

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO

FLAVIO ANTONIO DUTRA SAYÃO

PROJETO CONCEITUAL DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO ECOLÓGICA
INTEGRADA À PRODUÇÃO DE BIOFERTILIZANTE, BIOGÁS E ÁGUA PARA REUSO

Macaé, 07 de agosto de 2020

FLAVIO ANTONIO DUTRA SAYÃO

PROJETO CONCEITUAL DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO ECOLÓGICA
INTEGRADA À PRODUÇÃO DE BIOFERTILIZANTE, BIOGÁS E ÁGUA PARA REUSO

Monografia apresentada ao Laboratório de Meteorologia do Centro de Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a conclusão do Curso de Pós-Graduação *Lato Sensu* em Clima, Água e Energia: uma Abordagem Técnica e Integrada.

Orientador: D.Sc. Rafael Malheiro da Silva do Amaral Ferreira

Coorientador: D.Sc. Francisco Martins Teixeira

Macaé, 07 de agosto de 2020

FICHA CATALOGRÁFICA PREPARADA PELA BIBLIOTECA DO CAMPUS DE MACAÉ

551.5
S274p
2020

Sayão, Flavio Antonio Dutra

Projeto conceitual de uma estação de tratamento ecológica integrada à produção de biofertilizante, biogás e água para reuso / Flavio Antonio Dutra Sayão. --- Macaé: Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Laboratório de Meteorologia, 2020.

60 f. : il.

Monografia (Pós-Graduação *Lato Sensu* em Clima, Água e Energia: uma Abordagem Técnica e Integrada)

Orientador: Rafael Malheiro da Silva do Amaral Ferreira.

Coorientador: Francisco Martins Teixeira.

Bibliografia: f. 53-58

FLAVIO ANTONIO DUTRA SAYÃO

PROJETO CONCEITUAL DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO ECOLÓGICO
INTEGRADA À PRODUÇÃO DE BIOFERTILIZANTE, BIOGÁS E ÁGUA PARA REUSO

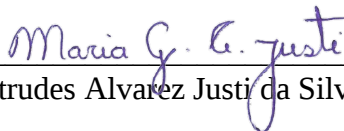
Monografia apresentada ao Laboratório de Meteorologia do Centro de Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a conclusão do Curso de Pós-Graduação *Lato Sensu* em Clima, Água e Energia: uma Abordagem Técnica e Integrada.

Aprovado em 07 de agosto de 2020

BANCA EXAMINADORA



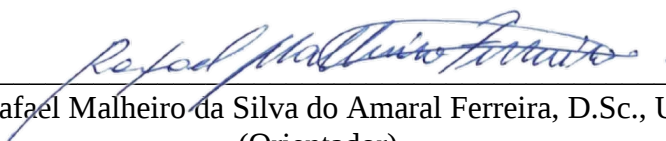
Prof. Beatriz Rohden Becker, M.Sc., UFRJ



Prof. Maria Gertrudes Alvarez Justi da Silva, D.Sc., UENF



Prof. Francisco Martins Teixeira, D.Sc., UFRJ
(Coorientador)



Prof. Rafael Malheiro da Silva do Amaral Ferreira, D.Sc., UFRJ
(Orientador)

Digite o texto aqui

À minha esposa e aos
meus filhos, com
carinho dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiro a Deus por ter me mantido no caminho certo durante este projeto de pesquisa com saúde e forças para chegar até o final.

Agradeço à minha mãe Isméria pelo incentivo aos estudos e apoio incondicional.

Agradeço à minha esposa Elaine e aos meus filhos, Flavia e Igor, pelo apoio, incentivo e por estarem ao meu lado em todos os momentos.

À Coordenadora do Curso Prof^a. Maria Gertrudes Alvarez Justi da Silva pela oportunidade e dedicação.

Ao Orientador Prof^o. Rafael Malheiro Ferreira e Coorientador Prof^o. Francisco Martins Teixeira, por terem aceitado o desafio, pelo apoio, dedicação e paciência.

Agradeço a todos os professores pela qualidade do ensino oferecido, dedicação e paciência.

À Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro e a Universidade Federal do Rio de Janeiro, pelo ensino gratuito e de qualidade.

RESUMO

O acesso aos serviços de saneamento básico é essencial para a proteção ao meio ambiente e à saúde do ser humano. No entanto, a universalização desse acesso ainda está longe de ser uma realidade no Brasil e em muitos países. Alguns entraves geográficos, econômicos, sociais e mesmo a má gestão pública dos recursos, excluem inúmeras pessoas do acesso ao tratamento centralizado de esgoto. A fim de sanar esse vácuo, o tratamento descentralizado precisa ser implementado como uma excelente solução. No meio rural, o tratamento descentralizado tem se mostrado a melhor alternativa não só para solucionar a problemática do acesso aos serviços de tratamento de esgoto, mas também de forma que, a partir do processo de tratamento, os subprodutos gerados possam ser aproveitados neste meio. Tal iniciativa propõe o fechamento do ciclo e a valorização dos subprodutos, além de um relacionamento homem-natureza mais sustentável. Em vista disso, o presente trabalho visa propor um sistema de tratamento descentralizado de esgoto que atenda a um aglomerado de domicílios em meio rural. Este sistema é composto de tanque séptico, filtro anaeróbio e *wetland* para tratar a contribuição de esgoto de até 30 pessoas. Ademais, o trabalho também tem como objetivo sinalizar para a oportunidade de aproveitamento da biomassa produzida na *wetland*. Esta, através de um biodigestor pode gerar biogás e biofertilizante que podem ser utilizados na geração de energia elétrica e na agricultura, respectivamente; promovendo economia e diminuindo o impacto do homem na natureza. Foram apresentadas referências metodológicas para cada assunto proposto e desenvolvidos os cálculos para o dimensionamento desse sistema. Além disso, foram apresentadas estimativas de produção e formas de aproveitamento dos subprodutos.

Palavras-chave: Tratamento descentralizado. *Wetland*. Reuso de água e esgoto.

ABSTRACT

The access to basic sanitation services is essential for the protection of the environment and human health. However, the universalization of this access is still far from being a reality in Brazil and in many countries. Some geographical, economic, social barriers and even poor public management of resources exclude countless people from access to centralized sewage treatment. In order to remedy this vacuum, decentralized treatment needs to be implemented as a complementary option. In rural areas, decentralized treatment has proved to be an excellent alternative not only to solve the problem of access to sewage treatment services, but also, as from the treatment process, the generated by-products can be used in this environment. This initiative proposes closing the cycle and valuing by-products, in addition to a more sustainable human-nature relationship. In view of this, the present work aims to propose a decentralized sewage treatment system that meets a cluster of households in rural areas. This system is composed of a septic tank, anaerobic filter and wetland to treat the contribution of sewage of up to 30 people. In addition, the work also aims to signal the opportunity to use the biomass produced in the wetland. This, through a biodigester can generate biogas and biofertilizer that can be used in electricity generation and agriculture, respectively; promoting economy and reducing the impact of man on nature. Methodological references were presented for each proposed subject and the calculations for the design of this system were developed. In addition, production estimates and ways of using the by-products were presented.

Keywords: Decentralized treatment. *Wetland*. Water and wastewater reuse.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Funcionamento geral de um tanque séptico.....	17
Figura 2. Esquema de um filtro anaeróbio.....	18
Figura 3. Representação de uma <i>wetland</i> construída de fluxo superficial.....	21
Figura 4. Representação gráfica de uma <i>wetland</i> construída de fluxo subsuperficial.....	21
Figura 5. Representação de uma <i>wetland</i> híbrida.....	22
Figura 6. Aguapé (<i>Eichhornia crassipes</i>)	25
Figura 7. Sistema radicular do aguapé (<i>Eichhornia crassipes</i>)	25

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização da situação em relação ao déficit em saneamento rural no Brasil.....	12
Tabela 2. Contribuição diária de esgoto (C) e de lodo fresco (L_f) por tipo de prédio e de ocupante.....	29
Tabela 3. Período de detenção dos despejos, por faixa de contribuição diária (T).....	30
Tabela 4. Taxa de acumulação total de lodo (K), em dias, por intervalo entre limpezas e temperatura do mês mais frio.....	31
Tabela 5. Profundidade útil mínima e máxima por faixa de volume útil.....	31
Tabela 6. Tempo de detenção hidráulica de esgotos (T_h) por faixa de vazão e temperatura do esgoto (em dias).....	32
Tabela 7. Faixas esperadas de desempenho de tratamento relacionado ao <i>wetland</i> construído de escoamento horizontal subsuperficial.....	34
Tabela 8. Critérios de projeto empregados no <i>wetland</i> construído de escoamento horizontal subsuperficial.....	36
Tabela 9. Características de dimensionamento relacionadas ao <i>wetland</i> construído de escoamento subsuperficial.....	37
Tabela 10. Capacidade de geração de 1 m ³ de biogás.....	39
Tabela 11. Equivalência energética para biogás.....	39
Tabela 12. Produção de biomassa.....	49

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Papel das macrófitas aquáticas em processos de <i>Wetlands</i>	24
--	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

NBR – Norma Brasileira

PNAD – Pesquisa Nacional de Amostra de Domicílios

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	12
2. REVISÃO DA LITERATURA.....	14
2.1 TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTO.....	14
2.2 FOSSAS SÉPTICAS.....	15
2.3 FILTRO ANAERÓBIO.....	17
2.4 ECOTECNOLOGIAS.....	19
2.5 WETLANDS.....	20
2.5.1 MACRÓFITAS.....	23
2.5.2 MACRÓFITAS AGUAPÉ (<i>Eichhornia crassipes</i>)	24
2.6 BIODIGESTORES, BIOGÁS E BIOFERTILIZANTES.....	26
3. METODOLOGIA.....	28
3.1 PARÂMETROS DE PROJETO DO TANQUE SÉPTICO.....	28
3.2 PARÂMETROS DE PROJETO DO FILTRO ANAERÓBIO.....	31
3.3 PARÂMETROS DE PROJETO DO SISTEMA WETLAND.....	33
3.4 APROVEITAMENTO DOS SUBPRODUTOS.....	38
3.4.1 BIOMASSA.....	38
3.4.2 BIOGÁS.....	38
3.4.3 BIOFERTILIZANTE.....	40
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	41
4.1 CÁLCULO E DIMENSIONAMENTO DO TANQUE SÉPTICO.....	41
4.2 CÁLCULO E DIMENSIONAMENTO DO FILTRO ANAERÓBIO.....	43
4.3 CÁLCULO E DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA WETLAND.....	45
4.4 APROVEITAMENTO DOS SUBPRODUTOS.....	48
4.4.1 BIOMASSA.....	48
4.4.2 BIOGÁS.....	49

4.4.3 BIOFERTILIZANTE.....	50
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	51
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	53
ANEXOS.....	59

1. INTRODUÇÃO

O tratamento de esgotos evoluiu com as sociedades humanas. Nos períodos mais remotos da história, os resíduos eram decompostos pelos ciclos naturais; conforme a civilização foi se desenvolvendo, os seres humanos foram desenvolvendo tecnologias para minimizar a poluição gerada. No entanto, o gerenciamento das águas residuárias como um todo ainda representa um desafio aos governos e à população (TONETTI *et al.*, 2018).

