



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA DAS ÁGUAS
BACHARELADO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

**JENIFFER KATIUCE SILVA DOS SANTOS
JÉSSICA SABRINA MENDES COSTA**

**METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DO USO DE TRAÇADOR EM UM
SISTEMA DESCENTRALIZADO**

**SANTARÉM – PARÁ
2021**

**JENIFFER KATIUCE SILVA DOS SANTOS
JÉSSICA SABRINA MENDES COSTA**

**METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DO USO DE TRAÇADOR EM UM
SISTEMA DESCENTRALIZADO**

Trabalho de Conclusão apresentado ao Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade Federal do Oeste do Pará, para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Área de Concentração: Esgotamento sanitário.
Orientador: Prof. Dr. Israel Nunes Henrique

**SANTARÉM – PARÁ
2021**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/UFOPA

- C837m Costa, Jéssica Sabrina Mendes
Metodologia para avaliação do uso do traçador em um sistema descentralizado. / Jéssica Sabrina Mendes Costa e Jeniffer Katiuce Silva dos Santos. – Santarém, 2021.
66 p.: il.
Inclui bibliografias.
- Orientador: Israel Nunes Henrique
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas, Curso Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental.
1. Esgotamento sanitário. 2. Tratamento de esgoto. 3. Sistemas descentralizados. I. Santos, Jeniffer Katiuce Silva dos. II. Henrique, Israel Nunes, *orient.* III. Título.

CDD: 23 ed. 628.3098115

Bibliotecária - Documentalista: Renata Ferreira – CRB/2 1440


**JENIFFER KATIUCE SILVA DOS SANTOS
JÉSSICA SABRINA MENDES COSTA**

**METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DO USO DE TRAÇADOR EM UM
SISTEMA DESCENTRALIZADO**


Trabalho de Conclusão apresentado ao Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade Federal do Oeste do Pará, para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Conceito: Aprovada

Data de Aprovação: 20/08/2021

 24/08/2021

Prof. Dr. Israel Nunes Henrique – Orientador
Curso Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental/Universidade Federal do Oeste do Pará



Assinado digitalmente por Mauro Alexandre Paula De Sousa:
94338175249
DN: CN=Mauro Alexandre Paula De Sousa:94338175249,
OU=UFOPA - Universidade Federal do Oeste do Para,
O=ICPEdu, C=BR
Razão: Eu sou o autor deste documento
Localização: Santarém-PA
Data: 2021-08-24 14:35:43

Prof. Me. Mauro Alexandre Paula de Sousa
Curso Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental/Universidade Federal do Oeste do Pará



Prof.^a Dra. Dayane de Andrade Lima
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará

Dedicamos este trabalho aos nossos pais Francisca Santos e José Silva; Leda Mendes e Jones Castro, que com todo amor, apoio e incentivo, não mediram esforços para que chegássemos até esta etapa das nossas vidas.

AGRADECIMENTO

Primeiramente a Deus por permitir que tudo isso acontecesse, por ter nos concedido saúde, força, paciência e disposição para chegarmos até aqui.

Às nossas mães, Francisca Santos e Leda Mendes, pelo amor, apoio incondicional e incentivo nas horas mais difíceis de desânimo e cansaço.

Aos nossos pais, José Silva e Jones Castro, que sempre foram fonte de inspiração, de força e por todo o esforço que fazem para que possamos alcançar nossos objetivos.

Ao nosso orientador, Prof. Dr. Israel Nunes Henrique pelo empenho dedicado a elaboração deste trabalho, por todo conhecimento passado ao longo do curso e pela forte amizade construída.

Ao nosso grupo de pesquisa GPSABA - Grupo de Pesquisas em Saneamento Ambiental no Baixo Amazonas pelo companheirismo ao longo do curso e conhecimento compartilhado.

Ao LABTAR – Laboratório de Tratamento de Águas Residuárias pelo espaço fornecido para realização dessa pesquisa.

A Pró - Reitoria de Pesquisa, Pós – Graduação e Inovação Tecnológica (PROPPIT).

A todos os professores do curso, que foram tão importantes na nossa vida acadêmica e no desenvolvimento desse trabalho.

À Universidade Federal do Oeste do Pará, pois foi onde aprendemos a refletir, duvidar, questionar e nunca encarar a realidade como pronta.

À nossa família, em especial meu irmão Lucas, por sempre acreditarem no nosso potencial e por todo apoio ao longo de nossas vidas.

Aos nossos amigos, pelas alegrias, tristezas e dores compartilhadas.

À Bárbara Rafaela, Jacquelinne Lobato e Giann Pablo Giannini, pela amizade, incentivo e apoio durante toda essa jornada.

A todos que direta ou indiretamente fizeram parte da nossa formação, o nosso muito obrigado.

RESUMO

O acesso aos serviços de esgotamento sanitário adequados é um direito fundamental e essencial para assegurar condições dignas de habitação, cuidado e manutenção da saúde e preservação do meio ambiente. Dessa forma, a estratégia de descentralização se mostra cada vez mais complementar e não oposta à de centralização do tratamento de esgotos na busca pela universalização dos serviços de esgotamento sanitário. Neste trabalho trataremos de um sistema descentralizado composto por tanque séptico, filtro anaeróbio e filtro de areia, com foco na aplicação de traçador para que posteriormente seja verificado o comportamento hidrodinâmico desse sistema. Nesse contexto, a aplicação do estudo hidrodinâmico em reatores é dada para avaliar o regime de escoamento no interior dos reatores, possibilitando a identificação de zonas mortas, caminhos preferenciais e curtos-circuitos hidráulicos, que são anomalias que podem afetar diretamente o volume útil do reator e causar falhas operacionais. Assim que, o uso de traçadores após aplicação pode traduzir o regime de fluxo do efluente dentro do reator. Sendo assim, este trabalho teve como finalidade propor uma metodologia de aplicação do traçador para o sistema proposto. Para isso, foram feitos dimensionamentos dos sistemas seguindo as especificações das Normas brasileiras 7229/1993 e 13969/1997, as quais dispõem as condições gerais e específicas para construção de tanques sépticos e unidades complementares de tratamento, a partir de levantamentos de dados, baseados em pesquisas bibliográficas. Os resultados dos testes com traçadores serão apresentados graficamente por meio de curvas respostas (Concentração x Tempo). Por meio deles será possível determinar o tempo de detenção hidráulica, a eficiência hidráulica e volumétrica, o Índice de Dispersão de Morril, o número de dispersão, a massa de traçador recuperado, o volume de vazios e o índice de curto-circuito do sistema analisado. Com o estudo desenvolvido foi possível verificar que a metodologia é viável devido seus aspectos de implantação ser de fácil compreensão, no entanto, sugere-se que para testes em escala real, sejam feitos primeiramente em um sistema de bancada, para melhor definição dos parâmetros, quantidade de massa do traçador a ser utilizada, entre outros.

Palavras-chave: Esgotamento sanitário. Tratamento de esgoto. Sistemas descentralizados. Hidrodinâmica. Traçadores.

ABSTRACT

Access to adequate sanitary sewage services is a fundamental right and essential to ensure decent housing conditions, health care and maintenance, and environmental preservation. Thus, the decentralization strategy is increasingly complementary and not opposed to the centralization of sewage treatment in the search for the universalization of sanitary sewage services. In this work we will deal with a decentralized system composed of a septic tank, anaerobic filter and sand filter, focusing on the application of a tracer to later verify the hydrodynamic behavior of this system. In this context, the application of the hydrodynamic study in reactors is given to evaluate the flow regime inside the reactors, enabling the identification of dead zones, preferential paths and hydraulic short circuits, which are anomalies that can directly affect the useful volume of the reactor and cause operational failures. Thus, the use of tracers after application can translate the flow regime of the effluent within the reactor. Thus, this work aimed to propose a methodology for the application of the tracer for the proposed system. For this purpose, the systems were sized following the specifications of the Brazilian Standards 7229/1993 and 13969/1997, which establish the general and specific conditions for the construction of septic tanks and complementary treatment units, based on data survey and bibliographic research. The results of the tests with tracers will be presented graphically by means of response curves (Concentration x Time). Through them it will be possible to determine the hydraulic detention time, the hydraulic and volumetric efficiency, Morrill's Dispersion Index, the dispersion number, the mass of recovered tracer, the void volume and the short circuit index of the analyzed system. With the study developed it was possible to verify that the methodology is viable due to its implementation aspects being easy to understand. However, it is suggested that full-scale tests be carried out first in a bench system, for better definition of the parameters, the amount of tracer mass to be used, among others.

Keywords: Sewage. Sewage treatment. Decentralized systems. Hydrodynamics. Tracers.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1 - Balanço da digestão anaeróbia da matéria orgânica. | 20 |
| Figura 2 - Tanque séptico de câmara única. | 25 |
| Figura 3 - Tanque séptico de câmaras em série | 26 |
| Figura 4 - Funcionamento geral de um tanque séptico | 26 |
| Figura 5 - Representação esquemática de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente. | 30 |
| Figura 6 - Esquema de reatores básicos. (a) reator de batelada. (b) reator de mistura completa. (c) reator de fluxo em pistão. (d) reator de mistura completa em série. (e) reator de fluxo disperso..... | 37 |
| Figura 7 - Curva de passagem do traçador | 39 |
| Figura 8 - Curva DTR | 40 |
| Figura 9 - Representação esquemática de alguns tipos de injeção que podem ser utilizados no método estímulo-resposta | 42 |
| Figura 10 – Primeiro sistema proposto..... | 44 |
| Figura 11 - Sistema proposto após modificações..... | 45 |
| Figura 12 – Corte transversal do tanque séptico..... | 46 |
| Figura 13 – Corte transversal do filtro anaeróbio | 47 |
| Figura 14 – Corte transversal do filtro de areia | 49 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1 - Dados de dimensionamento do tanque séptico | 45 |
| Tabela 2 - Dados de dimensionamento do filtro anaeróbio | 47 |
| Tabela 3 – Dados do dimensionamento do filtro de areia | 48 |
| Tabela 4 – Parâmetros e equações para determinação de IDM^1 , $ITRM^2$, ev^3 , λ^4 e rec^5 | 50 |
| Tabela 5 - Parâmetros e equações para calcular o volume de zona morta | 51 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

| | |
|----------|---|
| ABNT | Associação Brasileira de Normas Técnicas |
| AGV | Acúmulo de ácidos graxos voláteis |
| AGCCs | Ácidos graxos de cadeia curta |
| AGCLs | Ácidos graxos de cadeia longa |
| CH_4 | Metano |
| CO_2 | Dióxido de carbono |
| DBO | Demanda Bioquímica de Oxigênio |
| DQO | Demanda Química de Oxigênio |
| DTR | Distribuição de tempos de residência |
| FA | Filtro Anaeróbico |
| IBGE | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística |
| Kg | Quilograma |
| m | Massa |
| mm | Milímetro |
| mg/L | Miligrama por litro |
| n° | Número |
| LiCl | Cloreto de lítio |
| NBR | Norma Técnica Brasileira |
| O_2 | Oxigênio |
| ρ_s | Massa específica |
| RAFAs | Reatores anaeróbios de fluxo ascendente |
| TDH | Tempo de detenção hidráulica |
| TS | Tanque séptico |
| UASB | Upflow Anaerobic Sludge Blanket |
| UNT | Unidades nefelométricas de turbidez |

LISTA DE SÍMBOLOS

| | |
|--------------------|--------------|
| β | Beta |
| Δ | Delta |
| $^{\circ}\text{C}$ | Grau Celsius |
| ∞ | Infinito |
| \int | Integral |
| λ | Lambda |
| $\%$ | Porcentagem |
| Σ | Sigma |

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| 1. INTRODUÇÃO | 13 |
| 2. REFERENCIAL TEÓRICO | 15 |
| 2.1 Tecnologias de Tratamento de Esgoto Sanitário | 15 |
| 2.2 Tratamento Anaeróbio | 17 |
| 2.1.1 Bioquímica da Digestão Anaeróbia | 19 |
| 2.1.1.1 Hidrólise..... | 20 |
| 2.1.1.2 Acidogênese..... | 20 |
| 2.1.1.3 Acetogênese..... | 21 |
| 2.1.1.4 Metanogênese..... | 21 |
| 2.2 Sistemas Descentralizados | 22 |
| 2.3 Tanque Séptico | 25 |
| 2.3.1 Tipos de Tanque Séptico..... | 25 |
| 2.3.2 Funcionamento e Eficiência do Tanque Séptico | 26 |
| 2.3.3 Vantagens e Desvantagens | 28 |
| 2.3.4 Dimensionamento do Tanque Séptico | 28 |
| 2.4 Filtro Anaeróbio | 29 |
| 2.4.1 Funcionamento dos Filtros Anaeróbios | 29 |
| 2.4.2 Aplicação, Vantagens e Desvantagens | 31 |
| 2.4.3 Manutenção do Filtro Anaeróbio | 32 |
| 2.4.4 Dimensionamento do filtro anaeróbio..... | 32 |
| 2.5 Filtro de Areia | 32 |
| 2.5.1 Aplicação e Funcionamento | 33 |
| 2.5.2 Dimensionamento do filtro de areia | 35 |
| 2.6 Hidrodinâmica em Reatores | 35 |
| 2.6.1 Tipos de fluxos | 36 |
| 2.6.2 Distribuição de Tempos de Residência (DTR) | 38 |
| 2.7 Traçadores | 40 |
| 3. OBJETIVOS | 43 |
| 3.1 Objetivo Geral | 43 |
| 3.2 Objetivos Específicos | 43 |

| | |
|---|-----------|
| 4. METODOLOGIA | 44 |
| 4.1 Dimensionamento do Sistema | 45 |
| 4.1.1 Dimensionamento do Tanque Séptico | 45 |
| 4.1.2 Dimensionamento do Filtro Anaeróbio | 46 |
| 4.1.3 Dimensionamento do Filtro de Areia | 48 |
| 4.2 Procedimentos Hidrodinâmicos | 49 |
| 5. RESULTADOS ESPERADOS | 52 |
| 6. CONCLUSÃO | 54 |
| REFERÊNCIAS..... | 55 |

1. INTRODUÇÃO

O acesso a serviços adequados de saneamento básico permite à população melhor saúde, qualidade de vida e dignidade humana. No Brasil, o déficit do setor de saneamento básico é elevado, especialmente no que se refere ao esgotamento sanitário, notadamente em áreas onde se concentram população com menor renda. Por conseguinte, o déficit em saneamento básico traz consequências prejudiciais em termos de saúde pública, meio ambiente e cidadania (GALVÃO JUNIOR; PAGANINI, 2009).

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o Brasil possui 5.564 municípios, dentre os quais a maioria dos municípios (95,9%) da Região Sudeste possui serviço de esgotamento sanitário, enquanto, nas demais Regiões, esse percentual situou-se abaixo de 50%: na Região Nordeste, 49,0%; na Região Sul, 40,9%; na Região Centro-Oeste, 38,1%; e, na Região Norte, 13,8% (IBGE, 2017).

Diante da dificuldade de fornecer acesso adequado ao esgotamento sanitário em regiões não atendidas por sistemas centralizados, a adoção de sistemas descentralizados mostra-se relevante para a superação do déficit.

Entende-se por um sistema local ou descentralizado de tratamento de esgotos o sistema de saneamento onde as distâncias entre as fontes geradoras de esgotos, seu tratamento e disposição final são próximas entre si, não necessitando normalmente de rede coletora extensa, coletor-tronco, poços de visita, emissários, estações elevatórias, etc. (ABNT, 1997).

No Brasil, embora não haja uma política de gestão do saneamento descentralizada, o uso de sistemas comumente utilizados mundialmente no tratamento simplificado descentralizado de esgotos é comum. Fossas Sépticas seguidas de unidades de tratamento complementar ou simples disposição ao solo via sumidouros ou valos de infiltração são regulados pela norma NBR 13.969/1997.

Os sistemas anaeróbios e estações compactas anaeróbias/aeróbias são amplamente pesquisadas nas aplicações de sistemas residenciais, visto que suas características técnicas aliam alta eficiência de remoção dos poluentes, somando a baixa produção de lodo e custo de implantação reduzidos.

