 11.

VIEIRA, Sonia M. M.; SOBRINHO, Pedro Alem. **Resultado de operação e recomendações para o projeto de sistema de decanto-digestor e filtro anaeróbio para o tratamento de esgotos sanitários.** **Revista DAE**, São Paulo, v. 135, n. 51, p. 51-57. 12/1983.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: EditoraUfmg, 1996.

WU, Shubiao et al. **Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators.** **Science of the Total Environment**, Exeter, v. 541, n. , p. 8-22. 01/2016.