O saneamento ambiental é reconhecido como instrumento fundamental para a promoção da saúde, proteção e melhoria da qualidade ambiental e para o desenvolvimento social e econômico (RAMOS; CORDEIRO, 2003). Contudo, para tal finalidade, é necessário superar entraves tecnológicos, políticos e gerenciais que têm limitado a abrangência de tais serviços, principalmente, no meio rural (FUNASA, 2007).

Segundo o último censo demográfico (Tabela 1), apenas 17,1% dos domicílios de áreas rurais recebem atendimento adequado de esgotamento sanitário, enquanto 54,2% recebem atendimento, porém, precário e 28,6% não recebem atendimento (IBGE, 2010).

Tabela 1. Caracterização da situação em relação ao déficit em saneamento rural no Brasil

Serviço de Saneamento	Situação do Serviço					
	Adequado		Déficit			
			Atendimento Precário		Sem atendimento	
	Nº de domicílios	Percentual	Nº de domicílios	Percentual	Nº de domicílios	Percentual
Esgotamento Sanitário	1.387.456	17,1 %	4.390.060	54,2 %	2.314.786	28,6 %

Fonte: Adaptado do Departamento de Engenharia de Saúde Pública da Funasa (dados do Censo Demográfico – IBGE, 2010)

Uma das justificativas atribuídas a tal carência de serviços nas áreas rurais deve-se aos altos custos de implantação e, principalmente, de operação e manutenção dos sistemas

convencionais de tratamento de esgoto. A baixa densidade demográfica e outros entraves geográficos e econômicos inviabilizam a aplicação de um sistema centralizado de serviço. Dessa forma, em busca da universalização do acesso aos serviços de saneamento no Brasil, faz-se necessário o desenvolvimento de alternativas descentralizadas de esgotamento sanitário, as quais são caracterizadas pelo tratamento próximo à fonte geradora, diversidade em tecnologias de tratamento, reutilização do efluente tratado, segregação de efluentes na fonte e operação e manutenção mais próxima aos geradores (FUNASA, 2018).

Esrey *et al.* (1998) propuseram o conceito de Saneamento Ecológico em que o enfoque está na valorização das excretas humanas e do fechamento dos ciclos naturais. Fundamentado nesse conceito e a fim de propor uma solução descentralizada de tratamento de esgoto para comunidades rurais, o presente trabalho propõe um sistema composto de tanque séptico, filtro anaeróbio e *wetland* em que, visando fechar o ciclo, tanto o produto desse sistema (efluente tratado) como os subprodutos sejam aproveitados e valorizados na agricultura.

O esgoto sanitário passará pelo tanque séptico, correspondendo ao tratamento primário, seguido do filtro anaeróbio como tratamento secundário e o sistema de *wetland* como tratamento complementar. Será proposto que a biomassa gerada pela *wetland* seja aproveitada em um biodigestor para a geração de biogás e biofertilizante.

Os objetivos específicos do trabalho são:

- a) Analisar outros trabalhos na mesma temática através do levantamento bibliográfico para selecionar os aspectos aplicáveis no modelo proposto;
- b) Identificar e calcular os parâmetros de projeto;
- c) Dimensionar o sistema de tratamento proposto.
- d) Propor o aproveitamento da biomassa.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1. TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTO

A lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, prevê entre outras coisas, diretrizes nacionais e princípios fundamentais para a universalização do acesso aos serviços de saneamento básico. A mesma define o saneamento como o “conjunto de serviços públicos, infraestrutura e instalações operacionais de: abastecimento de água potável (...), esgotamento sanitário (...), limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos (...), drenagem e manejo de águas pluviais urbanas.” (BRASIL, 2007, Art. 3º, inciso I).

No entanto, segundo os dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) de 2018, apenas 53,2% da população brasileira foi atendida por serviços de coleta de esgoto. Além disso, analisando esses dados por macrorregiões, o atendimento aumenta nas regiões de maior densidade demográfica, como a região Sudeste com 79,2% de coleta de esgoto; e diminui nas regiões de menores densidades demográficas, como a região Norte com apenas 10,5%.

Múltiplos fatores atrelados ao crescimento e dispersão demográfica limitam a universalização do acesso aos serviços de saneamento; eles vão desde o nível de desenvolvimento tecnológico da região até o modo de gestão pública e distribuição dos recursos. Outro aspecto que não é levado em consideração no planejamento ambiental e sanitário é a diversidade de cada região (em seu espectro mais amplo, desde geograficamente até culturalmente), dessa forma, as características únicas e recorrentes dos centros urbanos são consideradas no planejamento como um todo, sem contar os pequenos aglomerados populacionais (BUENO, 2017).

Segundo Tonetti *et al.* (2018), o acesso ao saneamento básico é fundamental não somente para evitar doenças, mas também para proteger o meio ambiente, promover a saúde e, conseqüentemente, aumentar a qualidade de vida da população. Em vista disso, o tratamento descentralizado de esgoto pode ser visto como uma alternativa a esse vácuo no atendimento às comunidades mais isoladas, rurais ou de baixa densidade demográfica; além de poder ser uma proposta mais sustentável (OLIVEIRA JÚNIOR, 2013).

Os sistemas descentralizados muitas vezes não têm uma boa aceitação, sendo associados à precariedade e consideradas inferiores aos sistemas centralizados e às tecnologias adotadas por estes. No entanto, em determinados contextos, os próprios entraves sociais e técnicos impedem que as alternativas convencionais sejam adotadas. Portanto, os sistemas descentralizados devem ser considerados uma estratégia complementar e não oposta à da centralização, tendo em vista que facilita o alcance da universalização dos serviços de esgotamento sanitário (LIBRALATO; GHIRARDINI; AVEZZU, 2011).

Crites e Tchabonaglou (1998) indicam que essa alternativa seja adotada em locais de baixa densidade populacional, comunidades afastadas dos sistemas de esgotamento e de baixa renda; locais com limitada capacidade de tratamento de esgoto e sem viabilidade econômica para expansão; e locais isolados e que necessitam de uma eficiência de tratamento de esgoto maior devido às condições ambientais.

Além de ser um facilitador ao acesso universal dos serviços de esgoto, os tratamentos descentralizados, em sua maioria, são considerados alternativas sustentáveis de tratamento, visto que, no geral, atendem aos princípios da sustentabilidade – economicamente viáveis, ambientalmente corretos e socialmente acessíveis (TONETTI *et al.*, 2018).

A combinação de tanque séptico e um tratamento complementar é o sistema típico de um tratamento descentralizado (VIANNA; MESQUITA; ROSA, 2019). A NBR 13969 (ABNT, 1997) dispõe orientações para algumas opções de tratamento complementar ao tanque séptico: filtro anaeróbio submerso, filtro de areia, valas de filtração, lagoa com plantas aquáticas e filtro anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente. No Brasil, a alternativa descentralizada mais adotada é o tanque séptico seguindo por filtros anaeróbios devido ao seu baixo custo e baixa demanda energética e de área (OLIVEIRA JÚNIOR, 2013).

2.2. TANQUES SÉPTICOS

O tanque séptico é um dispositivo de tratamento de esgoto reservado a receber as contribuições de uma ou mais residências e com um potencial de tratamento compatível a sua simplicidade e custo (JORDÃO; PESSÔA, 2014). É comum atribuírem o mesmo conceito aos tanques e fossas sépticas, no entanto, as diferenças entre esses dois dispositivos são consideráveis. Enquanto a fossa é simplesmente um buraco escavado no solo, o tanque séptico

é uma unidade impermeável, impedindo a infiltração de esgoto no solo, e é projetado com um septo de forma a separar o lodo e materiais flutuantes (BORGES, 2009).

A NBR 7229 (ABNT, 1993) que é a norma brasileira para projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos preconiza que este receba apenas o esgoto doméstico, visto que águas pluviais e outros tipos de despejo podem interferir no processo de tratamento.

Os tanques sépticos são os sistemas alternativos de tratamento primário mais comuns no Brasil, sendo usados em cerca de 31,44% dos domicílios, segundo a Pesquisa Nacional de Amostra de Domicílios (PNAD) de 2015 (IBGE, 2015). A NBR 7229 (ABNT, 1993) indica a adoção desse sistema em áreas não atendidas por rede coletora de esgoto, como uma alternativa de tratamento nos lugares atendidos por rede coletora local e, também, como método de retenção prévia dos sólidos sedimentáveis, nos locais em que a rede coletora possui diâmetro e/ou declividade reduzidos.

De modo geral, o tanque séptico pode ser definido como uma câmara construída de forma a receber a contribuição de esgoto sanitário e armazená-lo por um período previamente estabelecido para que ocorra a sedimentação dos sólidos e a retenção dos óleos e graxas, transformando-o bioquimicamente, então, em substâncias e compostos mais estáveis (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Ainda segundo os autores supracitados, o funcionamento do sistema acontece em 4 etapas: a retenção do esgoto, a decantação, a digestão anaeróbia do lodo e a redução do volume do lodo. O esgoto que entra no sistema fica retido por um período previamente estabelecido segundo as diretrizes da NBR 7229, que pode variar de 12 a 24 horas; simultaneamente, 60 a 70% dos sólidos em suspensão contidos no esgoto passam por um processo de sedimentação e formam uma substância semilíquida conhecida como lodo. Parte dos sólidos que não sedimentaram são formados por óleos, graxas, gorduras e outros materiais misturados com gases e emergem, compondo o material sobrenadante (escuma). Tanto o lodo como a escuma são degradados por bactérias anaeróbias, promovendo a destruição do material volátil e dos organismos patogênicos, de forma total ou parcial. Os produtos desse fenômeno são gases, líquidos e uma redução significativa no volume dos sólidos retidos e digeridos que são estabilizados nesse processo. Esse processo é ilustrado na Figura 1.