Neste trabalho trataremos de um sistema descentralizado composto por tanque séptico, filtro anaeróbio e filtro de areia. Com foco na aplicação de

traçadores, para que posteriormente possa ser verificado o comportamento hidrodinâmico nesse sistema.

A aplicação do estudo hidrodinâmico em reatores é realizada para avaliar o regime de escoamento no interior dos reatores, possibilitando a identificação de zonas mortas, caminhos preferenciais e curtos-circuitos hidráulicos, que são anomalias que podem afetar diretamente o volume útil do reator e causar falhas operacionais (KREUTZ, 2012; LEVENSPIEL, 2000).

Um dos métodos empregados para conhecer o comportamento hidrodinâmico é o uso de traçadores, que, após aplicação podem traduzir o regime de fluxo do efluente dentro do reator. O comportamento hidrodinâmico de reatores pode ser analisado por meio de estudos de traçadores inertes, a partir desses traçadores é possível obter informações do tempo de residência do fluido dentro do reator (LEVENSPIEL, 2000).

A partir do exposto, o objetivo desse trabalho é propor uma metodologia de aplicação do traçador em um sistema descentralizado.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

O saneamento inclui um conjunto de atividades relacionadas ao tratamento de água e esgoto, coleta de lixo e práticas de higiene. O acesso aos serviços de esgotamento sanitário adequados é um direito fundamental e essencial para assegurar condições dignas de habitação, cuidado e manutenção da saúde e preservação do meio ambiente. No entanto, muitos ainda são privados desses serviços básicos, a desigualdade nesse acesso faz com que sua carência ou inadequação esteja fortemente relacionada a uma série de problemas que colocam e caracterizam situações de vulnerabilidade (IBGE, 2017).

Os serviços nacionais de saneamento básico, mais especificamente, o esgotamento sanitário é o que apresenta menor abrangência municipal (LANDAU; MOURA, 2016). Na região norte os serviços de esgoto, apenas 10,5% da população tem o esgoto coletado e o volume de esgoto tratado chega a 21,7%. No Pará apenas 5,2% da população possui acesso à coleta de esgoto (SNIS, 2018).

Com relação à carga orgânica removida do esgoto gerado nas cidades brasileiras, o Atlas Esgotos demonstra que grande parte das cidades (86 % do total) não atende remoção mínima de 60 %, que é o estabelecido na resolução CONAMA nº 430 (2011). E 70 % dos municípios atingem no máximo 30 % de remoção de matéria orgânica, mostrando o déficit de esgotamento básico no país (BRASIL, 2017).

A falta de tratamento do esgoto sanitário doméstico traz várias consequências negativas para a sociedade. A literatura cita a saúde como a principal variável impactada pelas condições sanitárias da população. Nesse contexto, a consequência da falta de tratamento de esgoto, seja rural ou urbano, ocasiona diversas doenças, denominadas doenças feco-orais.

2.1 Tecnologias de Tratamento de Esgoto Sanitário

O lançamento de esgotos sanitários em corpos receptores, dependendo de seu grau de tratamento, altera a qualidade física, química e biológica da água deste corpo receptor, causando impacto ambiental e à saúde da população (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

O esgoto sanitário, segundo definição da norma brasileira NBR 9648 (ABNT, 1986), é o “despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária”.

Segundo Araujo (2011), de acordo com sua origem, os esgotos podem ser classificados em: esgoto doméstico, esgoto industrial, água de infiltração e contribuição pluvial parasitária. O esgoto doméstico é o efluente resultante do uso da água para fins higiênicos, e que é captado por meio de instalações hidrossanitárias de uma edificação. O esgoto industrial é proveniente dos processos industriais que geram resíduos líquidos. A água de infiltração é aquela que penetra na tubulação do sistema de esgotamento, e a água pluvial é a que escorre pela superfície e acaba entrando na rede de esgotamento, carregando folhas, terra, etc. (MENDONÇA, 2017).

Jordão e Pessoa (2017), afirma que o tratamento dos esgotos é formado, em última análise, por uma série de operações unitárias, empregadas para a remoção de substâncias indesejáveis, ou para a transformação dessas substâncias em outras de forma aceitável. Tem o objetivo de remover impurezas de diversificadas composições físico, química e biológica e de organismos patogênicos agregados às águas de abastecimento pelo uso doméstico, podendo ser dividido em níveis de acordo com o grau de remoção de poluentes que se deseja atingir (SAMUEL, 2011).

Os sistemas de tratamento de efluentes são apoiados na modificação dos poluentes dissolvidos e em suspensão em gases inertes e ou sólidos sedimentáveis para a subsequente separação das fases sólida/líquida. Ao remover as substâncias ou materiais dissolvidos e em suspensão na água, estes sejam transformados em materiais estáveis ambientalmente. A poluição não deve ser transferida de forma e lugar. É necessário conhecer o princípio de funcionamento de cada operação unitária utilizada bem como a ordem de associação dessas operações que definem os processos de tratamento (LINS, 2010).

Para analisar a biodegradabilidade de um efluente, Metcalf e Eddy (2016) indicam a utilização da relação DBO5/DQO, que para esgoto sanitário varia de 0,3 a 0,8. Valores acima de 0,5 indicam que a fração orgânica do esgoto bruto é elevada e então é facilmente tratado por sistemas biológicos. Valores inferiores a 0,3 indicam que o esgoto pode conter compostos tóxicos, podendo ser necessário à aclimatação de microrganismos para efetuar o tratamento.

São diversas as tecnologias para tratamento de efluente, no entanto alguns aspectos devem ser considerados na hora de selecionar o tipo de tratamento a ser implantado. Gonçalves (2006) aponta alguns deles, tais como: concentração da matéria orgânica e sólidos em suspensão; as características apontadas pelo regime

de vazões; as características de consumo de água do aparelho sanitário e a presença de compostos graxos.

As tecnologias disponíveis podem ser classificadas em grupos distintos, sendo eles: sistemas passivos e intensivos, biológicos ou físico-químicos, compactos ou extensivos, naturais ou mecanizados são algumas das divisões possíveis. A melhor tecnologia de tratamento será aquela que melhor compatibilizar-se com os condicionantes e critérios do contexto sócio-ambiental, técnico e econômico de aplicação (VON SPERLING, 2014).

As etapas de tratamento de esgoto são classificadas em níveis, a saber: preliminar, primário, secundário ou terciário. Um sistema de tratamento de esgotos é dividido em operações físicas unitárias, a qual utiliza forças físicas como método de tratamento; processos químicos unitários, que utiliza produtos químicos no tratamento; e processos biológicos unitários, que utiliza a atividade microbiana para a remoção dos poluentes (VON SPERLING, 2005).

2.2 Tratamento Anaeróbio

São considerados como processos biológicos, aqueles que necessitam da ação de microrganismos aeróbios ou anaeróbios, na transformação da matéria orgânica, sob a forma de sólidos dissolvidos e em suspensão, em compostos simples como sais minerais, gás carbônico, água e outros, sendo que este processo se subdivide em aeróbios e anaeróbios. Em cada processo, há diferenças quanto ao crescimento biológico (suspensão ou aderido), quanto ao fluxo (contínuo ou intermitente) e quanto à hidrodinâmica (mistura completa, fluxo de pistão ou fluxo arbitrário) (PROJETO MUNICÍPIO VERDE, 2012).

O processo anaeróbio, nas últimas décadas, teve importantes avanços no conhecimento de seus fundamentos, principalmente na microbiologia e na concepção dos reatores. Esse tipo de tratamento é caracterizado por não fazer uso de oxigênio, assim como, não necessitar de fontes artificiais do mesmo (ZEEMAN; LETTINGA, 1999; KORSAK, 2008).

Nos processos anaeróbios de tratamento de efluentes são empregados microrganismos que degradam a matéria orgânica presente no efluente, na ausência de oxigênio molecular, tendo como resultado final a produção de metano e dióxido de carbono, deixando na solução aquosa subprodutos como amônia, sulfetos e fosfatos. O processo de digestão é desenvolvido por uma sequência de ações

realizadas por uma gama muito grande e variável de bactérias, tendo-se então uma cadeia sucessiva de reações bioquímicas, onde inicialmente acontece à hidrólise ou quebra das moléculas de proteínas, lipídios e carboidratos até a formação dos produtos finais, sendo esses essencialmente o gás metano e dióxido de carbono (MARCONDES, 2012).

Segundo Jordão e Pessoa (2014), a eficiência do tratamento anaeróbico de esgotos domésticos é limitada, visto que, a remoção de DQO é entre 40 a 75% e a de DBO na faixa de 45 a 85%, dependendo do tempo de detenção hidráulica.

Entre as inúmeras vantagens da utilização de processos anaeróbios para tratamento de esgotos domésticos, podemos destacar: menor produção de sólidos, baixo consumo de energia, baixo custo de implantação, produção do gás metano, preservação da biomassa sem alimentação do reator por alguns meses e aplicabilidade em pequena e grande escala (PIVELI, 2006).

Embora o sistema apresente diversas vantagens, ele também possui algumas desvantagens no seu processamento. Pode-se citar a remoção insatisfatória de nutrientes e patógenos, possibilidade de gerar maus odores e a eficiência insuficiente de atender os padrões ambientais (CHERNICHARO, 1997).

Os sistemas anaeróbios podem ser divididos em dois grandes grupos: sistemas convencionais (reatores que operam com baixas cargas orgânicas volumétricas) e os sistemas de alta taxa (reatores capazes de reter grandes quantidades de biomassa, operando com baixos tempos de detenção hidráulica). No primeiro grupo estão inseridos os digestores de lodo, as lagoas anaeróbias e os tanques sépticos. Estes últimos são utilizados no mundo todo há mais de 150 anos e até hoje constituem uma das principais alternativas para o tratamento primário de esgoto de residências e pequenas áreas desprovidas de redes coletoras (CHERNICHARO, 2007).

O crescimento e o desenvolvimento da tecnologia de tratamento de esgotos por via anaeróbia abriram novos caminhos para a área de tratamento de esgotos no Brasil, ocupando posição de destaque no saneamento. A valorização dessa tecnologia deve-se as suas características favoráveis, dentre as quais a baixa produção de sólidos, o baixo custo e a simplicidade operacional, aliado ao clima e às condições ambientais propícias do Brasil, que oferecem (o ano todo) temperatura relativamente elevada, que aceleram o mecanismo de tratamento (JUNIOR *et al.*, 2007).

Atualmente existem diversos tipos de sistemas de tratamento anaeróbio de esgotos que apresentam um alto potencial de remoção de matéria orgânica e de outros poluentes, alguns deles são: Lagoas anaeróbias, os tanques sépticos, os filtros anaeróbios e os reatores de alta taxa, capazes de receber maiores quantidades de carga orgânica por unidade volumétrica, como os reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) ou RAFAs (Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente) (MOURA; TERAN, 2009).

O uso de reatores anaeróbios torna-se vantajoso devido aos aspectos técnico-econômicos como o baixo custo, simplicidade operacional e reduzida produção de sólidos e, no caso de países tropicais, também devido às condições ambientais predominantes que contribuem para o bom desenvolvimento dos micro-organismos atuantes nos processos biológicos (CHERNICHARO, 2007).

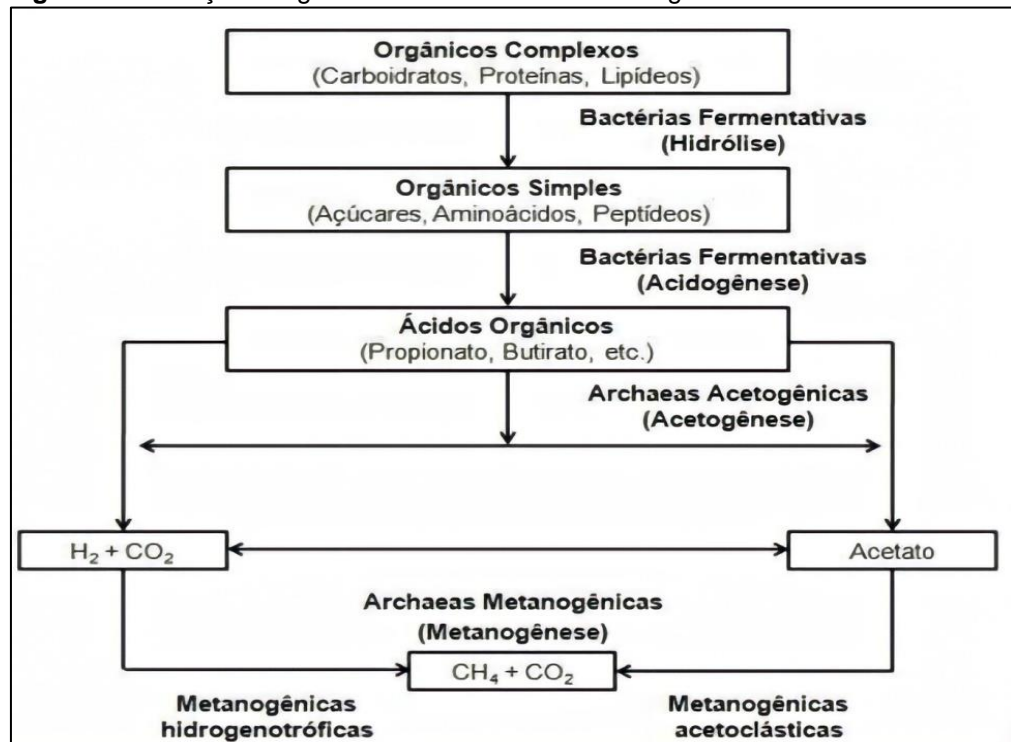
Geralmente o tratamento anaeróbio antecede o tratamento aeróbio que, muitas vezes, é considerado como um tratamento alternativo para efluentes. Porém, existe a possibilidade de se utilizar tratamentos anaeróbios como pós-tratamentos. Um bom exemplo disso é a utilização dos filtros anaeróbios como tratamentos complementares. Os filtros anaeróbios podem ser utilizados como pós-tratamentos, pois possuem uma boa capacidade de reter os sólidos (JOSUÉ, 2016).

2.1.1 Bioquímica da Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia é definida como uma complexa interação de diferentes microrganismos, os quais degradam a matéria orgânica presente até a forma final de, principalmente, metano e dióxido de carbono. Este processo tem sido aplicado para o tratamento de efluentes tanto em países desenvolvidos como naqueles em desenvolvimento (SOARES *et al.*, 2017).

O processo da digestão anaeróbia baseia-se na atividade de microrganismos, mediante condições de ausência de oxigênio (O_2) e controladas de operação, para a conversão biológica da matéria orgânica complexa em compostos químicos simples. Dentre os principais produtos obtidos tem-se o metano (CH_4) (CHONG; CHONG, 2008).

Esse processo complexo pode ser dividido em quatro etapas principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (CHERNICHARO, 2007), conforme FIGURA 1.

Figura 1 - Balanço da digestão anaeróbia da matéria orgânica.

Fonte: Chernicharo, 2007.

2.1.1.1 Hidrólise

Nesta etapa, os compostos mais complexos, de maior peso molecular, como os lipídios e carboidratos, são convertidos em compostos de menor peso, compostos mais simples, como açúcares, AGV e aminoácidos, com a ajuda de enzimas extracelulares, conhecidas como exoenzimas, resultante da formação de produtos tóxicos e ácidos não voláteis gordos, que são excretadas pelas próprias bactérias presentes (YUAN; ZHU, 2016).

Essa transformação das substâncias, facilitam a absorção das mesmas pelas paredes e membranas celulares. Nesta fase, também são produzidos hidrogênio, CO₂ e acetatos (WEBER, 2008).

2.1.1.2 Acidogênese

Os monómeros, como aminoácidos, açúcares e ácidos graxos de cadeia longa formada durante a hidrólise, são então, atacados e degradados principalmente pelas propinobactérias, bactérias acetogênicas e acidogênicas, formando Ácidos Gordos Voláteis (AGV), de cadeia curta como ácido acético (CH₃COOH), propiônico (C₃H₆O₂), butírico (C₄H₈O₂), e pequenas concentrações de dióxido de carbono, acetato e hidrogênio (KOTHARI *et al.*, 2014).