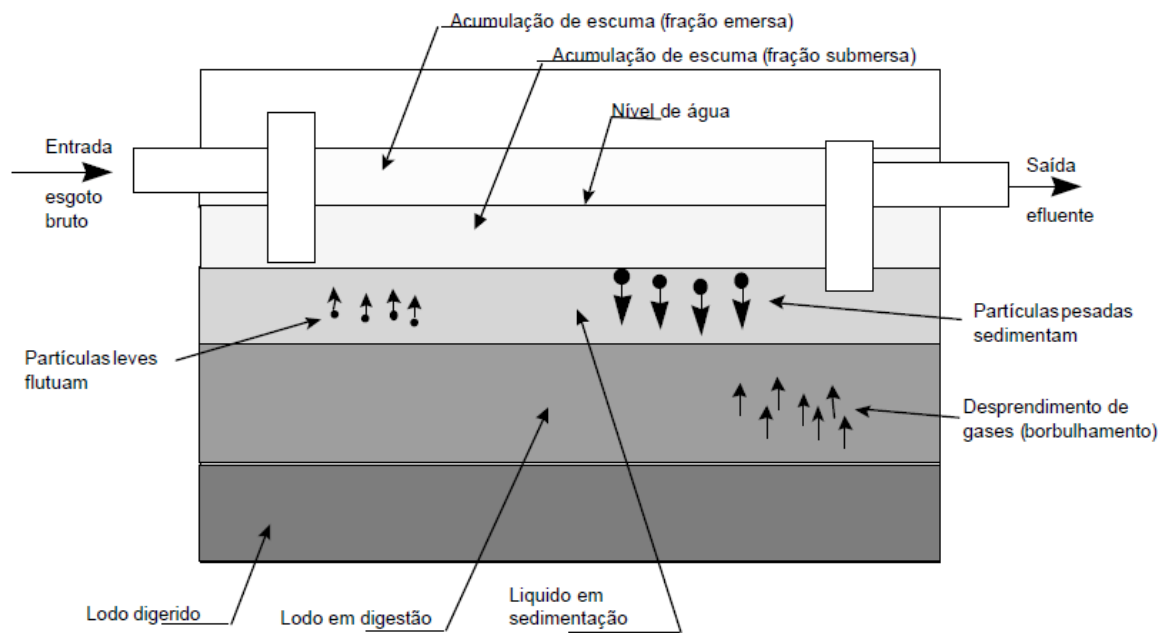


Figura 1. Funcionamento geral de um tanque séptico

Fonte: NBR 7229 (ABNT, 1993)

Os tipos de tanques sépticos variam quanto à forma e quanto ao número e a disposição das câmaras, podendo ser cilíndricos ou prismáticos e de câmara única, em série ou sobreposta. As melhores eficiências de tratamento registradas na NBR 7229 são obtidas nos tanques de câmaras em série, de 35% a 55% na remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), enquanto os demais variam entre 30 a 50% (ABNT, 1993). Esse grau de remoção mostra que, apesar do tratamento, o efluente final possui uma baixa qualidade, por isso, a NBR 13969 oferece instruções para o projeto, construção e operação de alternativas de tratamentos complementares ao tanque séptico. Entre as alternativas oferecidas tem-se o filtro anaeróbio de leito fixo com fluxo ascendente ou filtro anaeróbio (ABNT, 1997).

2.3. FILTRO ANAERÓBIO

O filtro anaeróbio é uma unidade de tratamento caracterizada pela presença de um material inerte que serve de suporte para que os microrganismos possam ficar aderidos e se desenvolver, formando um biofilme (CHERNICARO, 2007). O esgoto entra no sistema pela parte de baixo do filtro e percorre internamente os interstícios do meio suporte até a saída na parte superior. Esse contato com o biofilme permite a depuração do esgoto e,

consequentemente, a conversão dos compostos orgânicos solúveis em CH_4 (metano) e CO_2 (dióxido de carbono) (TONETTI *et al.*, 2018; VON SPERLING, 2014). A Figura 2 ilustra esse processo.

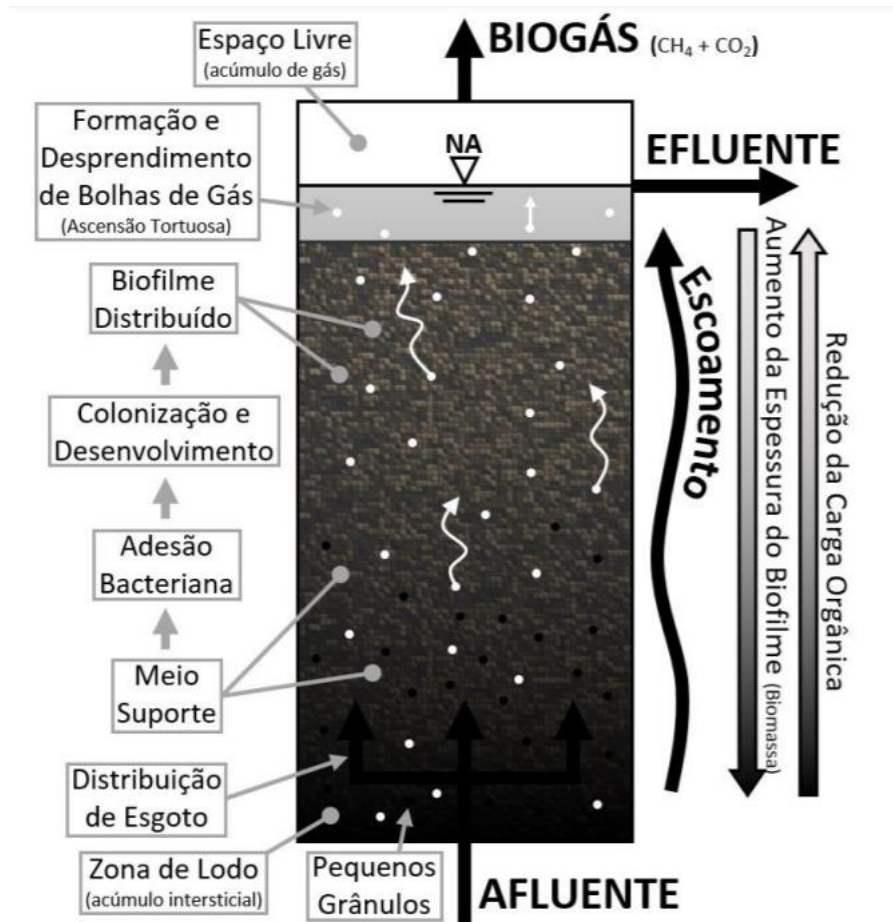


Figura 2 – Esquema de um filtro anaeróbio

Fonte: Bueno (2017)

Jordão e Pessoa (2014) destacam dois fenômenos como os principais que ocorrem neste tratamento: (1) os sólidos de pequenas dimensões são retidos tanto por sedimentação forçada como pelo contato direto com o meio suporte coberto de biofilme; e (2) a ação metabólica dos microrganismos que formam o biofilme sobre a matéria orgânica dissolvida.

Tonetti *et al.* (2018) ressaltam que o principal parâmetro de dimensionamento é a estimativa do volume a ser tratado, visto que, a fim de garantir a eficiência no tratamento, é importante que o efluente demore em torno de 9 horas para percorrer o reator. Chernicharo

(2007) destaca não só o tempo de residência, mas também as concentrações dos microrganismos no meio como sendo os aspectos mais importantes.

Campos (2000) afirma que os filtros anaeróbios podem ser aplicados como unidade principal no tratamento de efluentes, no entanto, ressalta que o mais apropriado é o seu uso no pós tratamento, visto que a carga do esgoto já vai estar mais reduzida, evitando assim a obstrução dos interstícios do meio suporte do filtro anaeróbio e a diminuição da eficiência do tratamento ou mesmo o colapsar da unidade.

Por conseguinte, Chernicharo (2007) considera que a principal desvantagem dos filtros anaeróbios de fluxo ascendente é o acúmulo de biomassa na parte inferior do meio suporte, uma vez que pode provocar o entupimento ou reduzir a eficiência de tratamento.

A NBR 13969 retrata as faixas de eficiência de tratamento na associação do tanque séptico com o filtro anaeróbio, em que, a remoção de DBO varia entre 40 a 75%, de Demanda Química de Oxigênio (DQO) entre 40 e 70%, para sólidos suspensos, de 60 a 90% e 70% ou mais para sólidos sedimentáveis (ABNT, 1997).

2.4. ECOTECNOLOGIAS

Ecotecnologia foi definida por Benasi *et al.* (2018) como a ciência que, por meio do conhecimento da sociedade e dos ecossistemas, aplica de forma integral os campos da Tecnologia e da Ecologia. Ainda segundo esses autores, todas as técnicas, processos, produtos, equipamentos e serviços cujo objetivo seja a minimização de danos ao ecossistema e a promoção de um desenvolvimento sustentável, podem ser consideradas ecotecnologias

Monteiro (2009) destaca que tem se tornado cada vez mais necessário o uso de tecnologias consideradas alternativas para o tratamento dos esgotos domésticos, principalmente as que possuem baixo custo, fácil operação e manutenção e que não dependam de energia elétrica. Os sistemas de *wetlands* construídos são considerados um tipo de ecotecnologia que vem sendo adotado no Brasil e no mundo (FREITAS, 2011)

2.5. WETLANDS

O uso de plantas para o tratamento do esgoto é uma tecnologia antiga, há registros onde os povos Astecas (civilização que habitava a região do México entre 1300 a 1521) já faziam uso dessa técnica. Entretanto, é apenas no século XX, em especial na Europa, que as *wetlands* começam a ser usadas no tratamento de efluentes. No Brasil os primeiros registros são do início da década de 80 e não possui uma tradução em português, podendo ser chamado de jardim ecológico, filtros plantados com macrófitas e tratamento de esgoto por zonas de raízes. (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Wetland é uma tecnologia que, de forma eficiente, trata diferentes tipos de águas poluídas. São sistemas engenheirados para otimizar processos encontrados nos ambientes naturais, por isso, são considerados *ecofriendly* e opções sustentáveis para o tratamento de esgotos (IWA TASK GROUP, 2017). Trein *et al.* (2015) afirmaram que esses sistemas são concebidos e construídos para reproduzir os processos naturais, possuindo três componentes principais: macrófitas aquáticas, a comunidade microbiológica e o material filtrante (SANCHEZ, 2017).