2.1.1.3 Acetogênese

A fase do acetogênese consiste, principalmente, na conversão dos AGCCs a acetato, dióxido de carbono e hidrogênio (CHERNICHARO, 2007). Os substratos mais importantes são o propionato e o butirato, mas lactato, etanol, metanol, H₂ e CO₂ também podem ser convertidos a acetato (LIER *et al.*, 2008).

Os AGCLs são convertidos a acetato por um grupo de bactérias acetogênicas específicas mediante a B-oxidação, na qual moléculas de acetato são obtidas a partir da clivagem oxidativa da cadeia alifática dos AGLs. Assim como na acidogênese, as associações entre bactérias acetogênicas e metanogênicas produtoras e consumidoras de H₂, respectivamente, regulam a concentração desse gás.

2.1.1.4 Metanogênese

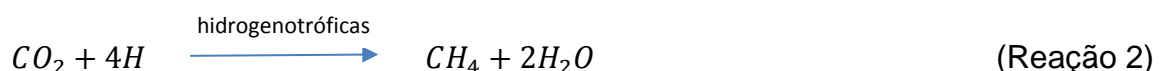
É a etapa final do processo de degradação anaeróbia, em que são produzidos o metano e o dióxido de carbono. Tais produtos são gerados pelas arqueas metanogênicas, que utilizam os compostos orgânicos provenientes da fase acetogênica (MICHAEL; CONSTANTINOS, 2006). Em função de sua afinidade por substrato e magnitude de produção de metano, as metanogênicas são divididas em dois grupos principais:

- Metanogênicas acetoclásticas: o acetato é utilizado como fonte de energia e carbono. Através da redução do ácido acético produzem gás carbônico e metano (Reação 1), sendo responsáveis por 60 a 70% de toda produção de metano (MENDONÇA, 2009).



Os gêneros de metanogênicas acetoclásticas mais encontrados são: Methanosarcina e Methanosaeta (CHERNICHARO, 1997).

- Metanogênicas hidrogenotróficas: utilizam o gás carbônico como fonte de carbono e são aceptoras de átomos de hidrogênio, sendo que este atua como fonte de energia (Reação 2) (LOUZADA, 2006).



Os principais gêneros de metanogênicas hidrogenotróficas encontrados em reatores anaeróbios são: *Methanobacterium*, *Methanospirillum*, *Methanobrevibacter*, *Methanoculleus* e *Methanocorpusculum* (MORRIS, 2011).

2.2 Sistemas Descentralizados

As comunidades isoladas estão localizadas em áreas periferias urbanas, rurais ou litorâneas, mesmo estando muito próximas às regiões atendidas pelos serviços municipais de saneamento mesmo assim permanecem desconectadas deste. Nessas localidades, as redes de distribuição de água e de coleta de esgoto não existem ou são insuficientes, levando à adoção de soluções locais, unifamiliares ou semicoletivas (TONETTI *et al.*, 2018).

Entende-se por um sistema local ou descentralizado de tratamento de esgotos o sistema de saneamento onde as distâncias entre as fontes geradoras de esgotos, seu tratamento e disposição final são próximas entre si, não necessitando normalmente de rede coletora extensa, coletor-tronco, poços de visita, emissários, estações elevatórias, etc. (ABNT, 1997).

Os diferentes territórios apresentam especificidades que os diferenciam dos centros com acesso aos serviços centralizados de saneamento, isso faz com seja preciso uma abordagem diferenciada tanto para a implantação como operação dos seus sistemas de saneamento básico. O fator financeiro é um grande influenciador, uma vez que os altos custos para execução de obras de coleta de esgoto em áreas rurais e em comunidades isoladas se contrapõem ao baixo retorno, tornando-se um empecilho para difusão dos sistemas coletivos (TONETTI *et al.*, 2018; PLANSAB, 2013). Diante deste cenário, os sistemas descentralizados tornam-se uma alternativa para atendimento unifamiliar ou de pequenos grupos, povoados e comunidades isoladas.

Sistemas descentralizados são muitas vezes considerados inferiores a outras soluções disponíveis para os grandes centros urbanos, em razão de frequentemente ser tido como precário e subdesenvolvido, mas essa percepção não leva em consideração as dificuldades sociais e técnicas existentes em determinados contextos, que impedem a adoção de alternativas mais convencionais, consideradas mais eficientes e modernas pela maioria da população (SERAFIM; DIAS, 2013).

Dessa forma, a estratégia de descentralização se mostra cada vez mais complementar e não oposta à de centralização do tratamento de esgotos na busca

pela universalização dos serviços de esgotamento sanitário (LIBRALATO; GHIRARDINI; AVEZZÙ, 2011). Esses sistemas apresentam diferentes possibilidades construtivas e operacionais, as quais buscam aumentar as chances de sucesso dos modelos propostos por meio da simplificação, redução de custos e maior autonomia para as comunidades (GOMES, 2015).

Os sistemas descentralizados de tratamento de esgoto são utilizados para coletar e tratar a água residuária próximo à fonte de geração e ao ponto de reuso (ou descarte) independentemente do sistema principal de coleta de esgoto, ou seja, a água residuária é coletada e tratada em local próximo à fonte, a fim de aumentar a reutilização do efluente. Os sistemas descentralizados são flexíveis e podem ser utilizadas no recolhimento, no tratamento e na descarga/reutilização de águas residuárias provenientes de casas individuais, grupos ou condomínios de casas, pequenas comunidades e indústrias ou instalações institucionais não conectados ao sistema de coleta central (SUBTIL *et al.*, 2016).

A maioria dos lançamentos nesses sistemas é enviada a tanques sépticos e dispostos no solo em valas, córregos, lagos entre outros corpos receptores. Alguns sistemas preveem evaporação em regiões áridas. Estes sistemas possuem inúmeros benefícios, dentre os quais se destacam:

a) Proteção de valor da propriedade: Podem prover tratamento equivalente ao de sistemas centralizados, frequentemente a um custo mais baixo (USEPA, 2005).

b) Conservação de água: Podem colaborar direta e indiretamente na recarga de aquíferos mantendo, no período de estiagem, o fluxo de riachos e rios dentro da microbacia hidrográfica. (NHAPI, 2004; USEPA, 2005; ICHINARI *et al.*, 2008; WEISS *et al.*, 2008);

c) Minimização de custos no ciclo de vida: O gerenciamento adequado resulta em menores custos de reposição e reparo, valorização da propriedade, desenvolvimento econômico e melhoria da qualidade de vida da população (USEPA, 2005).

d) Planejamento efetivo: Promovem flexibilidade no gerenciamento

Outras vantagens que esse tipo de sistema pode apresentar são sintetizadas em um quadro adaptado de Bueno (2017), que as divide em quatro áreas: social, econômica, ambiental e operacional (QUADRO 1).

Quadro 1 - Principais vantagens do uso de sistemas descentralizados de tratamento de esgotos.

| ÁREA | VANTAGENS |
|--------------------|--|
| SOCIAL | <ul style="list-style-type: none"> - Contribuem para a melhoria da saúde da população local; - Podem gerar trabalho e renda; - Podem ajudar a produzir alimentos, contribuindo com a segurança alimentar; - São adaptáveis aos costumes e à cultura; - Normalmente são bem aceitos pela população e entidades fiscalizadoras; - Podem ajudar a compor o paisagismo local. |
| ECONÔMICO | <ul style="list-style-type: none"> - Os sistemas mais simples têm baixo custo de instalação; - Consomem pouca energia e insumos externos; - Alguns subprodutos do sistema têm valor comercial e podem gerar renda (alimentos, biogás, plantas ornamentais); - Há economia em adubos quando se utiliza o esgoto tratado na agricultura. |
| AMBIENTAL | <ul style="list-style-type: none"> - Sistemas unifamiliares podem ser compactos; - Usam poucos insumos e energia na construção e operação; - Reduzem a poluição do solo e corpos hídricos locais; - Podem melhorar as condições ecológicas; - Promovem o reuso de água e de nutrientes localmente. |
| OPERACIONAL | <ul style="list-style-type: none"> - Dispensam a construção de rede coletora local e estações elevatórias; - Têm boa flexibilidade operacional; - Podem ser ampliados ao longo do tempo; - Têm baixo consumo de materiais e energia; - Em boa parte dos casos, não se cobra pelo tratamento; - Não requerem mão-de-obra especializada; - Podem tratar águas cinza e de vaso sanitário separadamente; - São pouco influenciados por desastres naturais. |

Fonte: TONETTI *et al.*, 2018.

Como os sistemas descentralizados têm grande flexibilidade de construção, a definição do arranjo tecnológico deve assegurar proteção da qualidade do meio ambiente, a conservação de recursos, a reutilização de água e a reciclagem de nutrientes, necessitando em muitos casos promover o tratamento em nível avançado (HO, 2005).

Já para a promoção do tratamento avançado, enfatizando a remoção de sólidos suspensos remanescentes e a transformação do nitrogênio, entre outras tecnologias, unidades de filtração, tais como filtros de areia, filtros biológicos percoladores (*trickling filters*) e os *wetlands* construídos de escoamento vertical (TREIN *et al.*, 2015).

2.3 Tanque Séptico

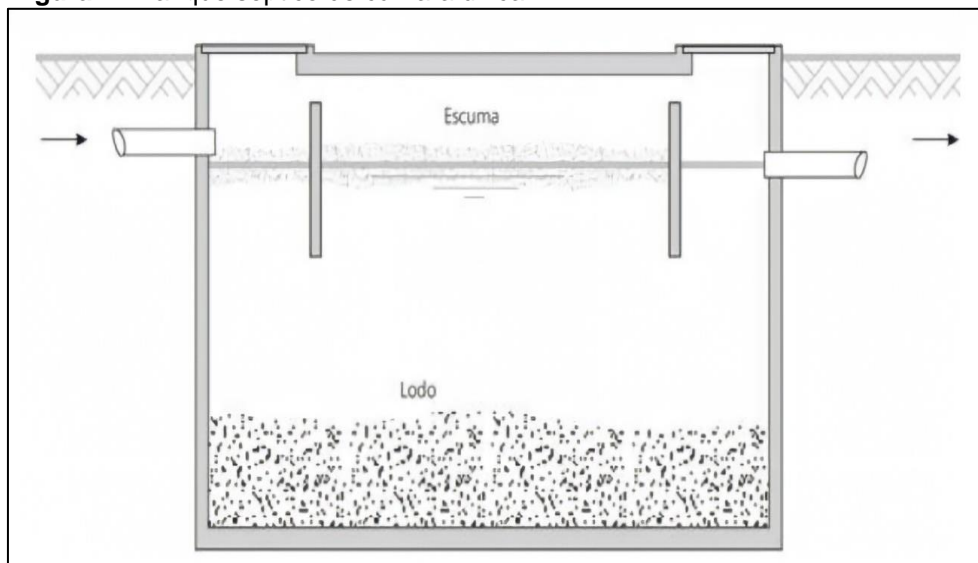
O tanque séptico constitui-se como uma tecnologia de tratamento de esgotos simples, compacta e de baixo custo de construção e operação. Comumente chamados de fossa séptica, são câmaras fechadas onde os despejos domésticos ficam retidos por um período de tempo estabelecido, para permitir a decantação dos sólidos e retenção do material graxo contido nos esgotos. Na câmara séptica ocorre a transformação bioquímica do esgoto em substâncias e compostos mais simples e estáveis (BRASIL, 2006).

2.3.1 Tipos de Tanque Séptico

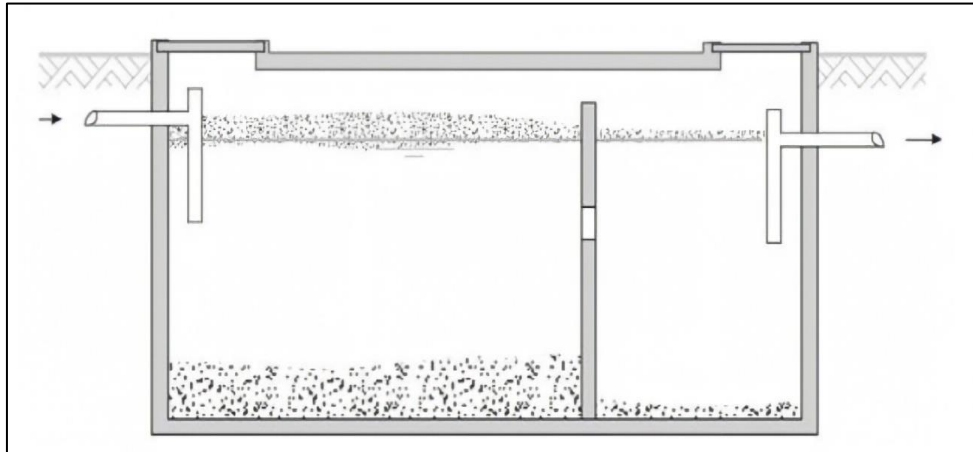
A NBR 7229/1993, prevê a opção de uso do tanque séptico em seções prismáticas (retangulares) e circulares. Também sugere dois tipos de configuração: câmara única ou em série.

Ainda de acordo com a norma, no caso do tanque séptico em câmara única, há apenas um compartimento (FIGURA 2), onde na zona superior ocorrem processos de sedimentação e de flotação e digestão da espuma, e na inferior o acúmulo e digestão do lodo sedimentado. Nas câmaras em série (FIGURA 3) a diferença é que existem dois ou mais compartimentos contínuos, dispostos sequencialmente no sentido do fluxo do líquido e interligados adequadamente, onde ocorrem os mesmos processos de forma conjunta e decrescentemente (NBR 7229, 1993).

Figura 2 - Tanque séptico de câmara única



Fonte: Andrade Neto et al. (1999).

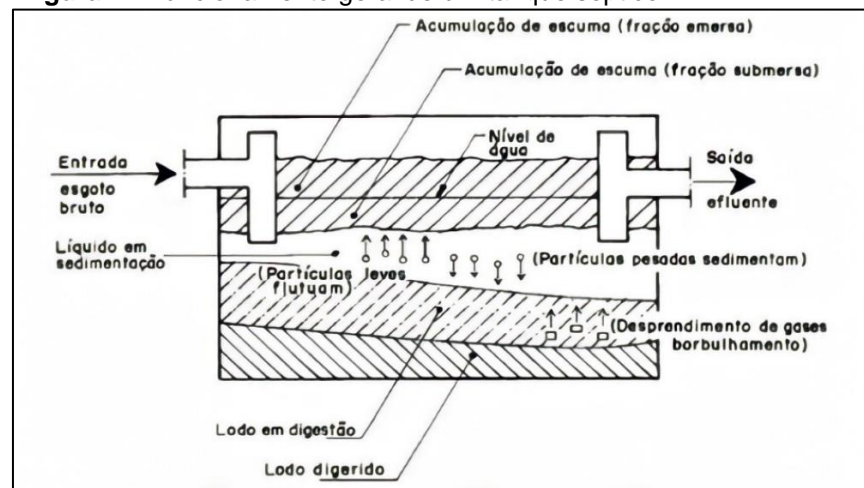
Figura 3 - Tanque séptico de câmaras em série

Fonte: Andrade Neto et al. (1999).

2.3.2 Funcionamento e Eficiência do Tanque Séptico

Os tanques sépticos tem como função primária a retenção de sólidos sedimentáveis e flutuantes presentes no esgoto bruto, além disso, promovem a digestão parcial da matéria orgânica. O material mais denso se acumula no interior do tanque, seu volume reduzido de acordo com a ação da digestão anaeróbia onde cerca de 50% dos sólidos acumulados são degradados, e o restante deve ser removido periodicamente do tanque. O lodo de fundo chega a ocupar 50% do volume total do tanque quando esgotado, os materiais mais leves como óleos, graxas e sólidos flotáveis se acumulam na superfície formando a espuma (ANDREOLI, 2009).

O tanque séptico funciona como um decantador e um digestor em uma mesma unidade (FIGURA 4).

Figura 4 - Funcionamento geral de um tanque séptico

Fonte: NBR 7229 (1993).

A NBR 7229/1993, norma que regulamenta a construção de tanques sépticos salienta os seguintes aspectos:

- O uso de tanques sépticos é recomendado para áreas desprovidas de rede pública coletora de esgoto; e também é aceito como uma alternativa de tratamento para áreas atendidas por rede coletora local; e para retenção prévia de sólidos em casos onde a tubulação coletora apresente diâmetro e/ou declividade reduzida;
- O sistema de tanques sépticos aplica-se primordialmente ao tratamento de esgotos domésticos e, em casos plenamente justificados, ao esgoto sanitário;
- O sistema deve ser dimensionado e implantado de forma a receber a totalidade dos despejos (águas pluviais e provenientes de piscinas e de reservatórios de água não devem ser encaminhadas aos tanques sépticos).

De acordo com Jordão e Pessôa (2009), as fases de desenvolvimento do processo de funcionamento dos tanques sépticos, podem ser divididas nas seguintes etapas:

- Retenção dos sólidos: o esgoto é detido por um período de tempo especialmente estabelecido, podendo variar de 12 a 24 horas, conforme as contribuições dos afluentes;
- Sedimentação: consiste na sedimentação dos sólidos em suspensão; 60% a 70% dos sólidos contidos nos esgotos sedimentam, formando o lodo;
- Flotação: é a retenção na superfície livre do líquido de óleos, graxas, gorduras e outros materiais misturados com gases, formando assim a espuma;
- Digestão anaeróbia de lodo: ocorre a degradação de forma progressiva do lodo e da espuma pelas bactérias anaeróbias e arqueas.

O sistema de tanques sépticos (TS) para tratamento de esgotos é o mais usado em todos os países devido à sua simplicidade de construção e operação, atrelado ao baixo custo de implementação. Segundo Chernicharo (2007), a utilização de tanque séptico é recomendada nas seguintes situações: para áreas desprovidas de rede pública coletora de esgoto; como alternativa de tratamento de esgotos em áreas providas de rede coletora local; para retenção prévia de sólidos sedimentáveis; quando a utilização da rede coletora com diâmetro e/ou declividade reduzida para o transporte de efluentes livres de sólidos sedimentáveis.

A eficiência do tanque séptico é normalmente expressa em função dos parâmetros comumente adotados nos diversos processos de tratamento. Os mais usados são: sólidos em suspensão e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). As quantidades de cloretos, nitrogênio amoniacal, material graxo e outras substâncias podem interessar em casos particulares (BRASIL, 2006).

Jordão e Pessoa (2005), afirma que os tanques sépticos apresentam eficiências de remoção dos sólidos em suspensão em torno de 50% e de DBO de 30%. Com base na literatura de Hartmann et al. (2009), a remoção de DBO ou DQO situa-se entre 40% e 70%. Em com relação à remoção de sólidos suspensos, a eficiência está em torno de 50% a 80%.

2.3.3 Vantagens e Desvantagens

A fossa séptica apresenta vantagens de ter uma construção e execução simples e econômica, não se fazer necessária à presença de um operador, é adequada para tratamento de esgoto fresco, não carecer de lodo inoculador, capta choques tóxicos com recuperação rápida e não perde eficiência em longo prazo com o envelhecimento do lodo (ÁVILA, 2005).

Apesar de todas as vantagens, a eficiência do tanque séptico para remoção de matéria orgânica é moderada, necessitando de um pós-tratamento para alcançar um grau de remoção da matéria orgânica aceitável. Não é eficiente na remoção por completo de organismos patogênicos, e há presença de bactérias em grandes quantidades (ALTVATER *et al.*, 2009).

Em 1982, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) revisou a Norma sobre construção e instalação de tanques sépticos e disposição do efluente final, recomendando o uso de filtros anaeróbios para pós-tratamento dos efluentes de tanques sépticos.

2.3.4 Dimensionamento do Tanque Séptico

Para dimensionamento do volume do tanque, utiliza-se a fórmula abaixo descrita, disponibilizada na NBR 7229/1993.

$$V = 1000 + N \times (C \times T + K \times Lf)$$

Sendo que:

V = volume útil;

N = número de pessoas contribuintes;
C = contribuição de despejos;
T = período de detenção;
K = taxa de acumulação de lodo digerido;
Lf = contribuição de lodo fresco.

2.4 Filtro Anaeróbio

Os primeiros reatores anaeróbios de leito fixo e biofilme foram denominados Filtros Anaeróbios (FA). Os estudos sobre este sistema anaeróbio tiveram início com a publicação de Young & McCarty, em 1969, baseado em estudos anteriores de Coulter et al., em 1955. Consistia em um reator de fluxo ascendente onde a biomassa ficava retida em um meio suporte de britas, através do qual o líquido era obrigado a passar, sendo por esse motivo denominado de Filtro Anaeróbio. Era alimentado com esgoto sintético e apresentou uma eficiência superior a 80 % na remoção de DBO (DOMINGUES, 2005).

De acordo com conceito disposto na NBR 13969/97, filtro anaeróbio consiste em um reator biológico com esgoto em fluxo ascendente, composto de uma câmara inferior vazia e uma câmara superior preenchida de meio filtrante submerso, onde atuam microrganismos facultativos e anaeróbios, responsáveis pela estabilização da matéria orgânica.

Conforme Castro e Silva (2014), “os filtros anaeróbios são reatores biológicos formados por um conjunto de partes imóveis de material inerte, envoltos de microrganismos não aeróbios na forma de biofilme pelo qual o efluente é depurado”.

2.4.1 Funcionamento dos Filtros Anaeróbios

Os filtros anaeróbios são compostos por um leito de percolação extremamente permeável em fluxo ascendente, essa percolação é dada entre um material filtrante onde se forma uma massa biológica constituída de microrganismos, essa película também tem a função de reter a matéria orgânica a ser degradada. A eficiência destes filtros está muito ligada à área de contato existente no material filtrante, sendo mais comum a utilização de pedras e plásticos (NUVOLARI, 2011).

Os filtros biológicos anaeróbios são semelhantes aos filtros biológicos aeróbios. Ambos são constituídos de um tanque que contém um material de enchimento, geralmente são pedras britas, mas podem ser utilizados outros materiais, tais como anéis de plástico ou de bambu e outras peças de plásticos

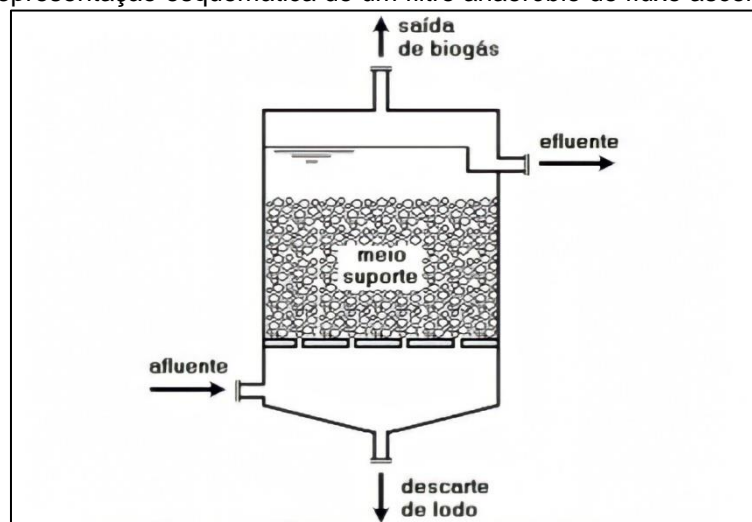
fabricadas especialmente para enchimento de reatores biológicos. Os materiais de enchimento têm muitas finalidades como facilitar a agregação de microrganismos, tornar mais difíceis à perda dos sólidos biológicos e propiciar o acúmulo de grande quantidade de lodo ativo, além de ajudar com que o fluxo que será distribuído no reator o faça de forma uniforme (ANDRADE NETO, 2015).

Estes filtros são usualmente operados com fluxo vertical, tanto ascendente como descendente, sendo o de fluxo ascendente o mais utilizado. No caso do filtro de fluxo ascendente, o líquido penetra pela base, flui através de uma camada filtrante (leito) e é descarregado na parte superior. No caso do fluxo descendente o líquido percorre o sentido inverso.

O filtro anaeróbio de fluxo ascendente consiste de um tanque contendo como meio suporte brita ou outro material inerte, formando um leito fixo (FIGURA 5). A estabilização da matéria orgânica nesses reatores consiste, basicamente, em um processo de contato, no qual a água residuária passa por uma massa de sólidos biologicamente ativos, contida no interior do reator, na qual ocorrem a conversão da matéria orgânica em produtos finais, especialmente metano e gás carbônico (YOUNG, 1991).

Com relação ao material de suporte dos filtros anaeróbios, alguns requisitos serão necessários para a escolha, tais como: resistência estrutural, inércia química e biológica, elevadas área específica e porosidade, resistência a colmatação e baixo preço. Levando em conta esses requisitos, o material mais comumente utilizado como meio de suporte é a pedra britada (FLECK, 2018).

Figura 5 - Representação esquemática de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente



Fonte: Chernicharo (2007).

O dimensionamento do filtro anaeróbio é feito de acordo com a NBR 7229/93, ao qual vai considerar variáveis parecidas com o cálculo da fossa séptica. As variáveis para o dimensionamento do volume do filtro anaeróbio são o número de contribuintes, a concentração de despejos e o tempo de detenção hidráulica.

2.4.2 Aplicação, Vantagens e Desvantagens

Na literatura, têm sido reportados estudos com aplicação de filtros anaeróbios no tratamento de diversos tipos de efluentes, tais como de laticínios (DEMIREL *et al.*, 2005), processamento dos frutos do cafeeiro (FIA *et al.*, 2012a), abatedouro (STETS *et al.*, 2014), indústria de refrigerantes (SANTOS *et al.*, 2010) e micropoluentes (AQUINO *et al.*, 2013), além dos já consolidados com efluentes contendo baixa carga orgânica, como os esgotos sanitários.

Os filtros anaeróbios podem ser utilizados como pós-tratamentos, pois possuem uma boa capacidade de reter os sólidos. Além disso, possui uma capacidade significativa de recuperação após elevadas sobrecargas, sejam elas qualitativas ou quantitativas. É um tratamento que possui muita segurança e estabilidade, além de produzir pouco lodo, não consumir energia operar de forma simples e barata (ANDRADE NETO, 2015).

Dentre algumas das vantagens da utilização de filtros anaeróbios estão à dispensabilidade de fonte de energia externa e recirculação de lodo, baixa produção de lodo e relevante remoção de material orgânico dissolvido, operar tolerando oscilações de vazão com mínima perda de sólidos biológicos, mantendo altas populações bacterianas, permitindo a degradação da matéria orgânica em TDH reduzidos e baixos gastos energéticos e apresentar capacidade de suportar altas cargas orgânicas e produzir biogás, combustível alternativo (ÁVILA, 2005).

As desvantagens desse sistema são poucas, como por exemplo, a possibilidade dos efluentes ficarem com alta concentração de sais minerais, excesso de microrganismos patogênicos, ocorrência de entupimentos, relativamente sensíveis a descargas tóxicas, possuem menor estabilidade operacional e apresentam menor eficiência comparada com o processo aeróbio (LETTINGA, 2006).

2.4.3 Manutenção do Filtro Anaeróbio

A manutenção do filtro anaeróbio resume-se a limpeza de seu leito a cada seis ou a cada doze meses. Esta limpeza consiste no esvaziamento do filtro através de mangueiras flexíveis, que atinjam seu fundo através do tubo de acesso à tubulação de distribuição e na retrolavagem da brita (EMBRAPA, 2010).

Ainda segundo o Manual de Operação e Manutenção, para certificar-se de que o sistema está em perfeito funcionamento (com eficiência), aconselha-se que se façam análises do efluente a cada seis meses. Vale ressaltar que a falta de manutenção adequada da rede de esgotos e do sistema de tratamento como um todo, acarretará em entupimentos, vazamentos e na diminuição acentuada da eficiência do tratamento.

2.4.4 Dimensionamento do filtro anaeróbio

O dimensionamento do filtro anaeróbio é feito de acordo com as NBRs 7229/1993 e 13969/1997, as mesmas dispõem as condições gerais e específicas para construção de tanques sépticos e unidades complementares de tratamento. Utiliza-se a equação abaixo descrita para o cálculo do volume útil do filtro anaeróbio:

$$V_U = 1,6 \times N \times C \times T$$

Onde:

V_U = volume útil (em litros);

N = número de pessoas contribuintes;

C = contribuição de despejos;

T = tempo de detenção hidráulica.

2.5 Filtro de Areia

São muito os diferentes sistemas aerados destinados ao tratamento de esgotos. A seleção de determinada operação, processo ou mesmo combinações requer associar vários fatores técnicos, tais como: fatores ambientais e econômicos, a natureza do esgoto, a compatibilidade entre as operações e processos, a viabilidade ambiental e econômica dos diferentes sistemas o espaço disponível e a

geometria e tipo do reator, e o uso pretendido do efluente tratado (METCALF; EDDY, 2003).

Os filtros de areia têm um histórico de ter sido usado por mais de 100 anos. Esta tecnologia trata geralmente efluente do tanque séptico antes de ocorrer o reuso da água ou a dispersão em solo. São adequados para pequenas comunidades rurais, estabelecimentos comerciais e residências unifamiliares. Esses sistemas são bastante eficazes, sendo capazes de produzir efluentes de alta qualidade que atendem aos requisitos de descargas superficiais, dispondo de baixos custos e simplicidade operacional, exigindo pessoas com mínimos conhecimentos técnicos (USEPA, 1999; USEPA, 2007; USEPA, 2009; DARBY *et al.*, 1996). Este tipo de sistema tem uma longa história em tratamento nos EUA e, de acordo com Rolland *et al.* (2009) tem sido usado por 15 milhões de pessoas na França.

De acordo com a NBR 13969/97 os filtros de areia são leitos preenchidos por areia e outros materiais filtrantes, onde a depuração ocorre por mecanismos físicos e químicos, e por microrganismos que se desenvolvem no meio granular, cuja alimentação poderá ser realizada por fluxo intermitente descendente e o efluente tratado captado pelo fundo drenante, não necessitando de operação e manutenção complexas.

2.5.1 Aplicação e Funcionamento

Os filtros de areia podem ser utilizados como pós-tratamento de efluentes sanitários em condomínios privados, pontos comerciais que margeiam rodovias, sítios, chácaras, hotéis, tribos indígenas, assentamentos rurais e canteiros de obras da construção civil. Desta maneira, as próprias localidades geradoras de esgotos contribuiriam para evitar a degradação da saúde pública e do ambiente das imediações (TONETTI, 2008).

No Brasil, o filtro de areia pode ser utilizado quando se deseja um sistema de pós-tratamento simplificado. Seu funcionamento baseia-se na aplicação intermitente de afluente sobre a superfície de um leito de areia por meio de uma tubulação de distribuição. Durante a infiltração do líquido incide a purificação por mecanismos físicos, químicos e biológicos (AUSLAND *et al.*, 2002).

O filtro de areia favorece a adsorção de contaminantes do fluxo do efluente, sua eficiência varia de acordo com a taxa de aplicação, com a qualidade do efluente, com a espessura e granulometria das camadas filtrante, etc. (ALLEN *et al.*, 2010).

A falta de necessidade de operadores e a simples manutenção são fatores que favorecem a opção por esse método. Outros fatores, como o pequeno espaço requerido para instalação, em comparação a outros métodos de tratamento, como as lagoas de estabilização, e o baixo consumo de energia elétrica, por não ser necessário o uso de aeradores, visto que o ar entra pela tubulação de descarte, mantendo um ambiente favorável para a atuação dos microrganismos, é também o que favorecem a opção por esse método (TONETTI *et al.*, 2012).