Moretti *et al.* (2015, p.1) definem as *wetlands* construídas como “sistemas naturais de tratamento de águas residuárias que utilizam macrófitas aquáticas capazes de remover, pelo biofilme aderido às raízes e meio suporte, matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, entre outros nutrientes”. Dessa forma, o efluente entra no sistema e, a partir de processos físicos, químicos e microbiológicos característicos, os principais poluentes são removidos (BRIX, 1997). Andrade *et al.* (2010) atribuíram o sucesso nos resultados do tratamento de esgoto ao produto de quatro fatores: o solo, as plantas, a fauna e o regime hidráulico.

Entre as vantagens das *wetlands* destacam-se os aspectos econômicos e de qualidade no tratamento. Normalmente têm um baixo custo de implantação, operação e manutenção; possui uma baixa demanda energética e permite a reciclagem de nutrientes (PLATZER *et al.*, 2007). No entanto, semelhantemente ao filtro anaeróbio, o uso das *wetlands* é recomendável como tratamento complementar do esgoto, a fim de prevenir o entupimento dos poros do material filtrante (SANCHEZ, 2017).

Podem ser divididas em dois grupos principais: os sistemas de escoamento superficial (Figura 3) e os sistemas de escoamento subsuperficial (Figura 4). As de escoamento superficial, de acordo com Philippi e Sezerino (2004), baseiam-se em um reservatório

construído no solo que dará suporte para o crescimento de macrófitas, as quais controlam o nível de efluente ou de água e pode ser subdividida em cinco outros grupos em função da predominância da macrófita em questão.

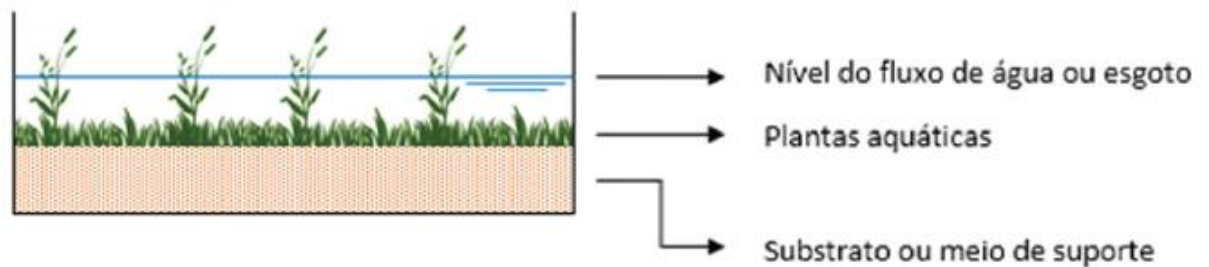


Figura 3. Representação de uma *wetland* construída de fluxo superficial.

Fonte: Sanchez (2017).

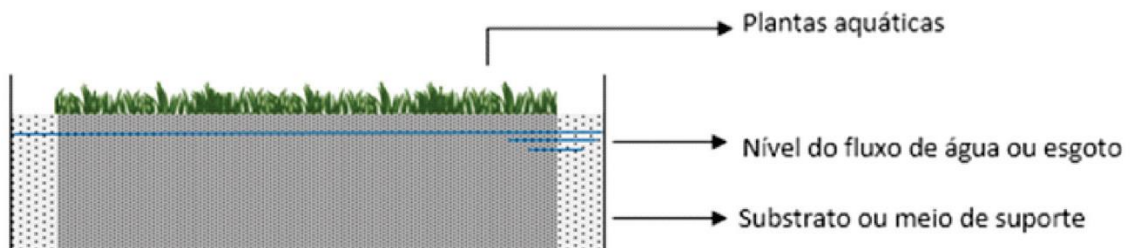


Figura 4. Representação gráfica de uma *wetland* construída de fluxo subsuperficial.

Fonte: Sanchez (2017).

O sistema de escoamento subsuperficial com macrófitas emergentes é uma *wetland* onde o caule, as folhas e a flores se estendem acima da parte líquida; nele, o efluente percorre a superfície do solo cultivado de forma lenta, onde é tratado. Já no sistema de escoamento superficial com macrófitas flutuantes, tem-se um sistema de desenvolvimento de uma ou mais espécies flutuantes, porém a mais conhecida é o aguapé (*Eichhornia crassipes*). Ela é reconhecida pela sua capacidade de sobreviver a águas muito poluídas e com grande variedade de nutrientes, pH, metais pesados e oscilações de temperatura (SALATI, 1997).

No sistema de escoamento superficial com macrófitas submersas as plantas ficam suspensas na massa líquida, podendo algumas não estar enraizadas no substrato. O sistema de escoamento superficial com macrófitas de folha flutuantes e solo enraizado possui as mesmas

características dos métodos já citados, mas se difere na questão de que suas raízes ficam enraizadas no sedimento no fundo. E por fim, o sistema de escoamento superficial com substrato flutuante consiste na utilização do substrato flutuante formado pelos tecidos mortos das próprias macrófitas, criando um ambiente susceptível a fixação e ao crescimento de novas espécies (ABREU, 2013).

As macrófitas aquáticas são espécies ideais para a realização do tratamento, uma vez que, apresentam características importantes para o desenvolvimento da tecnologia. São resistentes a poluição, crescem de forma rápida, possuem vigor, são competitivas e geram muita biomassa (LAMEGO; VIDAL, 2007). Como suas raízes conseguem absorver grandes quantidades de substâncias tóxicas e criam uma rede capaz de reter partículas finas que estejam em suspensão, as macrófitas realizam despoluição de rios e lagos com sucesso (FREITAS, 2011).

Já as que possuem um sistema de escoamento subsuperficial, ou seja, um fluxo subsuperficial, permite a água escorrer de forma horizontal ou vertical sob a superfície do leito plantado. Posto isso, apenas as raízes terão contato com o efluente, precisando, portanto, utilizar-se de macrófitas emergentes, que ficam enraizadas ao material suporte (MACHADO *et al.*, 2017). Há ainda a forma híbrida, onde se utiliza os sistemas vertical e horizontal, potencializando a eficiência do tratamento, como demonstrado na Figura 5.

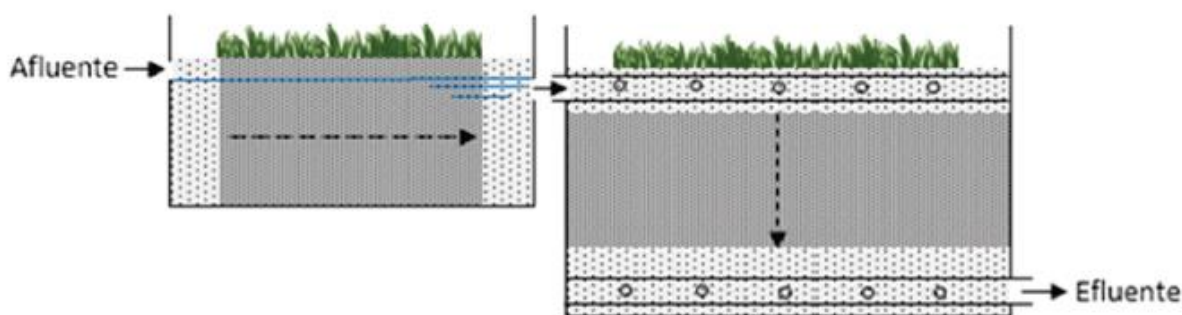


Figura 5. Representação de uma *wetland* híbrida.

Fonte: Benassi *et al.* (2018).

Contudo, para escolher qual tipo de *wetland* será utilizado é preciso avaliar as características e o tipo de efluente que será tratado. As *wetlands* de escoamento superficial, em geral, são mais eficazes no tratamento de esgotos terciários, enquanto as de escoamento subsuperficial atuam melhor nos efluentes secundários (BENASSI *et al.*, 2018).

2.5.1. Macrófitas

As macrófitas são plantas que se desenvolvem em ambientes úmidos, saturados e inundados de água. Sendo assim, as partes fotossinteticamente ativas estão, parcialmente ou não, submersas na água durante algum tempo do ano ou durante o decorrer do ano inteiro, ou podem estar flutuando na superfície. São produtoras primárias e por isso possuem algumas características como resposta metabólica ao meio em que crescem, entre elas está a disponibilidade de luz, o pH, alcalinidade, velocidade da corrente e processos ecológicos (como sucessão, competição e predação) (FREITAS, 2011).

Existem alguns fatores limitantes e reguladores do crescimento das macrófitas aquáticas, como disponibilidade de nutrientes, luz e temperatura. Essas plantas possuem uma função regeneradora nos sistemas aquáticos devido a sua alta capacidade de retirada de nutrientes e matéria orgânica e ainda facilitam o processo de sedimentação de material particulado. Podem ainda atuar como bioindicadores, demonstrando o estágio trófico e sucessional de um ecossistema aquático (OLIJNYK, 2008).

Do ponto de vista físico, a presença das macrófitas é importante pois diminui a velocidade do efluente; dessa forma, cria melhores condições para a sedimentação dos sólidos suspensos e aumenta o tempo de contato entre o esgoto e a área superficial da planta. Além disso, o denso sistema radicular das macrófitas permite uma estabilização nas camadas superficiais do solo impedindo a erosão do mesmo. O crescimento das suas raízes dentro do meio filtrante ajuda na decomposição da matéria orgânica e previne entupimentos (IWA TASK GROUP, 2017).