A carreira de filtração é dividida em três etapas. Na primeira, conhecida como maturação, a turbidez inicialmente apresenta um leve aumento e, em seguida, um decaimento. Nessa etapa, a água de lavagem é principalmente responsabilizada pelo efluente tratado sair com qualidade insatisfatória. O amadurecimento leva de 15 min a 2 h e consiste na coleta de impurezas e no aumento de eficiência na coleta de partículas. Após o amadurecimento a turbidez do efluente fica geralmente menor que 0,1 UNT e constante, etapa conhecida como filtração efetiva. Na última etapa conhecida como transpasse o filtro já possui tantas impurezas que não é mais eficiente e a turbidez aumenta continuamente (DI BERNARDO, 2003; HOWE *et al.*, 2012).

A Norma Brasileira 13969/1997 (ABNT, 1997) que orienta a construção e operação de filtros de areia recomenda que no pós-tratamento de efluente do tanque séptico, a taxa de aplicação deve limitar-se a $100 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. e caso seja proveniente de um processo aeróbio, dobra-se esse valor. Onde a temperatura média mensal do esgoto for inferior a 10°C , os limites serão, respectivamente, de 50 e $100 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. No entanto, a controversa, como aponta o estudo feito por Dos Santos (2019), de acordo com sua conclusão, as pesquisas evidenciam os elevados percentuais de remoção de matéria orgânica em filtros de areia operados com taxa de aplicação superiores ao que recomenda a NBR 13969/97, ficando evidente a necessidade de atualização desta.

Um parâmetro importante relacionado à eficiência da filtração é o tamanho dos grãos, particularmente o tamanho efetivo (d_{10}), o qual é equivalente à abertura da peneira que deixa passar 10 % de massa, e coeficiente de uniformidade, definido como a relação entre a abertura da peneira que deixa passar 60 % (d_{60}) de massa de areia e o d_{10} . Um coeficiente de uniformidade baixo indica que os grãos possuem tamanho uniforme, já um valor alto indica a presença de grãos pequenos e grandes (HOWE *et al.*, 2012).

2.5.2 Dimensionamento do filtro de areia

Neste dimensionamento, calcula-se a área superficial necessária para a aplicação diária de afluentes anaeróbios, utiliza-se a equação abaixo descrita:

$$A = \frac{Q}{L_s}$$

Onde:

A = área requerida (m²);

Q = vazão afluente (L.dia⁻¹);

L_s = taxa de aplicação superficial (L.m⁻².dia⁻¹).

2.6 Hidrodinâmica em Reatores

A aplicação do estudo hidrodinâmico em reatores é dada para avaliar o regime de escoamento no interior dos reatores, possibilitando a identificação de zonas mortas, caminhos preferenciais e curtos circuitos hidráulicos, que são anomalias que podem afetar diretamente o volume útil do reator e causar falhas operacionais. A partir da avaliação do comportamento hidrodinâmico obtém-se as curvas de distribuição de tempo (DTR) do líquido, ou seja, determina o tempo em que as moléculas do fluido que escoam pelos reatores permanecem em seu interior (KREUTZ, 2012; LEVENSPIEL, 2000).

Segundo CARVALHO *et al.* (2008), a hidrodinâmica dos reatores anaeróbios tem papel importante pela influência da velocidade das reações biológicas, por meio de alterações na taxa de transferência de massa e a distribuição das reações ao longo do reator. Como consequência da distribuição da biomassa e do encadeamento das reações bioquímicas, diferentes regiões do reator apresentam composições diferentes, em função do tipo de escoamento imposto. Além disso, os processos biológicos de tratamento ocorrem a partir do volume definido por limites físicos específicos.

De acordo com Toscani (2010), os reatores de tratamento biológico de efluentes, em sua maioria, não apresentam comportamento hidrodinâmico ideal, mas podem ser considerados, dentro de um limite de erro aceitável, reatores de mistura completa ou de fluxo em pistão ideais.

2.6.1 Tipos de fluxos

A partir do estudo do comportamento hidrodinâmico de um reator é possível prever os regimes de fluxo, como o: fluxo pistão, fluxo mistura completa, além de detectar a presença de anomalias nos processos ocorrentes no interior do reator que reduzem a eficiência do mesmo (DANTAS *et al.*, 2000).

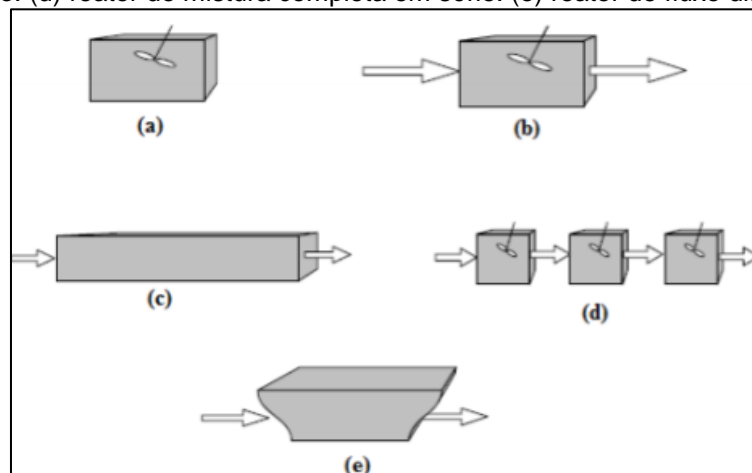
A determinação do modelo hidrodinâmico do reator depende das condições de fluxo e do padrão de mistura que ocorrem internamente, na qual são influenciadas pela geometria, escala e quantidade de energia introduzida por unidade de volume no reator (LEVENSPIEL, 2000).

Os fluxos nos reatores podem ser intermitentes, sendo eles com sistemas em batelada ou contínuo. Os reatores em funcionamento com batelada não possuem fluxo em seu interior e apresentam homogeneidade, ou seja, os parâmetros devem ter concentração igual em qualquer ponto do reator, no final do tratamento o efluente tratado é retirado do sistema, para a entrada de outra batelada de efluente. Nos reatores de fluxo contínuo, são destacados os regimes de fluxo em pistão, mistura completa, fluxo disperso e associações de células em série ou paralelo. No caso dos reatores de fluxo do tipo pistão, o escoamento do fluido ocorre de forma ordenada ao longo do reator, não há mistura ou difusão, as partículas entram constantemente nas extremidades do reator sendo descarregadas na mesma sequência na saída, por isso não se alteram, a concentração do substrato se alterna ao longo do tempo e espaço. O fluxo de mistura completa ideal apresenta mistura perfeita, proporcionada pela agitação dos fluidos, onde as partículas que entram no tanque têm máxima dispersão longitudinal, sendo a concentração na saída do reator igual a qualquer ponto do seu interior, não havendo variação espacial como no fluxo em pistão (FIGURA 6) (LEVENSPIEL, 2000).

Os regimes de mistura completa e fluxo em pistão dificilmente ocorrem na prática. Desse modo, constitui-se o conceito de fluxo disperso, com o qual há um grau de mistura intermediário, que corresponde à maioria dos reatores reais (TOSCANI, 2010). As diferenças entre o regime real e ideal de escoamento podem ser causadas pelas anomalias presentes no escoamento tais como: curto-circuito, zonas mortas, recirculações e misturas, essas anomalias são conceituadas como (METCALF; EDDY, 2015)

- Curtos circuitos: caminhos percorridos pelos sólidos suspensos que resultam em tempos de residência no reator inferiores ao tempo teórico de residência, há uma redução da eficiência;
- Zonas mortas: são regiões do reator onde o TDH é elevado, em relação ao tempo de detenção teórico, ocorrendo poucas trocas com outras regiões. Estes regimes são caracterizados pela baixa troca com regiões adjacentes;
- Recirculações: são comportamentos rotacionais dos sólidos suspensos dentro do reator;
- Mistura: é o espalhamento aleatório de constituintes no volume reacional do reator, esse espalhamento pode ser influenciado por fatores como: advecção diferenciada, difusão e correntes de densidade.

Figura 6 - Esquema de reatores básicos. (a) reator de batelada. (b) reator de mistura completa. (c) reator de fluxo em pistão. (d) reator de mistura completa em série. (e) reator de fluxo disperso.



Fonte: Godinho, 2015; adaptado de Sperling (1996).

A seguir são descritos principais modelos hidráulicos para reações de primeira ordem considerando a concentração do efluente ao longo do tempo (SPERLING, 1996):

- 1) Fluxo intermitente

$$C_e = C_o \times e^{-k.th}$$

- 2) Fluxo em pistão

$$C_e = C_o \times e^{-k.th}$$

- 3) Mistura completa

$$C_e = \frac{C_o}{(1 + K \times th)}$$

4) Mistura completa em série

$$C_e = \frac{C_o}{(1 + K \times t_l)^n}$$

Onde:

- C_e = concentração efluente (g.m^{-3});
- C_o = concentração afluyente (g.m^{-3});
- K = coeficiente de reação (d^{-1});
- d = distância ao longo do tanque (m);
- t_h = tempo de detenção hidráulica (= volume / fluxo) (d);

Os modelos hidráulicos dependem da geometria física, da quantidade de energia introduzida por unidade de volume, do tamanho ou escala do reator, dentre outras características (SPERLING, 1996).

2.6.2 Distribuição de Tempos de Residência (DTR)

O tempo de residência de um fluido é o tempo decorrido desde a sua entrada até sua saída no reator. A distribuição do tempo de residência informa as características do padrão de escoamento e do tempo de contato entre fluidos em um recipiente, além de permitir a modelagem do sistema e ajudar na concepção de reatores, a fim de se obter ou manter um padrão de fluxo desejado (BEHIN; AGHAJARI, 2008).

A partir da DTR, pode-se obter o tempo de detenção hidráulica (TDH) e a variância, que representam o espalhamento do traçador e a variação ocasionada à medida que a substância deixa o reator. Para a obtenção do TDH real e da variância são utilizadas as equações 1 e 2 (METCALF; EDDY, 2015).

- Equação 1

$$TDH = TDH_r = \frac{\int_0^{\infty} tC(t)dt}{\int_0^{\infty} C(t)dt} = \frac{\sum_i t_i C_i \Delta t_i}{\sum_i C_i \Delta t_i}$$

- Equação 2

$$\sigma^2 = \frac{\int_0^{\infty} t^2 C(t) dt}{\int_0^{\infty} C(t) dt} - t_g^2 = \frac{\sum_i t_i^2 C_i \Delta t_i}{\sum_i C_i \Delta t_i} - TDH_r^2$$

Onde:

$TDH = TDH_r =$ tempo médio ou tempo real;

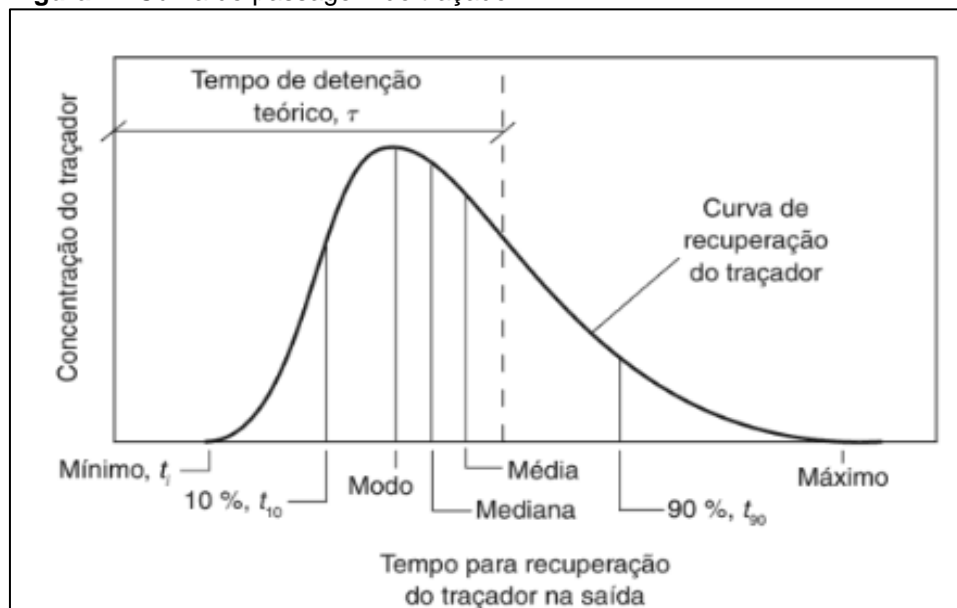
$t_i =$ tempo associado a cada concentração (h);

$C_i =$ concentração de traçador na saída do reator em cada intervalo de tempo i (mg/L);

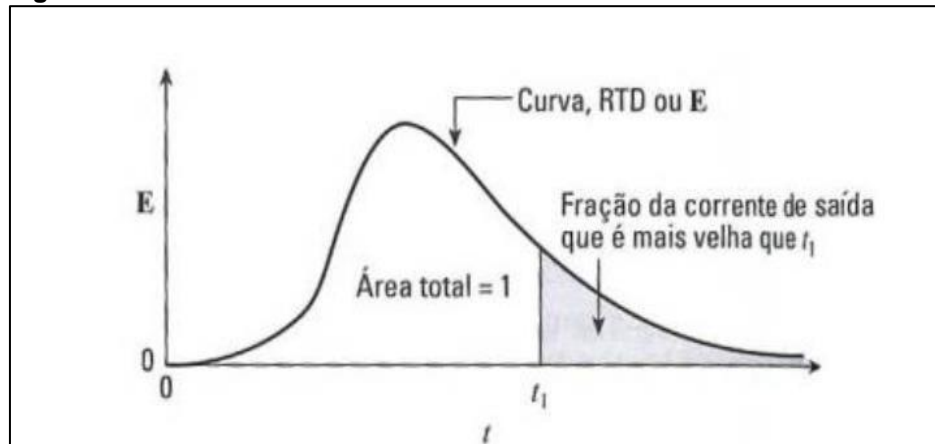
$\Delta t_i =$ intervalo de tempo entre a amostra coletada em t_i e $t_i + 1$ (h).

O tempo de detenção hidráulico (TDH) teórico é calculado pela razão entre o volume útil do reator e a vazão do escoamento. Esse tempo representa a permanência de uma partícula no reator, ou seja, da entrada até a saída, se for um regime de pistão ideal. A distribuição desse tempo de detenção é denominada curva de passagem, a qual gera o tempo de passagem de parcela do fluido pelo reator, ou seja, o tempo em que o traçador permanece no sistema e as concentrações que deixam o reator (FIGURA 7 e 8) (SILVA, 2019).

Figura 7 - Curva de passagem do traçador



Fonte: Metcalf e Eddy (2015).

Figura 8 - Curva DTR

Fonte: Levenspiel (2000).

A interpretação dos dados obtidos através do comportamento hidrodinâmico torna-se mais visível através de sua análise em modelos matemáticos uniparamétricos, nos quais são projetadas curvas de distribuição do tempo de residência (DTR) (NASCIMENTO JUNIOR, 2013).

A aplicação do DTR refere-se ao uso dessas curvas no aperfeiçoamento do projeto de unidades de tratamento, reduzindo o volume de zonas mortas, curtos circuitos e caminhos preferenciais, assim obtém um maior aproveitamento do volume útil do reator (CASTRO, 2010).

2.7 Traçadores

Um dos métodos empregados para conhecer o comportamento hidrodinâmico é o uso de traçadores após aplicação podem traduzir o regime de fluxo do efluente dentro do reator. O comportamento hidrodinâmico de reatores pode ser analisado por meio de estudos de traçadores inertes, a partir desses traçadores é possível saber informações do tempo de residência do fluido dentro do reator (LEVENSPIEL, 2000).