Outro fator que envolve o tratamento de efluente utilizando *wetlands* com macrófitas é a capacidade simbiótica, ou de hospedagem, de bactérias fixadoras de nitrogênio (Quadro 1). Completando assim a integração das três interações, química, quando as plantas fixam os nutrientes; física, onde a pedra brita e areia realizam a filtragem e a biológica, devido a ação das bactérias presentes nas raízes. Como o sistema sempre estará inundado de efluente sanitário, as macrófitas possuem um papel primordial por causa da sua resistência e capacidade de desenvolvimento nesse tipo de ambiente, além de auxiliarem no processo físico filtrante e possuir aspecto paisagístico (ABREU, 2013).

Quadro 1. Papel das macrófitas aquáticas em processos de *wetlands*.

Parte da macrófita	Ação no tratamento do esgoto
Parte superficial e aérea (tecidos)	▪ Armazenamento de nutrientes; ▪ Melhoramento estético e paisagístico; ▪ Redução no crescimento do fitoplâncton; ▪ Redução na velocidade do vento ocasionando a diminuição da ressuspensão de material sólido.
Tecido em contato com o efluente	▪ Filtração; ▪ Aumento da taxa de sedimentação; ▪ Liberação de oxigênio e aumento da degradação aeróbia; ▪ Retirada de nutrientes; ▪ Área de contato para aderência de microrganismos
Raízes e rizomas em contato com o substrato	▪ Retirada de nutrientes; ▪ Liberação de compostos antimicrobianos eliminando microrganismos patogênicos; ▪ Liberação de oxigênio e aumento de degradação aeróbia.

Fonte: Adaptado de Philippi e Sezerino (2004).

2.5.2. Aguapé (*Eichhornia crassipes*)

O aguapé (*Eichhornia crassipes*) é uma planta aquática originária da América Central, se constituindo em uma planta suspensa, formada por raízes, folhas, rizomas, inflorescências, pecíolos e estalões (Figura 6). Possuem um crescimento acelerado e uma reprodução rápida, podendo produzir 300 unidades em 23 dias, a partir de duas originais. Em condições ótimas, sua taxa de crescimento pode chegar a 5% em média ao dia (POMPÊO, 2008).



Figura 6. Aguapé (*Eichhornia crassipes*)

Fonte: Pereira *et al.* (2004).

O sistema radicular da *E. crassipes* (Figura 7) funciona como um filtro, adsorvendo o material particulado, seja ele mineral ou orgânico, presente na água e gerando um ambiente propício para o crescimento de fungos e bactérias que realizarão a decomposição da carga orgânica no efluente. Com isso, há redução da DBO e DQO, da taxa de coliformes, da turbidez, detergentes, fenóis, e mais de 20 elementos minerais encontrados em águas poluídas, sem contar que são capazes de reduzir a presença de alguns metais pesados (MEES, 2006).



Figura 7. Sistema radicular do aguapé (*Eichhornia crassipes*)

Fonte: Pereira *et al.* (2004).

Quando utilizado de forma correta, o aguapé é um excelente despoluidor, devido ao seu potencial de crescimento rápido e sua eficiência, porém necessita de manutenção e

controle para se tornar um agente despoluidor de sucesso (MEES, 2006). Caso contrário, ele pode se desenvolver de forma desordenada, tornando-se um problema ambiental. Portanto, é preciso realizar uma avaliação e manter um controle sobre a planta. A disposição final dada ao aguapé, geralmente é a transformação em biogás e biofertilizante, através de um biodigestor (FREITAS, 2011).

2.6. BIODIGESTORES, BIOGÁS E BIOFERTILIZANTES

O Biodigestor é um equipamento que pode ser utilizado na produção de biogás e biofertilizantes. Constituído por uma câmara fechada, onde é depositado o material orgânico (seja restos de vegetais ou esterco, por exemplo), através de processos anaeróbicos ocorrerá a produção do biogás, ficando armazenado no equipamento. Nesse processo de decomposição uma parte do material decomposto se transforma em biofertilizantes, uma espécie de adubo que fornece a maioria dos nutrientes essenciais para o desenvolvimento de uma planta (DE MEDEIROS; LOPES, 2006).

Existe certa variedade de biodigestores, cada qual atendendo as necessidades de sua localidade e objetivo. Os biodigestores utilizados em zonas rurais costumam ser de fácil construção e manejo, os tipos mais comuns são os modelos indiano, chinês e de batelada. Cada qual possui suas particularidades e benefícios, entretanto, em termos gerais, todos possuem resultados de qualidade (DEGANUTTI *et al.*, 2002).

Os biofertilizantes são oriundos da decomposição desse material orgânico em biodigestores, podendo ser de origem animal ou vegetal, como resto de vísceras, chifres, cascos, ossos, fezes ou resíduos agrícolas do tipo palha, cascas, grãos ou excedentes produtivos. Devido a sua composição, rica em minerais e matéria orgânica, esse produto do biodigestor é um excelente adubo, podendo influenciar diretamente na produção, além de ser considerado um melhorador e condicionador do meio, devido a sua capacidade de melhorar as propriedades físico-químicas do solo (SILVA *et al.*, 2007).

Como resultado da decomposição que ocorre nos biodigestores há uma liberação de gases, em sua maioria composta de metano, dióxido de carbono e pequenas concentrações de nitrogênio, oxigênio e hidrogênio, esse conjunto de gases é chamado de biogás. Devido a sua

alta concentração de metano o biogás possui um poder de combustão alto, podendo servir de combustível para gerar energia e alimentar motores (FERRAZ; MARIEL, 1980).

3. METODOLOGIA

O presente trabalho foi desenvolvido a partir de uma revisão da literatura e estudo exploratório de trabalhos, publicações, normas técnicas e legislações referentes a tratamentos descentralizados e sustentáveis de esgotamento sanitário. O levantamento bibliográfico foi desenvolvido através de busca de dados em bases e sites de órgãos governamentais e em plataformas e bases acadêmicas.

A base para o dimensionamento do projeto constituiu-se a partir de um cenário hipotético, no qual considerou-se um aglomerado de casas na área rural do município de Macaé ou de Rio das Ostras que, supostamente, poderiam ser reais. Este conjunto é composto por seis domicílios com cinco moradores cada, perfazendo um total de trinta moradores.

3.1. PARÂMETROS DE PROJETO DO TANQUE SÉPTICO

Para a identificação e cálculo dos parâmetros de projeto do tanque séptico, adotou-se principalmente o procedimento normatizado na NBR 7229/1993. Dessa forma, para o cálculo do volume útil total do tanque séptico, utilizou-se a seguinte fórmula:

$$V = 1000 + N(CT + KL_f) \quad (1)$$

Em que:

V = volume útil (l)

N = número de pessoas ou unidades de contribuição

C = contribuição de despejos (l/pessoa*dia ou l/unidade*dia)

T = período de detenção (dia)

K = taxa de acumulação de lodo digerido (dia)

L_f = contribuição de lodo fresco (l/pessoa*dia ou l/unidade*dia)

Para calcular a contribuição de despejos (C), a norma orienta considerar 80% do consumo local de água e o número de pessoas a serem atendidas; no entanto, na falta de dados locais, ela fornece uma tabela com valores padrões de vazão e contribuições que podem ser adotados nos cálculos (Tabela 2). Dessa forma, adotou-se os valores de contribuições de despejos (C) e de lodo fresco (L_f) definidos pela NBR 7229.

Tabela 2. Contribuição diária de esgoto (C) e de lodo fresco (L_f) por tipo de prédio e de ocupante

Prédio	Unidade	Contribuição de esgoto (C)	Contribuição de lodo fresco (L_f)	Contribuição de carga orgânica ($gDBO_{5,20}/d$)
1. Ocupantes permanentes				
- Residência				
Padrão alto	Pessoa	160 l	1 l	50
Padrão médio	Pessoa	130 l	1 l	45
Padrão baixo	Pessoa	100 l	1 l	40
- Hotel (exceto lavanderia e cozinha)	Pessoa	100 l	1 l	30
- Alojamento provisório	Pessoa	80 l	1 l	30
2. Ocupantes temporários				
- Fábrica em geral	Pessoa	70 l	0,30 l	25
- Escritório	Pessoa	50 l	0,20 l	25
- Edifícios públicos ou comerciais	Pessoa	50 l	0,20 l	25
- Escolas (externatos) e locais de longa permanência	Pessoa	50 l	0,20 l	20
- Bares	Pessoa	25 l	0,10 l	6
- Restaurantes e similares	Refeição	6 l	0,10 l	25
- Cinemas, teatros e locais de curta permanência	Lugar	2 l	0,02 l	1
- Sanitários públicos ¹	Bacia Sanitária	480 l	4,0 l	120

¹ Apenas de acesso aberto ao público (estação rodoviária, ferroviária, logradouro público, estádio esportivo, etc).

Fonte: Adaptado da NBR 7229/1993 e NBR 13969/1997.

Do mesmo modo, a norma determina os períodos mínimos de detenção dos despejos (T) em relação à contribuição diária (Tabela 3). No entanto, para identificar este período na

tabela, primeiramente, foi necessário calcular a contribuição diária de esgoto, ou seja, a vazão afluente, que equivale ao número de pessoas ou unidades de contribuição multiplicado pela contribuição de despejos (JORDÃO; PESSÔA, 2014):

$$Q = N \times C \quad (2)$$

Tabela 3. Período de detenção dos despejos por faixa de contribuição diária

Contribuição diária (l)	Tempo de detenção	
	Dias	Horas
Até 1500	1,00	24
De 1501 a 3000	0,92	22
De 3001 a 4500	0,83	20
De 4501 a 6000	0,75	18
De 6001 a 7500	0,67	16
De 7501 a 9000	0,58	14
Mais que 9000	0,50	12

Fonte: Adaptado de NBR 7229/1993.

Em seguida, definiu-se a taxa de acumulação total de lodo (K) a partir da Tabela 4 disponibilizada na NBR 7229. Segundo a norma, esta taxa é definida em função (1) do volume de lodo digerido e em digestão, em litros, produzido por cada usuário; (2) da faixa de temperatura ambiente (°C), a qual é calculada através da média do mês mais frio e (3) do intervalo entre limpezas (anos), considerando períodos de até 5 anos.