De acordo com Sasaki (2005), os traçadores são utilizados para marcarmos fluidos, é uma importante ferramenta para obtenção de modelos que representam o escoamento. Um traçador ideal deve apresentar algumas principais propriedades:

- a) Comportamento hidrodinâmico idêntico à substância em estudo;
- b) Possuir uma característica adicional que permita diferenciá-lo da substância em estudo, o traçador ou esta característica adicional que o distingue não deve existir no meio em que o traçador será empregado;

c) O método de detecção e de medição do traçador deve ser fácil, de alta eficiência e passível de ser realizado através de equipamento simples e de baixo custo;

d) O traçador deve ser conservativo, não deve estar sujeito a perdas indesejáveis durante o trânsito entre o local de injeção e o de coleta, ou ainda, entre o local de coleta e o de medição;

e) A composição química do traçador não deve ser tóxica aos seres vivos;

Metcalf e Eddy (2015) listam uma série de traçadores os quais podem ser divididos em salinos e fluorescentes. Dentre os salinos estão o cloreto de lítio (LiCl) e o fluoreto de sódio (NaF), dentre dos fluorescentes, pode-se destacar a rodamina B e a WT, a fluoresceína e o permanganato de potássio (uranina).

A utilização de traçadores inertes possui vantagens como: fácil manuseio da substância escolhida para a realização do ensaio, facilidade na detecção da presença do traçador no fluido (efluente), mantém as características originais do traçador ao longo do processo de tratamento, alta taxa de recuperação da massa injetada, estabilidade e segurança no manuseio (CASTRO, 2010; CARVALHO, 2006).

A técnica de traçadores é possível a partir da injeção de um traçador na entrada do reator, onde sua concentração é monitorada em uma seção à jusante da seção de injeção. Quando a injeção do traçador ocorre de forma instantânea a distribuição do tempo de residência do reator poderá ser obtida a partir da distribuição de concentrações na seção de monitoramento de forma direta (VANELI, 2014).

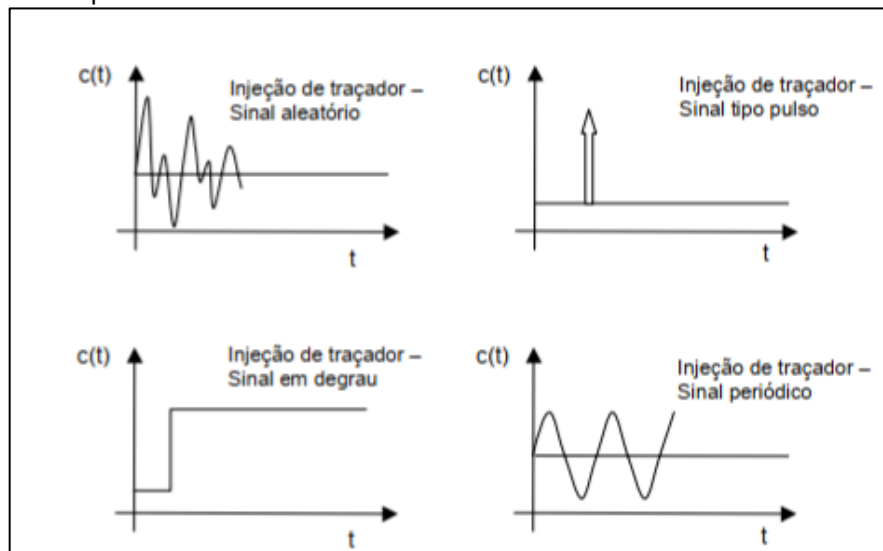
De acordo com Danckwerts (1953), no instante de injeção do traçador em $t = 0$, a concentração na seção de monitoramento, em um dado instante t , será $C(t)$. Assim, pode-se obter a função densidade de tempo de residência, $E(t)$, definida como a fração de elementos que saem com tempo entre t e $t + dt$. Considerando uma injeção instantânea, $E(t)$ pode ser obtida por meio de normalização da concentração de saída em relação à área da curva $C(t)$, da seguinte forma (APUD; VANELI, 2014).

$$E(t) = \frac{C(t)}{\int_0^{\infty} C(t)dt}$$

Os experimentos com traçadores podem ser realizados através dos testes estímulo-resposta tipo pulso, neste teste uma quantidade de traçador é adicionada na entrada da vazão afluyente do reator é medida a concentração do traçador na saída do efluente em intervalos de tempo regulares (LEVENSPIEL, 2000).

A técnica estimula resposta é utilizada para saber a distribuição do tempo de residência do fluido no reator, a aplicação do traçador pode ser feita por diferentes formas: aleatória, pulso, degrau, dentre outros, conforme FIGURA 9 (SASSAKI, 2005).

Figura 9 - Representação esquemática de alguns tipos de injeção que podem ser utilizados no método estímulo-resposta



Fonte: SASSAKI, 2005.

A partir das curvas obtidas pelos testes de estímulo-resposta da distribuição de tempo de residência (DTR), é possível obter: o tempo de permanência das moléculas individuais do fluido que escoam no reator ou tempo médio de detenção hidráulica; o modelo matemático que melhor descreve o comportamento hidrodinâmico do reator; as conversões esperadas no reator para um dado sistema reacional com modelo cinético conhecido; problemas associados com o projeto; falhas operacionais; além de permitir a identificação de anomalias de escoamento nos reatores (VILAR, 2014).

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

- Propor uma metodologia de aplicação do traçador em um sistema descentralizado.

3.2 Objetivos Específicos

- Propor um sistema para aplicação do traçador.
- Criar metodologia de aplicação com traçador para avaliação do comportamento hidrodinâmico do sistema.

4. METODOLOGIA

Este trabalho propõe o uso de uma metodologia de aplicação de traçadores em um sistema composto por: tanque séptico, filtro anaeróbio e filtro de areia em escala real. O estudo é de natureza exploratória, pois abrange levantamentos de dados, baseados em pesquisas bibliográficas.

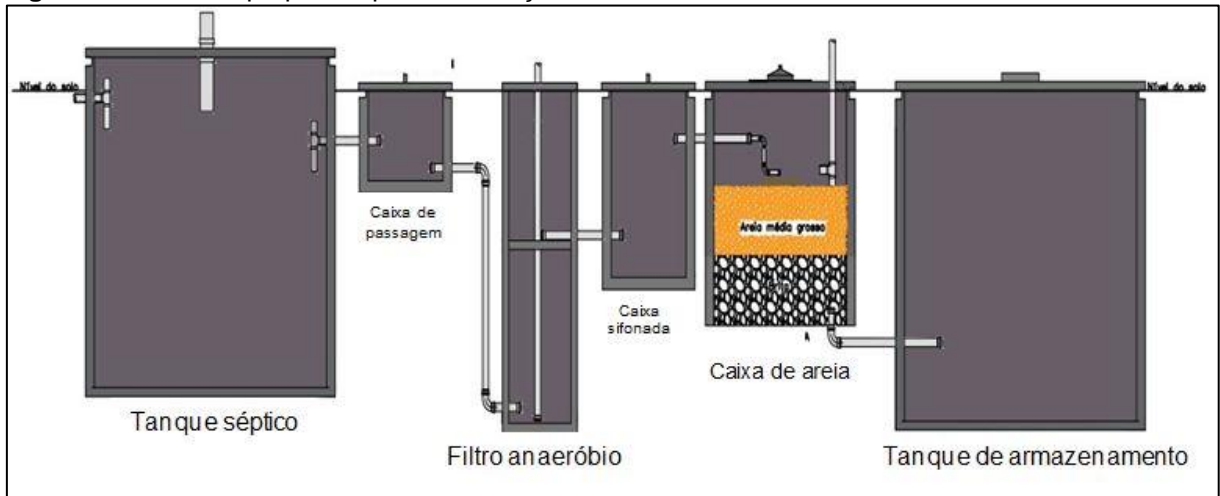
Foram feitos dimensionamentos dos sistemas seguindo as especificações das Normas brasileiras 7229/1993 e 13969/1997, as mesmas dispõem as condições gerais e específicas para construção de tanques sépticos e unidades complementares de tratamento.

A princípio foi proposto um sistema usando estruturas pré-moldadas apenas para o filtro anaeróbio e tanque de areia conforme FIGURA 10, no entanto, este sistema não seguia algumas especificações estabelecidas pelas normativas, tendo assim que ser feito as adequações necessárias. O sistema proposto está conforme mostra a FIGURA 11.

Figura 10 – Primeiro sistema proposto



Fonte: Autores (2021).

Figura 11 - Sistema proposto após modificações

Fonte: Autores (2021).

4.1 Dimensionamento do Sistema

4.1.1 Dimensionamento do Tanque Séptico

Para o dimensionamento do tanque séptico foram utilizados itens conforme expresso na TABELA 1, os valores adotados se diferenciam dos valores calculados, pois conforme supracitado o projeto propõe o uso de estruturas pré-moldadas, devido ao tamanho da manilha de concreto para estruturação do tanque séptico, opta-se por aproveitar o volume disponível desta primeira unidade, aumentando o TDH para dois (2) dias.

Tabela 1 - Dados de dimensionamento do tanque séptico

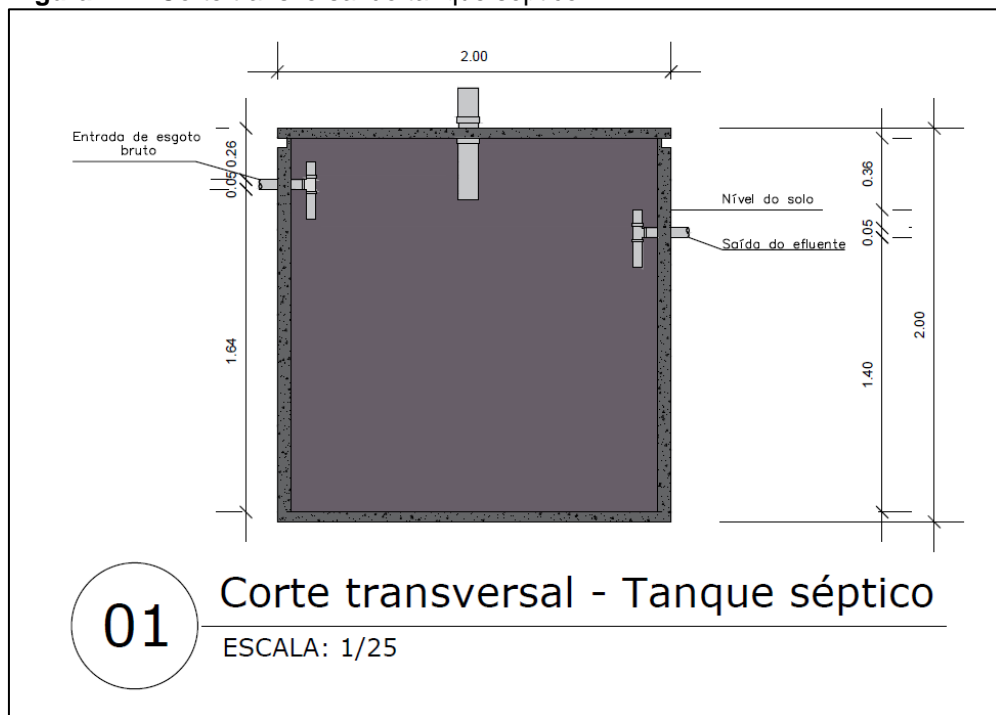
| ITEM | UNIDADE | VALOR ADOTADO |
|---|-------------------|---------------|
| Contribuintes (N) | Moradores | 10 |
| Contribuição de Despejos (C) | L/pessoa.dia | 130 |
| Período de Detenção (T), segundo a faixa de contribuição diária | Dia | 02 |
| Taxa de Acumulação de Lodo Digerido (K), baseada no intervalo entre limpezas e temperatura do mês mais frio | Dia ⁻¹ | 57 |

| | | |
|---|---------------|------|
| Contribuição de Lodo Fresco (L_f), segundo o tipo de prédio e de ocupante | L/pessoas.dia | 01 |
| Volume Calculado para o Tanque Séptico (V) | m^3 | 4,17 |
| Volume adotado | m^3 | 4,40 |

Fonte: Autores (2021).

Será utilizado um design simples, de apenas uma câmara e formato cilíndrico, com diâmetro interno medindo 1,90 m e profundidade total de 2,34 m, assim o volume útil do tanque séptico será de aproximadamente 4,40 m^3 (FIGURA 12). Os valores referentes ao item contribuintes foram adotados de acordo com o padrão sugeridos pra residências, no entanto, esses valores são estimados para mais, a fim de que o volume calculado do reator seja próximo das estruturas pré-moldadas utilizadas.

Figura 12 – Corte transversal do tanque séptico



Fonte: Autores (2021).

4.1.2 Dimensionamento do Filtro Anaeróbio

O dimensionamento do filtro anaeróbio é feito de acordo com as NBRs 7229/1993 e 13969/1997.

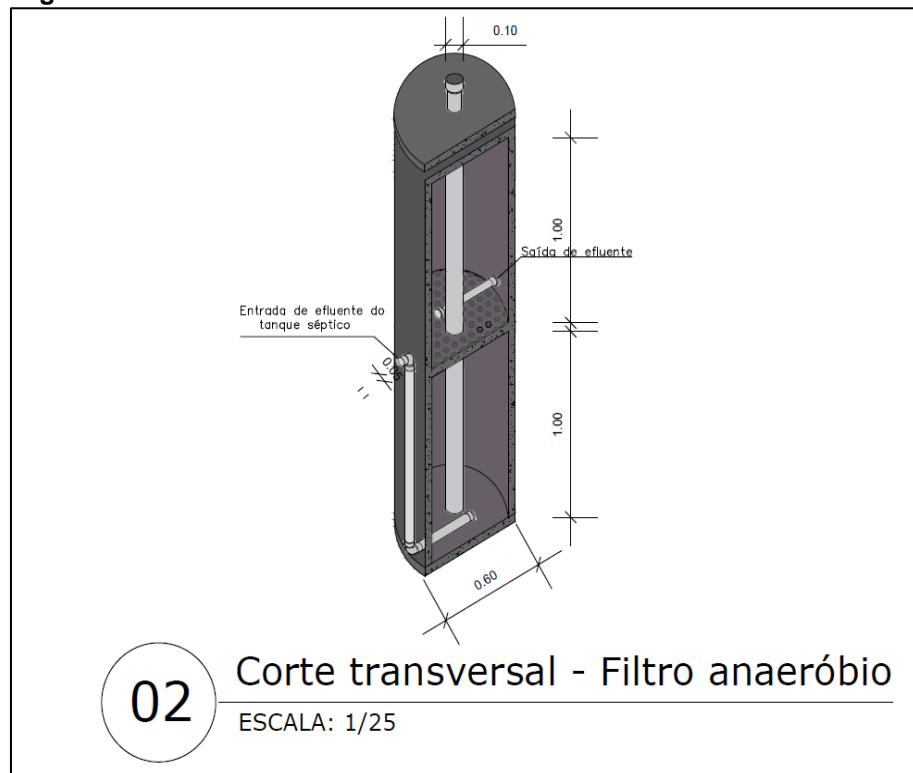
Os valores de dimensionamento são dispostos na TABELA 2.

Tabela 2 - Dados de dimensionamento do filtro anaeróbio

| ITEM | UNIDADE | VALOR ADOTADO |
|-----------------------------------|----------------|---------------|
| Pessoas Contribuintes | Moradores | 10 |
| Contribuição de Despejos (C) | L/pessoas.dia | 130 |
| Tempo de Detenção Hidráulica (T) | Dia | 0,92 |
| Volume calculado Filtro anaeróbio | m ³ | 1,91 |

Fonte: Autores (2021).

O reator será de fluxo ascendente com ausência do fundo falso, o transporte do líquido e preenchimento do filtro será pela ação da gravidade, possui medidas de 0,60 m de diâmetro e 2,0 m de altura. A fixação de uma placa de concreto de 0,04 m de espessura a 1,0 m de altura (FIGURA 13). O tempo de detenção hidráulica será de 21,6 horas (0,9 dia).

Figura 13 – Corte transversal do filtro anaeróbio

Fonte: Autores (2021).

A primeira caixa de passagem com medidas 0,32 m de largura interna e 0,20 m de profundidade será ligada ao tanque séptico e ao filtro anaeróbio, está servirá como ponto de coleta devido à dificuldade de abertura do tanque séptico.