A partir do cálculo do volume útil da fossa séptica, a NBR 7229 orienta valores de profundidade mínima e máxima que o projeto deve conter (Tabela 5). Além destes critérios, foram delineados outros aspectos do projeto que a norma regulamenta, tais como a geometria do tanque, as medidas internas mínimas, o número de câmaras, as proporções e intercomunicações entre elas, os dispositivos de entrada e saída e as aberturas de inspeção.

Tomando como base o dimensionamento de fossas sépticas apresentado por Jordão e Pessôa (2014), calculou-se também a área superficial do tanque através da seguinte equação:

$$A = \frac{V}{h} \quad (3)$$

Em que:

A = área superficial (m^2)

V = volume útil do tanque séptico (m^3)

h = profundidade útil (m)

Tabela 4. Taxa de acumulação total de lodo (K), em dias, por intervalo entre limpezas e temperatura do mês mais frio

Intervalo entre limpezas (anos)	Valores de K por faixa de temperatura ambiente (t), em °C		
	$t \leq 10$	$10 \leq t \leq 20$	$t > 20$
1	94	65	57
2	134	105	97
3	174	145	137
4	214	185	177
5	254	225	217

Fonte: Adaptado de NBR 7229/1993.

Tabela 5. Profundidade útil mínima e máxima, por faixa de volume útil

Volume útil (m^3)	Profundidade útil mínima (m)	Profundidade útil máxima (m)
Até 6,0	1,20	2,20
De 6,0 a 10,0	1,50	2,50
Mais que 10,0	1,80	2,80

Fonte: Adaptado de NBR 7229/1993.

3.2. PARÂMETROS DE PROJETO DO FILTRO ANAERÓBIO

Para a identificação e cálculo dos parâmetros de projeto do filtro anaeróbio adotou-se a NBR 13969/1997, a qual é específica para o tratamento complementar e disposição final dos efluentes da fossa séptica. Dessa forma, obteve-se a seguinte fórmula para o cálculo do volume útil do leito filtrante (V_u):

$$V_u = 1,6NCT \quad (4)$$

Em que:

V_u = Volume útil do leito filtrante

N = número de contribuintes

C = contribuição de despejos (l/pessoa*dia ou l/unidade*dia)

T = tempo de detenção hidráulica

Deve-se ressaltar que o valor da contribuição de despejos (C) foi obtido através da Tabela 2 e o tempo de detenção hidráulica (T) na Tabela 6.

Tabela 6. Tempo de detenção hidráulica de esgotos (T), por faixa de vazão e temperatura do esgoto (em dias)

Vazão (l/dia)	Temperatura média do mês mais frio		
	Abaixo de 15°C	Entre 15°C e 25°C	Maior que 25°C
Até 1500	1,17	1,0	0,92
De 1501 a 3000	1,08	0,92	0,83
De 3001 a 4500	1,00	0,83	0,75
De 4501 a 6000	0,92	0,75	0,67
De 6001 a 7500	0,83	0,67	0,58
De 7501 a 9000	0,75	0,58	0,50
Acima de 9000	0,75	0,50	0,50

Fonte: Adaptado da NBR 13969/1997.

Dessa forma, para identificar o tempo de detenção hidráulica, calculou-se a vazão a partir da Equação 2. Em posse dessas variáveis, calculou-se o volume útil do leito filtrante (V_u).

Em seguida, foi calculada a altura total do filtro anaeróbio (H) descrita na NBR 13969 pela seguinte equação:

$$H = h + h_1 + h_2 \quad (5)$$

Em que:

H = altura total interna do filtro anaeróbio

h = altura total do leito filtrante (somatório da altura do leito filtrante e da altura do fundo falso)

h_1 = altura da calha coletora

h_2 = altura sobressalente (altura do vão livre acima da calha)

O cálculo da área da seção do filtro (S) foi obtido através da seguinte equação descrita por Jordão e Pessoa (2014):

$$S = \frac{V_u}{h_f} \quad (6)$$

Em que h_f corresponde à altura do leito filtrante.

Por fim, calculou-se o diâmetro do filtro anaeróbio (D); para isso, a partir do cálculo da área da base do filtro (A_b), foi obtido o valor do raio (r):

$$A_b = \pi r^2 \quad (7)$$

Em que:

A_b = área da base do filtro anaeróbio

$\pi = 3,14$

r = raio da base do filtro anaeróbio

A partir do resultado encontrado para o valor do raio, calculou-se o diâmetro do filtro anaeróbio (D):

$$D = 2r \quad (8)$$

3.3. PARÂMETROS DE PROJETO DO SISTEMA WETLAND

A metodologia usada para o desenvolvimento do sistema de *wetlands* proposto foi a descrita por Von Sperling e Sezerino (2018) no documento “*Wetlands Brasil*”. Para o cálculo da área superficial requerida na *wetland* construída, utilizou-se os seguintes parâmetros: a $DBO_{5,20}$ (que corresponde à DBO de 5 dias a 20°C) e os conceitos simplificados de taxa de aplicação orgânica superficial e, como um fator de verificação, adotou-se a taxa de aplicação

hidráulica superficial. Considerou-se, também, a vazão média e a vazão afluyente nos cálculos de dimensionamento.

Primeiramente, então, foi calculada uma estimativa do valor da carga de DBO do esgoto bruto afluyente ao sistema. Este cálculo foi feito por meio do produto da população contribuinte (N) pela carga per capita de DBO (Tabela 2), expressa na seguinte fórmula:

$$\text{Carga de DBO do esgoto bruto (g/d)} = \text{carga per capita (g/hab.d)} \times \text{população (hab)} \quad (9)$$

O resultado desta equação forneceu a carga de DBO do esgoto bruto, ou seja, que entra no tanque séptico. Para obter a carga de DBO antes de entrar no sistema de *Wetlands*, ou seja, a que sai do filtro anaeróbio, consultou-se a tabela apresentada por Von Sperling e Sezerino (2018) que apresentam valores percentuais médios da eficiência de alguns tipos de tratamento (Tabela 7).

Tabela 7. Faixas esperadas de desempenho de tratamento relacionado ao *wetland* construído de escoamento horizontal subsuperficial

Item	<i>Wetlands</i> horizontais recebendo efluente de tratamento primário	<i>Wetlands</i> horizontais recebendo efluente de tratamento secundário de baixa eficiência
Tipos de tratamento a montante dos <i>wetlands</i>		
Tratamento preliminar	Gradeamento e desarenação	Gradeamento e desarenação
Tratamento primário ou secundário a montante do <i>wetland</i>	Tanques sépticos (várias configurações)	Exemplos: reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente; reatores anaeróbios compartimentados; 1º estágio do sistema francês de <i>wetlands</i> verticais
Eficiência de remoção assumida na etapa a montante do <i>wetland</i>		
DBO	25 a 35%	60 a 75%

Fonte: Adaptado de Von Sperling e Sezerino (2018).

A partir do valor adotado para a eficiência de remoção de DBO pós-filtro anaeróbio, calculou-se a carga de DBO afluyente à *wetland* através da seguinte expressão:

$$\begin{aligned} & \text{Carga de DBO afluyente a wetland} \\ &= \text{carga de DBO do esgoto bruto} \times \left[1 - \frac{\text{eficiência de remoção do trat. prévio}}{100} \right] \end{aligned} \quad (10)$$

Em seguida, calculou-se a área superficial requerida a partir do conceito da taxa de aplicação orgânica superficial apresentada na Tabela 8. Logo, adotou-se um valor de taxa de aplicação orgânica superficial máxima e calculou-se a área por meio da seguinte expressão:

$$\text{Área superficial requerida} = \frac{\text{Carga de DBO afluyente a wetland}}{\text{taxa de aplicação org. superficial}} \quad (11)$$

Em seguida, a partir do valor da área superficial, utilizou-se o parâmetro da taxa de aplicação hidráulica superficial para analisar se o valor obtido encontra-se dentro da faixa usual descrita na Tabela 8. Para o cálculo deste parâmetro, utilizou-se a Equação 12:

$$\begin{aligned} & \text{Taxa de aplicação hidráulica superficial resultante} \\ &= \frac{\text{Vazão média afluyente aos wetlands}}{\text{Área superficial requerida}} \end{aligned} \quad (12)$$

Von Sperling e Sezerino (2018) apontaram como critério para a determinação da área superficial requerida (Tabela 8) que o valor fosse calculado tendo como base tanto a taxa de aplicação orgânica como a hidráulica para que, então, comparasse os resultados e predominasse o valor maior de área. Seguindo essas orientações, e já tendo o valor da área superficial com base na taxa de aplicação orgânica superficial calculado pela Equação 11, calculou-se então o valor da área com base na taxa de aplicação hidráulica superficial resultante pela seguinte fórmula:

$$\text{Área superficial requerida} = \frac{\text{Vazão média afluyente ao wetland}}{\text{taxa de aplicação hidráulica superficial}} \quad (13)$$

Os resultados foram comparados e, assim, determinou-se a área superficial requerida da *wetland*. Para determinar o comprimento, a largura e a profundidade da *wetland*, adotaram-se valores respeitando as instruções apresentadas na Tabela 9.

Tabela 8. Critérios de projeto empregados no *wetland* construído de escoamento horizontal subsuperficial

Item	Valor	Comentários
Taxa de aplicação orgânica superficial máxima	6 a 15 gDBO/m ² .d	A área calculada é a área da parte superior do leito filtrante, e não a área do fundo ou a meia profundidade. Calcular com a carga afluente baseada na vazão média. A área superficial requerida é o quociente entre a carga de DBO afluente ao <i>wetland</i> e a taxa de aplicação orgânica superficial adotada. Deve-se priorizar a taxa de aplicação orgânica com relação à taxa de aplicação hidráulica ou, caso se deseje ficar a favor da segurança, deve-se adotar o maior valor calculado para a área superficial, tendo por base as taxas de aplicação hidráulica e orgânica.
Taxa de aplicação hidráulica superficial máxima	Tratamento de efluente primário, como tanque séptico: 0,02 a 0,08 m ³ /m ² .d ou Pós-tratamento de efluente secundário advindo de processo pouco eficiente: 0,04 a 0,12 m ³ /m ² .d	Nas duas aplicações, foram adotados os mesmos valores da taxa de aplicação orgânica superficial (ver item acima), e adotadas as taxas de aplicação hidráulicas superficiais resultantes, levando em consideração que a segunda aplicação (tratamento de efluente secundário) teria um pré-tratamento com o dobro da eficiência de remoção de DBO da primeira aplicação (efluente primário. Comentários similares, feitos para a taxa de aplicação orgânica superficial, relativos à aplicabilidade dos valores da faixa e à possibilidade de se adotarem valores diferentes (ver acima), podem ser feitos também para a taxa de aplicação hidráulica superficial.