A segunda caixa com largura interna de 0,32 m e 0,90 m de profundidade entre o filtro anaeróbio e o filtro de areia, nesta haverá presença de um sifão para que o filtro de areia seja alimentado de forma intermitente mantendo assim a condição anaeróbia do filtro conforme recomenda a norma.

4.1.3 Dimensionamento do Filtro de Areia

O filtro de areia é a última etapa do tratamento, os valores do dimensionamento conforme a TABELA 3 está de acordo com as Normas Brasileiras 7229/1993 e 13969/1997.

Tabela 3 – Dados do dimensionamento do filtro de areia

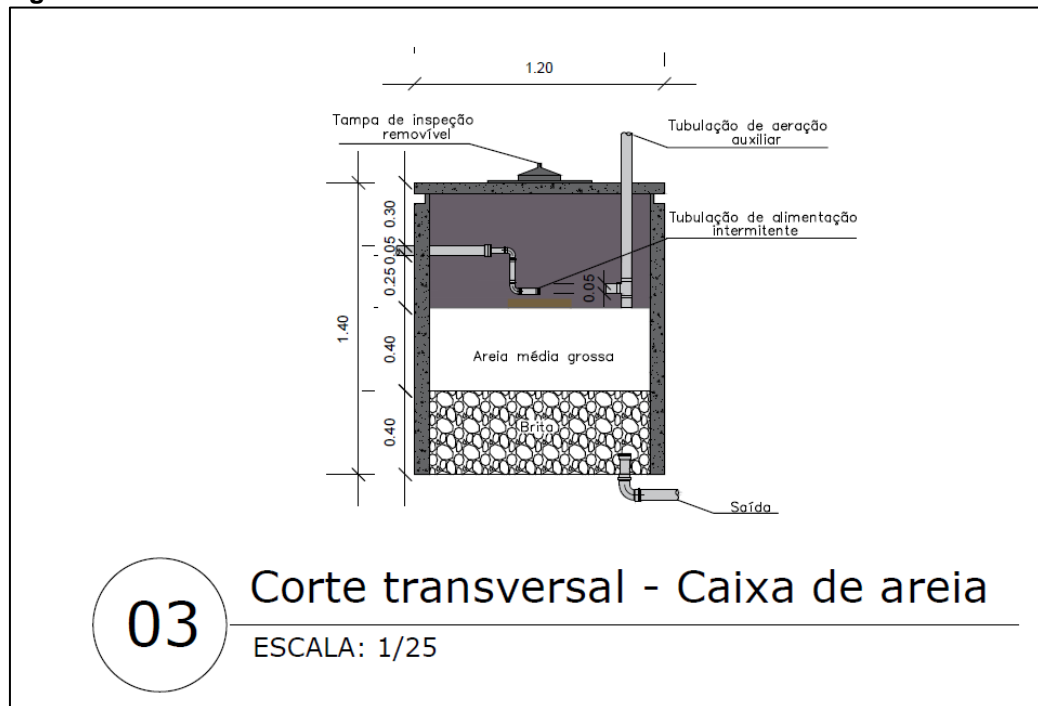
| ITEM | UNIDADE | VALOR ADOTADO |
|--|----------------|---------------|
| Contribuintes (N) | Moradores | 10 |
| Contribuição de despejos (C) | L/pessoas.dia | 130 |
| Volume diário de contribuição (V) | L | 1300 |
| Área superficial para taxa de 200 L. m ⁻² d ⁻¹ | m ² | 2,6 |

Fonte: Autores (2021).

A composição do leito será empregada por duas camadas estratificadas a partir da base do reator, a primeira será composta por 0,40m de brita uma (1), esta camada se justifica para impedir o arraste da areia para fora do sistema, além de ajudar na fixação da tubulação.

A segunda camada composta por 0,40m de areia serão feitos os ensaios para determinar o coeficiente de uniformidade (C_u), o diâmetro efetivo (D_{10}), o índice de vazios e a porosidade. O diâmetro interno de 1,90 m, com a área superficial de 2,6 m² (FIGURA 14).

Figura 14 – Corte transversal do filtro de areia



Fonte: Autores (2021).

4.2 Procedimentos Hidrodinâmicos

Para definição dos ensaios hidrodinâmicos com traçador a metodologia descrita com base nas literaturas: Levenspiel (2000) e Metcalf e Eddy (2015). Os estudos hidrodinâmicos serão feitos a partir da técnica estímulo resposta, utilizando o traçador cloreto de lítio (LiCl).

O ensaio consistiu na injeção do traçador nas entradas do tanque séptico, filtro anaeróbio e tanque de areia, a injeção será do tipo pulso, sendo que este pulso deve ser inferior a 2% do tempo de detenção hidráulica. Serão preparadas três soluções individuais, cada qual destinada a um reator, para cada solução a ser injetada, a dissolução da massa de cloreto de lítio será feita levando em consideração a concentração de background do afluente, além do limite de detecção da curva do equipamento e o pico de máxima concentração desejada de traçador (COSTA *et al.*, 2014; HEADLEY; KADLEC, 2007). Após a solução de traçador ser injetada, amostras passaram a ser coletadas e armazenadas em pequenos frascos plásticos, para posterior leitura em espectrofotômetro, a partir das leituras das absorbâncias, será obtida a curva de concentração do traçador (mg/L).

A partir disso, é traçada a primeira curva denominada curva C_{pulso} . A determinação desta curva será feita de acordo com Levenspiel (2000) através das equações abaixo:

$$A = \int_0^{\infty} C dt = \sum_i C_i \Delta t_i = \frac{M}{v}$$

Onde:

C = concentração do fluido no tempo “ t ”;

Δt = intervalo do tempo entre as medidas de concentração realizada;

M = unidades de traçador, em massa (kg, mols, g, etc);

v = vazão de escoamento do fluido (m³/s, L/min, etc).

O tempo de detenção hidráulica (TDH) será obtido através da seguinte equação:

$$TDH = TDH_r = \frac{\int_0^{\infty} tC(t)dt}{\int_0^{\infty} C(t)dt} = \frac{\sum_i t_i C_i \Delta t_i}{\sum_i C_i \Delta t_i}$$

Onde:

$TDH = TDH_r$ = tempo médio ou tempo real;

t_i = tempo associado a cada concentração (h);

C_i = concentração de traçador na saída do reator em cada intervalo de tempo i (mg/L);

Δt_i = intervalo de tempo entre a amostra coletada em t_i e $t_i + 1$ (h).

Em seguida será determinado o Índice de Dispersão de Morril (IDM), o Índice do Tempo de Retenção Médio (ITRM) ou Eficiência Volumétrica (ev), eficiência hidráulica (λ), coeficiente de dispersão e percentual de recuperação do traçador, através das equações abaixo (METCALF; EDDY, 2015; LEVENSPIEL, 2000):

Tabela 4 – Parâmetros e equações para determinação de IDM¹, ITRM², ev³, λ ⁴ e rec⁵

| Parâmetros | Equações | Significado |
|------------|-------------------------|--|
| IDM | $\frac{T_{90}}{T_{10}}$ | T_{90} : tempo que 90% do traçador já passou pela unidade; T_{10} : tempo que 10% do traçador já passou pela unidade. |
| ITRM ou ev | $\frac{T_m}{TDH}$ | T_m : tempo médio de residência; TDH: tempo de detenção hidráulico nominal. |

| | | |
|-------------------------------------|--|--|
| Eficiência Hidráulica (λ) | $\frac{t_p}{TDH}$ | t_p : tempo de pico do traçador; TDH: tempo de detenção hidráulico nominal. |
| Coefficiente de dispersão | $\sigma_\theta^2 = 2d - 2d^2(1 - e^{-d})$ $\sigma_\theta^2 = 2d - 3d^2$ | σ_θ^2 : variância padronizada; e: número neperiano; d: número de dispersão. |
| Recuperação do traçador | $rec = \frac{(\sum[traçador]*V)}{M_{adc}}$ | rec: recuperação do traçador (%); $\sum[traçador]$: somatório das conc. do traçador; V: volume de saída; M_{adc} : massa adicionada. |

¹ - Índice de Dispersão de Morrill; ² - Índice do Tempo de Retenção Médio; ³ - Eficiência Volumétrica; ⁴ - Eficiência hidráulica; ⁵ - Percentual de recuperação do traçador.
Fonte: METCALF; EDDY, 2015; LEVENSPIEL, 2000.

O volume de zonas mortas será calculado com base nos valores de TDH teórico e médio, o índice de curto-circuito foi verificado pela relação entre o tempo do primeiro aparecimento do traçador na solução do reator e o TDH teórico, obtido a partir dos ensaios hidrodinâmicos e do volume real do sistema, tais anomalias serão verificadas conforme as metodologias de Metcalf e Eddy (2015) e Peña, Mara e Avella (2006), utilizando as equações abaixo descritas:

Tabela 5 - Parâmetros e equações para calcular o volume de zona morta

| Parâmetros | Equações | Significado |
|--------------------------|--|---|
| Zonas Mortas | $\beta = \frac{TDH_r}{TDH_t}$ $V_a = V_t \times \beta$ $V_d = V_t - V_a$ | β : relação entre TDH real e TDH teórico; V_a : volume ativo do reator; V_t : volume total do reator; V_d : volume de zonas mortas |
| Índice de Curco-Circuito | $\frac{T_i}{TDH}$ | T_i : tempo no qual o traçador começa a aparecer; TDH: tempo de detenção hidráulico nominal. |

Fonte: METCALF; EDDY, 2015; PEÑA *et al.*, 2006.

5. RESULTADOS ESPERADOS

Os resultados dos testes com traçadores são apresentados graficamente por meio de curvas respostas (Concentração x Tempo). Por meio destes, será possível determinar o tempo de detenção hidráulica, a eficiência hidráulica e volumétrica, o Índice de Dispersão de Morril, o número de dispersão, a massa de traçador recuperado, o volume de vazios e o índice de curto-circuito do sistema analisado.

Espera-se que o comportamento do reator caso ocorra à presença de caminhos preferenciais os picos de concentração do traçador sejam adiantados em relação aos tempos de detenção hidráulica (SILVA, 2019).

A ocorrência de zonas mortas é atribuída ao efeito de cauda, este efeito é observado em reator anaeróbio sequencial no tratamento de esgoto doméstico, representaram 3,8% (CALHEIROS *et al.*, 2009). Brito e Melo (1997), realizaram um ensaio de comportamento hidrodinâmico com um reator UASB, neste estudo foram encontradas variações no gradiente de concentração de substrato ao longo da altura do reator, como também a formação de cauda, o que indica, segundo os próprios autores, estagnação em algumas zonas do reator.

O Índice de Dispersão de Morril (IDM) é a razão entre a passagem de 90% e 10% (T90%/T10%) da massa de traçador. O valor do IDM pode ser igual a 1, para fluxo pistonado ideal, e igual a 22, para mistura completa (METCALF; EDDY, 2015).

Para Thackston *et al.*, (1987 apud SANTOS 2019, p. 36) a eficiência volumétrica (ev) ou ITRM indica se o reator foi totalmente utilizado (valor próximo de 1) ou parcialmente. Valores maiores que 01 indicam ineficiência na utilização do sistema. Valores acima de 01 são encontrados quando se tem um TDH médio acima do TDH teórico, (GUIMARÃES, 2013).

Na eficiência hidráulica (λ), Persson, Somes e Wong (1999) estabeleceram um critério que determina o valor de λ igual a 0,75, para sistemas com boa eficiência, λ entre 0,5 e 0,75, para sistemas com eficiência satisfatória e λ com valor menor que 0,5, para sistemas com baixa eficiência. Valores de eficiência hidráulica próximos a 01 indicam uma distribuição uniforme do fluxo no sistema e tendência ao fluxo pistonado (PERSSON *et al.*, 1999; COTA *et al.*, 2011; METCALF; EDDY, 2015).

Na recuperação dos traçadores, os resultados de recuperação de traçadores variaram bastante, Matos *et al.* (2015) recuperaram 72%, 66% e 49% do traçador (NaCl) em três tipos de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS). Magalhães Filho *et al.* (2018) recuperaram acima de

90% de NaCl, em ensaios realizados em TEvap e SACs. O menor valor de recuperação encontrado por Costa (2016) foi de 90%, utilizando LiCl em sistemas alagados construídos (SACs).

O número de dispersão igual à zero, $d = 0$, indica que não há dispersão, ou seja, é pistonado ideal. Se $d \leq 0,05$, a dispersão é baixa, d entre 0,05 e 0,25 indica uma dispersão moderada e valores acima de 0,25 indicam fluxo com alta dispersão. Para o cálculo do número de dispersão, é necessário definir a condição de contorno do reator. No caso de grande dispersão, a condição de contorno pode ser aberta, fechado e aberto-fechado. Um sistema fechado assume que não há dispersão a montante ou a jusante, já no sistema aberto há dispersão a montante e a jusante. Para as condições de contorno fechado-fechado, o fluido entra e sai do reator apenas uma única vez, não existindo escoamento, difusão ou redemoinhos ascendentes na entrada ou na saída. (FOGLER, 2009; METCALF; EDDY, 2015; SILVA, 2019).

Os reatores que operam com tratamento biológico de efluentes, em sua maioria, não apresentam comportamento hidrodinâmico ideal, mas podem ser considerados, dentro de um limite de erro aceitável, reatores de mistura completa ou de fluxo em pistão ideais (TOSCANI, 2010).

6. CONCLUSÃO

Com estudo desenvolvido, chegou-se à conclusão de que a metodologia proposta pode ser viável, devido seus aspectos de implantação ser de fácil compreensão, no entanto, sugere-se que para testes em escala real, sejam feitos primeiramente em um sistema de bancada, para melhor definição dos parâmetros, quantidade de massa do traçador a ser utilizada, entre outros.

Dessa forma, ainda que a testagem desta metodologia influenciará diretamente na melhoria dos estudos que utilizam reatores proposto neste trabalho, uma vez que o conhecimento do comportamento hidrodinâmico desses sistemas faz parte do melhor funcionamento e da melhoria na eficiência de tratamento.

REFERÊNCIAS

ALLEN, L.; CHRISTIAN-SMITH, J.; PALANIAPPAN, M. (2010). **Overview of greywater reuse**: The potential of greywater systems to aid sustainable water management .Informally published manuscript, Pacific Institute, Oakland, California. 2010. Disponível em: https://pacinst.org/wp-content/uploads/sites/21/2013/02/greywater_overview3.pdf. Acesso em: 03 Jun. 2021.

ALTVATER, P. K.; SANTOS, D. C.; MANNICH, M. **Sistema biológico alternativo para pós tratamento de esgoto**. Revista DAE, n. 181, p. 23-32, 2009.

ANDRADE N. C. O.; MELO, H. N. S. ; LUCAS FILHO, M. **Filtros Anaeróbios com Fluxo Ascendente e Fluxo Descendente**. In: Carlos A L Chernicharo. (Org.). Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2001, v. 02, p. 185-192.

ANDRADE NETO, Cícero Onofre de. **Filtro Anaeróbio Aplicado ao Tratamento de Esgoto Sanitário**. 2004. 188 f. Tese (Doutorado) - Curso de Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - Pb, 2004.

ANDRADE NETO, Cícero Onofre de. **O uso do filtro anaeróbio para tratamento de esgoto sanitário**. Disponível em: <https://www.meiofiltrante.com.br/materias.asp?action=detalhe&id=207>. Acesso em: 01 jun. 2021.

AQUINO, S.F.; BRANDT, E.M.F.; CHERNICHARO, C.A. (2013) **Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto**: revisão da literatura. Engenharia Sanitaria Ambiental, v. 18, n. 3, p. 187-204.

ARAUJO, Roberto de. O Esgoto Sanitário: origem e destino. In: NUVOLARI, Ariovaldo. **Esgoto Sanitário**: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. 2. ed. São Paulo: Blucher, 2011. Cap. 2

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. (1993). NBR 7229: **construção e instalação de fossas sépticas e disposição dos efluentes finais**. Rio de Janeiro: ABNT. 18p.

ÁVILA, Renata O. de. **Avaliação do desempenho de sistemas tanque séptico-filtro anaeróbio com diferentes tipos de meio suporte**. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), 2005.

AUSLAND, G. *et. al*; (2002) **Intermittent filtration of wastewater** - removal of fecal coliforms and fecal streptococci. *Water Research*, v. 36, n. 14, p. 3507-3516.

BORGES, Nayara Batista. **Aproveitamento dos resíduos gerados no tratamento preliminar de estações de tratamento de esgoto**. 2014. 238 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

BRASIL. Funasa. Ministério da Saúde. **Manual de Saneamento**. 3. ed. Brasília: Ministério da Saúde, 2006.

BRITO, B. N. *et al*. (2012). **Nova abordagem de sistema de esgotamento sanitário em comunidade isoladas e tradicionais contemplando a segregação das águas servidas**. *In*: Camera, F; Ribeiro, J. A. M. (Org.). Prêmio Odebrecht para o desenvolvimento sustentável: livro comemorativo 2012: compilação dos melhores projetos. 1ed. Rio de Janeiro: Construtora Noberto Odebrecht, 2012, v., p. 68-87.

CASTRO; SILVA P., 2014. **Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como unidade de tratamento para efluente da suinocultura**. 102 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras-Minas Gerais.

CHERNICHARO, C.A.L. (2001). **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico. PROSAB, Belo Horizonte.

CHERNICHARO, C. A. DE L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2007. Vol. 5, 379p.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. 2. ed. ver. e ampl. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, v. 5, 2007. 377 p.

CHONG, S.; CHONG, J. **Methane: a natural gas**. Microbiology Today, p. 124-127, 2008.

CORNELLI, Renata *et al.* MÉTODOS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS: uma revisão sistemática. **Revista de Estudos Ambientais**, Blumenau - Sc, v. 16, n. 2, p. 20-36, dez. 2014. Disponível em: <https://proxy.furb.br/ojs/index.php/rea/issue/view/328>. Acesso em: 02 jun. 2021.

COSTA, R. D. A. *et al.* (2019). **Comportamento hidrodinâmico de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial de diferentes proporções geométricas e tempos de operação**. Engenharia Sanitaria e Ambiental, 24, 83-91.

COTA, R. S.; VON SPERLING, M.; PENIDO, R. C. S. **Tracer studies and hydraulic behavior of planted and unplanted vertical-flow constructed wetlands**. Water Science and Technology. v.64, n. 5, p. 1056-1063. 2011.

DARBY, J.L. *et al.* Shallow Intermittent Sand Filtration: Performance Evaluation. **The Small Flows Journal**, v. 2, p. 3-15, 1996.

DEMIREL, B.; YENIGUN, O.; ONAY, T.T. (2005) **Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review**. Process Biochemistry, v. 40, n. 8, p. 2583-2595.

DI BERNARDO, L. (Coord.). **Tratamento de Água para Abastecimento por Filtração Direta**. Rio de Janeiro, ABES, 2003.

DOS SANTOS, Robson Arruda; ATHAYDE JUNIOR, Gilson Barbosa. Utilização de filtro intermitente de areia como pós-tratamento de esgoto doméstico – estudo da taxa de aplicação superficial. **Revista Principia - Divulgação Científica e Tecnológica do IFPB**, [S.l.], n. 47, p. 95-103, dez. 2019. ISSN 2447-9187. Disponível em: <<https://periodicos.ifpb.edu.br/index.php/principia/article/view/3144>>. Acesso em: 03 Jun. 2021.

EMBRAPA. **Manual de operação e manutenção da estação de tratamento de efluentes da Embrapa Agroindústria de Alimentos** / Edmar das Mercês Penha... [et al.]. — Rio de Janeiro: Embrapa Agroindústria de Alimentos, 2010. 24 p.; 21 cm. — (Documentos / Embrapa Agroindústria de Alimentos, ISSN 1516-8247; 106).

FIA, F.R.L. *et al.* (2012a) **Treatment of wastewater from coffee bean processing in anaerobic fixed bed reactors with different support materials: performance and kinetic modeling.** *Journal of Environmental Management*, v. 108, p. 14-21.

FLECK, Eduardo. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** 2018. 323 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018.

FOGLER, H. S. **Elementos de engenharia das reações químicas.** Editora LTC, 4ª ed. Rio de Janeiro, RJ, 2009.

FONSECA, A. D. *et al.* **Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, 2006.

GALVÃO JUNIOR, A. C.; PAGANINI, W. S. **Aspectos conceituais da regulação dos serviços de água e esgoto no Brasil.** *Eng. Sanitária Ambiental*, v. 14, n. 1, p. 79-88, jan./mar. 2009.

GONÇALVES, R. F. (2004) - **Plano de integração** – Rede 5. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, Edital 4 (PROSAB 4). 12p

GONÇALVES, R. F. (Coord.). **Conservação de água e energia em sistemas prediais e públicos de abastecimento de água**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, p. 352, 2009.

HARTMANN, C. M. *et al.* In: **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final** / Cleverson Vitorio Andreoli (coordenador). PROSAB 6. Cap 2. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

HEADLEY, T.R.; KADLEC, R.H. (2007) **Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide**. *Ecohydrology and Hydrobiology*, v. 7, n. 3-4, p. 269-282.

HOWE, K.J., HAND, D.W., CRITTEDEN, J.C. *et al.* **Principles of Water Treatment**. Hoboken: John Wiley & Sons, 2012.

ICHINARI, T. *et al.* **Wastewater treatment performance and sludge reduction properties of a household wastewater treatment system combined with an anaerobic sludge digestion unit**. Elsevier: *Process Biochemistry*. v. 43, p. 722-728. 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2017: abastecimento de água e esgotamento sanitário** / IBGE, Coordenação de População e Indicadores Sociais. - Rio de Janeiro: IBGE, 2020.

JAVAREZ JÚNIOR, Antônio *et al.* Avaliação do desempenho de dois sistemas modulares no tratamento anaeróbico de esgotos em comunidades rurais. **Engenharia Agrícola**, [S.L.], v. 27, n. 3, p. 794-803, dez. 2007. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-69162007000400024>.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4^o ed. Rio de Janeiro, SEGRAC, 2005.

JORDÃO, Eduardo P.; PESSÔA, Constantino A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 5. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6^o ed. Rio de Janeiro, SEGRAC, 2011, 969p.

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

JOSUÉ, Tatiana Gulminie. **Avaliação da Eficiência da Estação de Tratamento de Esgoto Gertrudes Composta por Reator Anaeróbio e Filtro Percolador na Cidade de Ponta Grossa**. 2016. 80 f. TCC (Doutorado) - Curso de Engenharia Química, Engenharia Química, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa, 2016.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. **Treatment Wetlands**, 2nd ed. CRC Press: Boca Raton, FL, USA. p. 1046, 2008.

KORSAK, L., 2008. **Anaerobic Treatment of Wastewater in a UASB reactor**. Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.

KOTHARI, R. et al. Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy : An overview. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 39, p. 174–195, 2014.

LETTINGA, Gatzke. **The effects of hydraulic and organic shock loads on the robustness of upflow anaerobic sludge blanket reactors treating sewage**. *Water Science & Technology*, v 54, n. 9, p. 49–55, jun. 2006.

LIBRALATO, Giovanni; GHIRARDINI, Annamaria Volpi; AVEZZÙ, Francesco. **To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management**. *Journal Of Environmental Management*, [s.l.], v. 94, n. 1, p.61-68, fev. 2012. Elsevier BV.

LIER; MAHMOUD; ZEEMAN. Anaerobic Wastewater Treatment. In: HENZE et al. (Ed). **Biological wastewater Treatment: Principles Modeling and Design**. Londres: IWA Publishing, 2008. p. 401-442

LINS, Gustavo Alveiro. **Impactos Ambientais em Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs)**. 2010. 286 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

LOUZADA, A. G. **Avaliação da atividade metanogênica específica de lodos com condicionamento hidrolítico provenientes do sistema UASB + BFs**. 2006. 148 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico, Vitória, 2006.

MAGALHÃES FILHO, F. J. C. *et al.* Hydraulic and hydrological aspects of an evapotranspiration-constructed wetland combined system for household greywater treatment. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, [s.l.], v. 53, n. 6, p.493-500, 24 jan. 2018.

MARCONDES, Josiane Gasparini. **Tratamento de Efluentes**. 2012. 49 f. TCC (Graduação) - Curso de Química, Instituto Municipal de Ensino Superior de Assis – Imesa, Assis, 2012.

MATOS, M. P. *et al.* Uso de traçador salino para avaliação da colmatação e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 6, p. 1137-1148, 2015.

MENDONÇA, E. F. **Tratamento anaeróbio de efluentes oriundos da bovinocultura de leite em biodigestor tubular**. 2009. 62 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Cascavel, 2009.

METCALF, L.; EDDY, H. P.; **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**; McGraw-Hill, New York, 5nd edition, 2015.

MORRIS, R. L. **Relating Methanogen Community Structure to Function in Anaerobic Wastewater Digesters**. Ph.D. dissertation, Marquette University. 2011.

NBR 13969:97 - **Tanques sépticos** - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. 1997.

NHAPI, I. **A Framework for the decentralized management of wastewater in Zimbabwe**. Elsevier: Physics and Chemistry of the Earth, v.29. p. 1265 – 1273, 2004.

NUVOLARI A. **Esgoto Sanitário** - Coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola. 2. Ed. rev., atual. e ampl. São Paulo: Blucher; 2011. 565 p.

OLIVEIRA, E. L. **Proteção do meio ambiente** – tratamento de águas residuárias. 2008. Departamento de Engenharia Civil, Faculdade de engenharia de Bauru – UNESP.

OLIVEIRA JÚNIOR, JL. **Tratamento descentralizado de águas residuárias domésticas: uma estratégia de inclusão social**. In: LIRA, WS., and CÂNDIDO, GA., orgs. Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa [online]. Campina Grande: EDUEPB, 2013, pp. 213-232. ISBN 9788578792824.

PERSSON, J.; SOMES, N. L. G.; WONG, T. H. F. Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. **Water Science and Technology**, Oxford, v.40, n.3, p.291–300, 1999.

PIVELI, R. P. **Tratamento de esgotos sanitários**. Curso de curta duração ministrado/Extensão, 2006.

PROJETO MUNICÍPIO VERDE. **Conceitos Fundamentais e Principais Soluções no Tratamento de Esgoto**. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/municipioverdeazul/DiretivaEsgotoTratado/ApostilaTratamentoEsgotos.pdf> . Acesso: 01 jun. 2021.

RODRIGUES, Mateus Fonseca. **Avaliação da Eficiência de Coagulantes e Floculantes na Remoção de Fósforo em Efluentes de Frigorífico de Suínos**. 2016. Tese (Trabalho de Conclusão de Curso) - Universidade Federal de Pelotas: Centro de Engenharias, Pelotas, 2016.

ROLLAND, L. *et al.* **Influence of the physical and mechanical characteristics of sands on the hydraulic and biological behaviors of sand filters**. *Desalination*, v. 248, pp.998–1007. 2009.

SAMUEL, Paulo Robinson da Silva. **Alternativas Sustentáveis de Tratamento de Esgotos Sanitários Urbanos, através de Sistema Descentralizados, para Municípios de Pequeno Porte**. 2011. 171 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

SANTOS, D.A. dos; ARROSTI, L.T.B.; TERAN, F.J.C. (2010) **Emprego de pneu triturado como meio suporte de um reator anaeróbio de leito expandido tratando efluente de indústria de refrigerantes**. *Engenharia Ambiental*, v. 7, n. 3, p. 250-262.

SERAFIM, Milena P.; DIAS, Rafael de B.. **Tecnologia social e tratamento de esgoto na área rural**. In: COSTA, Adriano Borges (Org.). *Tecnologia social e políticas públicas*. São Paulo: Instituto Polis, 2013. Cap. 8. p. 184-206.

SILVA, André Phelipe Rodrigues. **Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de um tanque de evapotranspiração-TEvap**. 2019.

SOARES, Caroline Monique Tietz *et al.* Fatores que influenciam o processo de digestão anaeróbia na produção de biogás. **Nativa**: Sinop, Paraná, v. 5, n. 1, p. 522-528, dez. 2017. *Nativa*. <http://dx.doi.org/10.5935/2318-7670.v05nespa10>.

SOARES, H. M. **Digestão anaeróbia de efluentes de fábricas de cervejas e refrigerantes em reator tipo fluxo ascendente com manta de lodo (UASB)**. 1990. 253 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1990.

STETS, M. I. *et al.* (2014) **Microbial community and performance of slaughterhouse wastewater treatment filters.** Genetics and Molecular Research, v. 13, p. 4444-4455. <https://doi.org/10.4238/2014.June.16.3>.

SUBTIL, Eduardo Lucas *et al.* Sistemas descentralizados de tratamento de esgoto e reúso de água: sistemas centralizados x descentralizados. In: MANTOVANI, Waldir *et al.* **Ciência e Tecnologia Ambiental: conceitos e perspectivas.** Santo André - Sp: Ufabc, 2016. p. 201-220.

TONETTI, Adriano Luiz. **Pós-tratamento de Efluente Anaeróbio por Filtros de Areia.** 2004. 140 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004. Disponível em: http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/258247/1/Tonetti_AdrianoLuiz_M.pdf. Acesso em: 21 jan. 2021.

TONETTI, A.L. **Método para tratamento de esgotos e produção de água de reúso:** filtro anaeróbio combinado com filtro de areia e reator de desnitrificação. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - Universidade Estadual de Campinas. Campinas- SP, 192p. 2008.

TONETTI, Adriano Luiz *et al.* Tratamento de esgoto e produção de água de reúso com o emprego de filtros de areia. Revista **Eng Sanit Ambient.**: ABES, Campinas - Sp, v. 17, n. 3, p. 287-294, jun. 2012.

TOSCANI, D. C. **Avaliação e aplicação de simulações matemáticas para definição de regime hidráulico e constantes cinéticas de remoção de matéria orgânica em reatores de tratamento de esgoto sanitário.** 2010. 206 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

TOSETTO, Mariana de Salles. **Tratamento terciário de esgoto sanitário para fins de reúso urbano.** 2005. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de

Campinas, Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, 2005.

TREIN, Camila Maria *et al.* Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlandsconstruídos. **Ambiente Construído**, [S.L.], v. 15, n. 4, p. 351-367, dez. 2015. FapUNIFESP (SciELO).

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Decentralized systems technology fact sheet – Recirculating sand filter**. Office of Wastewater Management and Office of Water, Washington, DC, 7p, 1999.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Wastewater treatment systems for single houses (p.e.<10)**. Consultation Draft. Environmental Protection Agency. Ireland. 126p. 2007.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Wastewater treatment systems for single houses (p.e.<10)**. Environmental Protection Agency, Ireland. 104p. 2009.

USEPA. **United States environmental protection agency. Handbook for Managing Onsite and Clustered (Decentralized) wastewater treatment systems**. An introduction to management tools and information for implementing EPA's Management guidelines. 2005. USEPA: EPA No. 832-B-05-001.

VON SPERLING, M. (2009) **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2a ed. Belo Horizonte: UFMG.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 4. ed. Minas Gerais: Editora Ufm, 2014. 452 p.

Weber, M. I. (2008). **Avaliação da Eficiência de um Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado para o Tratamento de Resíduos Líquidos da Indústria de | Tatiane Chitolina Mansano 109 Refrigerantes**. XXX Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Punta Del Este.

WEISS, P. *et al.* **Environmental systems analysis of four on-site wastewater treatment options.** Elsevier: Resources, Conservation and Recycling. v. 52. p. 1153- 1161. 2008.

YOUNG, James. C. **Factors affecting the desing and performance of upflow anaerobic filters.** Water Science and Technology. v. 24, p. 133-155, 1991.

Yuan, H., & Zhu, N. (2016). **Progress in inhibition mechanisms and process control of intermediates and by-products in sewage sludge anaerobic digestion.** Renewable and Sustainable Energy.

ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. **The Role of Anaerobic Digestion of Domestic Sewage in Closing The Water and Nutrient Cycle at Community Level.** Water Science Technologic, v. 39, n. 5, p. 187- 194, 1999.