Fonte: Adaptado de Von Sperling e Sezerino (2018)

Tabela 9. Características de dimensionamento relacionadas ao *wetland* construído de escoamento horizontal subsuperficial

Item	Sigla	Valor	Comentários
Profundidade da lâmina de esgoto	p	0,40 a 0,80 m	Os maiores valores de profundidade estão normalmente associados a granulometrias mais finas do meio filtrante, de forma a se ter uma maior área da seção transversal (altura x largura) e, consequentemente, menor perda de carga hidráulica.
Borda livre (distância entre o nível do esgoto e o nível do terreno fora da unidade ou da parte superior da parede, caso existente)	bL	~ 0,10 a 0,20 m	Ref: Experiência internacional, expressa em <i>IWA Task Group</i> (2017); experiência nacional, expressa em GESAD/UFSC
Relação comprimento/largura	C:L	2:1 a 4:1	Estes são valores usuais, e podem ser modificados, em função de características específicas do projeto. Maiores valores da relação C:L (leitões mais alongados) são mais eficientes como reatores biológicos, mas estão associados a maiores perdas de carga hidráulica. Visando à redução da perda de carga, principalmente quando se têm elevadas taxas de aplicação hidráulica superficial, há sistemas que possuem a entrada distribuída ao longo da maior dimensão, com o líquido percorrendo longitudinalmente a menor dimensão. Neste caso, opcionalmente, cada unidade pode ser subdividida internamente em módulos paralelos, alongados, ao longo da menor dimensão do <i>wetland</i> , com entradas individuais.

Fonte: Adaptado de Von Sperling e Sezerino (2018)

Dessa forma, com o valor da profundidade da lâmina de esgoto definido, através da Equação 3 calculou-se o volume útil de líquido, em metros cúbicos; e, a partir desse dado, calculou-se o tempo de detenção hidráulica expresso pela seguinte equação:

$$\text{Tempo de detenção hidráulico} = \frac{\text{Volume útil do líquido}}{\text{Vazão média}} \quad (14)$$

3.4. APROVEITAMENTO DOS SUBPRODUTOS

3.4.1. Biomassa

A macrófita escolhida para o sistema *wetland* proposto neste trabalho é o aguapé (*Eichhornia crassipes*), o qual, entre suas características, destaca-se o potencial de agente despoluidor de águas e a sua alta taxa de reprodução, podendo alcançar uma produtividade de 360 a 480 t/ha/ano (WOLVERTON; McDONALD, 1979). Alguns estudos reportaram produção acima de 200 g/m² por dia em sistemas de tratamento de efluentes (MEES, 2006; GENTELINI *et al.*, 2007).

A produção de biomassa do sistema de *wetland* proposto foi calculada com base no trabalho desenvolvido por Buller (2012). Primeiramente, definiu-se dois critérios: (1) a taxa de ocupação inicial do tanque deve ser de 40% da área superficial total a fim de permitir espaço suficiente para o crescimento do aguapé; e (2) o aguapé deve ser colhido quinzenalmente para reduzir a biomassa e maximizar o seu crescimento, e depois será utilizado no biodigestor.

Em seguida, a partir dos resultados obtidos pelo autor, calculou-se proporcionalmente ao tamanho do sistema de *wetland* proposto neste trabalho, a fim de apresentar uma estimativa do potencial de produção de biomassa do sistema.

3.4.2. Biogás

A partir do cálculo da biomassa obtida mensalmente através da *wetland*, calculou-se a capacidade de geração de biogás (Tabela 10) que essa quantidade de biomassa produz e a equivalência energética que 1 m³ do biogás corresponde (Tabela 11); apresentando, assim uma alternativa de aproveitamento dos subprodutos do sistema proposto.

Tabela 10. Capacidade de Geração de 1 m³ de biogás

Material	Quantidade
Esterco fresco de vaca	25 kg
Esterco suíno	12 kg
Esterco seco de galinha	5 kg
Resíduos vegetais	25 kg
Lixo	20 kg

Fonte: Adaptado de Barrera (1993).

Tabela 11. Equivalência energética para biogás

1 m³ de biogás equivale a:	Unidade	Combustível	1 unidade de combustível equivale em biogás (m³)
0,61	l	Gasolina	1,63
0,55	l	Óleo diesel	1,80
0,79	l	Álcool combustível	1,26
0,45	kg	GLP	2,20
0,73	kg	Carvão vegetal	1,36
1,54	kg	Lenha	0,65
1,43	kWh	Energia elétrica	0,70

Fonte: Adaptado de COMASTRI FILHO (1981).

3.4.3. Biofertilizante

Quanto à produção de biofertilizantes, fez-se um levantamento bibliográfico buscando na literatura modelos matemáticos ou trabalhos que pudessem ser usados como base para estimar a produção de biofertilizante para este sistema proposto.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados do levantamento bibliográfico e da metodologia adotada foram analisados e tratados de forma a balizar o desenvolvimento do modelo proposto a fim de torná-lo não só eficiente no tratamento do esgoto doméstico, mas também sustentável, gerando subprodutos que podem ser aproveitados em outras atividades. Os resultados da revisão também nortearam o dimensionamento do sistema dentro das normas previstas.

4.1. CÁLCULO E DIMENSIONAMENTO DO TANQUE SÉPTICO

A priori, para o cálculo do volume útil total do tanque séptico (V) (Eq.1), deve-se definir os valores de algumas variáveis. Considerando que o modelo proposto visa atender a um aglomerado de 6 residências, em meio rural, com 5 moradores cada, o número de contribuintes (N) é de 30 pessoas. Ademais, para a determinação da contribuição de esgoto (C) e de lodo fresco (L_f) apresentadas na Tabela 2, foram adotados os valores referentes à ocupantes permanentes em residência de padrão baixo; logo, a contribuição de esgoto (C) é de 100 L/pessoa.dia e a contribuição de lodo fresco (L_f) é de 1 l/pessoa.dia.

Para calcular o período de detenção dos despejos (T), foi necessário calcular primeiramente a contribuição diária, ou seja, a vazão afluyente (Q) através da Equação 2, em que N equivale a 30 pessoas e C a 100 l/pessoa.dia. Logo:

$$Q = 30 \times 100$$

$$Q = 3000 \text{ L/dia}$$

A partir desse cálculo e por meio da Tabela 2, definiu-se que o período de detenção dos despejos (T) é de 0,92 dias, ou seja, 22 horas. Por conseguinte, para definir a taxa de acumulação do lodo (K) apresentada na Tabela 4, adotou-se um intervalo de limpeza de 1 ano e, de acordo com as condições climáticas da região em que se propõe o projeto, ou seja, o Estado do Rio de Janeiro, optou-se pelas temperaturas acima de 20°. Dessa forma, constatou-se que a taxa de acumulação do lodo (K) é de 57 dias.

Posto isso, calculou-se o volume útil total do tanque séptico (V) determinado pela Equação 1, em que:

$$V = 1000 + N(CT + KL_f)$$

$$V = 1000 + 30(100 \times 0,92 + 57 \times 1)$$

$$V = 5470 \text{ L} = 5,47 \text{ m}^3$$

Quanto à profundidade útil (h) apresentada na Tabela 5, a partir do volume útil calculado de 5,47 m³, ou seja, menor que 6,0 m³, a NBR 7229 estabelece que esteja definida entre os limites de 1,20 a 2,0 m. Para o presente trabalho adotou-se uma profundidade útil (h) de 1,50 m. Logo, a partir da Equação 3, pode-se calcular a seguinte área superficial:

$$A = \frac{5,47 \text{ m}^3}{1,50 \text{ m}}$$

$$A \cong 3,65 \text{ m}^2$$

A geometria do tanque séptico proposto é a prismática retangular, a qual a NBR 7229 aconselha a escolha quando se deseja uma área horizontal maior e uma profundidade menor. Ademais, a norma estabelece algumas medidas internas mínimas para os tanques, tais como um diâmetro interno mínimo de 1,10m; a largura interna mínima de 0,80 m e que a relação comprimento/largura esteja entre 2 e 4.

Seguindo as recomendações supracitadas e através dos cálculos apresentados, as dimensões finais do tanque séptico são:

- Volume útil: $V = 5,47 \text{ m}^3$
- Área superficial: $A = 3,65 \text{ m}^2$
- Profundidade útil: $h = 1,50 \text{ m}$
- Dimensões em planta: $2,8 \times 1,3 \text{ m}$
- Verificação da relação comprimento/largura: $2,8/1,3 = 2,15$

Em relação às câmaras do tanque, a norma recomenda, especialmente nos casos como o proposto pelo trabalho (atendendo até 30 pessoas), a adoção de um tanque com duas câmaras em série a fim de se obter uma melhor qualidade do efluente, visto que é esperado que a maior parte dos sólidos seja retida na primeira câmara (JORDÃO; PESSÔA, 2014). Determina, também, que a proporção entre as câmaras seja de 2:1 em volume, da entrada para a saída. O Anexo A apresenta uma ilustração de um modelo de tanque séptico.

4.2. CÁLCULO E DIMENSIONAMENTO DO FILTRO ANAERÓBIO

Seguindo para o dimensionamento do filtro anaeróbio, primeiramente calculou-se o volume útil do leito filtrante (V_u) descrito na Equação 4. Sabendo que a vazão efluente do tanque séptico calculada pela Equação 2 corresponde à 3000 l/dia, buscou-se na Tabela 6 o correspondente tempo de detenção hidráulica (TDH) para a faixa de temperatura variando entre 15°C e 20°C; assim sendo, obteve-se o valor de 0,92 dias. Portanto, considerando que N é o número de contribuintes e que equivale a um total de 30 pessoas, que C é a contribuição de despejos definida através da Tabela 2 como equivalente a 100 l/pessoa.dia e que o tempo de detenção hidráulica (TDH) é de 0,92 dias, calculou-se o volume útil do leito filtrante (V_u) descrito na Equação 4:

$$\begin{aligned} V_u &= 1,6NCT \\ V_u &= 1,6 \times 30 \times 100 \times 0,92 \\ V_u &= 4416 \text{ L} \cong 4,42 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

A NBR 13969 recomenda que a altura do leito filtrante (h) deve ser limitada a 1,20 m já incluindo a altura do fundo falso, a qual deve corresponder a até 0,60m, incluindo a espessura da laje. O diâmetro (d) mínimo deve ser de 0,95m ou a largura (L) mínima de 0,85m e o volume útil mínimo do leito filtrante de 1000 l. Ainda segundo a Norma, a carga hidrostática mínima do filtro deve ser 0,10 m; portanto, o nível de saída do efluente do filtro deve estar no mínimo a 0,10 m abaixo do nível da saída da fossa séptica. Em relação ao fundo falso, este deve ter aberturas (furos) com dimensões mínimas de 0,025 m, espaçadas de 0,15 m entre si, sendo que o somatório da área dos furos deve corresponder a 5% da área do fundo. As tubulações e peças especiais de interligação entre a fossa séptica e o filtro biológico anaeróbio devem ter diâmetro mínimo de 0,10 m.

A Norma também preconiza que o dispositivo de saída deve ser constituído de vertedor tipo calha, com 0,10 m da largura e com comprimento igual ao diâmetro (ou largura) do filtro; ele deve passar pelo centro da seção e situar-se em cota que mantenha o nível do efluente a 0,30 m do topo do leito filtrante, sendo possível também que a coleta se dê através de tubos perfurados. Deve-se prever um tubo guia com diâmetro de 0,20 m para fins de limpeza do fundo do filtro.

Considerando essas recomendações, seguiu-se com o cálculo da altura total do filtro anaeróbio (H) a partir da Equação 5. Sabendo que a altura total do leito filtrante (h) corresponde a soma da altura fixada do fundo falso (0,60 m) e da altura fixada do leito filtrante (0,60 m), logo, o valor de h é de 1,20 metros. Ademais, admitindo que a altura da calha coletora (h_1) é de 0,10 m e que a altura sobressalente acima da calha (h_2) é de 0,20 m; tem-se que:

$$H = 1,20 + 0,10 + 0,20$$

$$H = 1,50 \text{ m}$$

Em posse do volume útil do leito filtrante (V_u) e da altura do leito filtrante (h_f), fixada pela Norma como 0,60 m, calculou-se a área da seção do filtro (S) por meio da Equação 6:

$$S = \frac{4,42 \text{ m}^3}{0,6 \text{ m}}$$

$$S \cong 7,37 \text{ m}^2$$

Por fim, para o cálculo do diâmetro do filtro anaeróbio (D), primeiramente foi necessário obter o valor do raio; o qual calculou-se a partir da fórmula da área da base do filtro (Eq.7) em que se adotou 3,14 para o valor de π :

$$A_b = \pi r^2$$

$$S = \pi r^2$$

$$7,37 = 3,14 \times r^2$$

$$r = 1,53 \text{ m}$$

A partir do valor do raio, calculou-se, então, o diâmetro do filtro anaeróbio (D) expresso pela Equação 8:

$$D = 2 \times 1,53$$

$$D = 3,06 \text{ m}$$

Dessa forma, as dimensões finais do filtro anaeróbio são:

- Volume útil: $V_u \cong 4,42 \text{ m}^3$
- Área da seção do filtro: $S \cong 7,37 \text{ m}^2$
- Altura total: $H = 1,50 \text{ m}$
- Diâmetro do filtro: $D = 3,06 \text{ m}$

No Anexo B está ilustrado um esquema de um filtro anaeróbio

4.3. CÁLCULO E DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA WETLAND

Após passar pelo tanque séptico e filtro anaeróbio, o efluente é encaminhado para um sistema *wetland*. Para o cálculo do dimensionamento deste sistema, primeiramente obteve-se a estimativa da carga de DBO que o esgoto bruto, ou seja, o que entra no tanque séptico, expressa pela Equação 9. Sabendo que o número de contribuintes (N) é de 30 pessoas e a carga per capita de DBO para os padrões adotados no projeto ($C = 100$ l), fornecida pela Tabela 2, é de $40 \text{ gDBO}_{5,20}/d$, tem-se que:

$$\text{Carga de DBO do esgoto bruto} = 30 \text{ hab} \times 40 \text{ g/hab.dia}$$

$$\text{Carga de DBO do esgoto bruto} = 1200 \text{ g/dia}$$

Em seguida, calculou-se, então a carga de DBO afluyente à etapa de *wetland*, ou seja, a carga que sai do filtro anaeróbio. Para isso, a partir da faixa de eficiência apresentada na Tabela 7, adotou-se o valor de 70% para a eficiência de remoção de DBO pós filtro anaeróbio e calculou-se, então, a carga de DBO afluyente à *wetland* por meio da Equação 10:

$$\text{Carga de DBO afluyente à wetland} = 1200 \frac{\text{g}}{\text{d}} \times \left[1 - \frac{70}{100}\right]$$

$$\text{Carga de DBO afluyente à wetland} = 360 \text{ g/d}$$

Quanto ao cálculo da área superficial requerida, a partir da Tabela 8, considerando o clima brasileiro e, mais especificamente, o do Estado do Rio de Janeiro, adotou-se o valor de $12 \text{ gDBO}/\text{m}^2.\text{d}$ para a taxa de aplicação orgânica superficial. Com base nisso, calculou-se, então, a área superficial requerida através da Equação 11:

$$\text{Área superficial requerida} = \frac{360 \text{ gDBO/d}}{12 \text{ gDBO}/\text{m}^2.\text{d}}$$

$$\text{Área superficial requerida} = 30 \text{ m}^2$$

Com base na área superficial calculada, verificou-se se o valor resultante para a taxa de aplicação hidráulica superficial resultante estava dentro da faixa usual descrita na Tabela 8. Para isso, utilizou-se a Equação 12:

$$\text{Taxa de aplicação hidráulica superficial resultante} = \frac{3 \text{ m}^3/\text{d}}{30 \text{ m}^2}$$

$$\text{Taxa de aplicação hidráulica superficial resultante} = 0,1 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$$

Logo, de acordo com a Tabela 8, a taxa de aplicação hidráulica superficial resultante encontra-se dentro dos valores estabelecidos, ou seja, entre 0,04 e 0,12 m³/m².d. Tendo o valor da taxa de aplicação hidráulica superficial, calculou-se o valor da área superficial requerida com base nesse critério também; para que, assim como descrito na Tabela 8, esses dois valores de área sejam comparados e que a maior área seja a que prevaleça no dimensionamento do projeto. Dessa forma, através da Equação 13 obteve-se o seguinte resultado:

$$\text{Área superficial requerida} = \frac{3,0 \text{ m}^3/\text{d}}{0,1 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}}$$

$$\text{Área superficial requerida} = 30,0 \text{ m}^2$$

Portanto, como o valor da área com base na taxa de aplicação orgânica superficial e o valor com base na taxa de aplicação hidráulica superficial foram iguais, os dois critérios foram cumpridos e a área superficial da *wetland* corresponde, então a 30 m².

Tomando as instruções da Tabela 9 como premissa, buscou-se adotar um sistema de *wetland* em que os leitos fossem mais alongados, visto que são mais eficientes como reatores biológicos. Dessa forma, respeitando a relação comprimento/largura previamente determinada, admitiu-se para esse projeto uma relação de 3,3:1. Sabendo que a área da *wetland* é de 30 m² e a partir da proporção 3,3:1 definida para a relação comprimento/largura, tem-se um comprimento de 10 m e uma largura de 3 m.

Da mesma forma, buscou-se atender os critérios definidos na Tabela 9 e definir uma profundidade entre os valores determinados, ou seja, entre 0,40 m e 0,80 m. Sabendo que a profundidade da lâmina de esgoto corresponde à distância entre o nível do esgoto e o fundo da

wetland, adotou-se o valor de 0,50 m para esse parâmetro tendo em vista proporcionar um melhor desenvolvimento radicular para as macrófitas.

A partir desse dado, calculou-se o volume útil de líquido pela Equação 3, em que:

$$A = \frac{V}{h}$$

$$\text{Volume útil de líquido} = A \times h$$

$$\text{Volume útil de líquido} = 30 \text{ m}^2 \times 0,5 \text{ m}$$

$$\text{Volume útil de líquido} = 15 \text{ m}^3$$

E, por fim, o tempo de detenção hidráulico, através da Equação 14:

$$\text{Tempo de detenção hidráulico} = \frac{15 \text{ m}^3}{3 \text{ m}^3/\text{d}}$$

$$\text{Tempo de detenção hidráulico} = 5 \text{ dias}$$

É importante ressaltar no cálculo do tempo de detenção hidráulico que esse valor é calculado em termos de vazão, no entanto, dependendo das condições climáticas do local em que o projeto for aplicado, o desenvolvimento da macrófita pode ser afetado e, assim, comprometer a eficiência do sistema no tratamento de esgoto.

Segundo Larcher (2000), o crescimento das macrófitas é afetado pela temperatura; quando estas estão abaixo da faixa ótima, a disponibilidade de energia metabólica e a absorção de nutrientes pela planta é menor; consequentemente, há uma redução na intensidade em que ocorre os processos metabólicos, diminuindo, assim, o crescimento da macrófita.

Por fim, os resultados do dimensionamento do sistema *wetland* são:

- Área superficial: 30 m²
- Comprimento: 10 m
- Largura: 3 m
- Profundidade da lâmina de esgoto: 0,5 m
- Volume útil de líquido: 15 m³
- Tempo de detenção hidráulico: 5 dias

4.4. APROVEITAMENTO DOS SUBPRODUTOS

4.4.1. Biomassa

Para o cálculo da produção de biomassa, assumindo que a taxa de ocupação inicial deve ser de 40% da área superficial e sabendo que a área superficial da *wetland* proposta é de 30 m², tem-se 12 m² de área de ocupação inicial de aguapé. Buller (2012) começou com 590 g de aguapé (massa úmida) em uma área de ocupação inicial de 0,79 m²; logo, a partir desse dado, calculou-se a quantidade de aguapé (massa úmida) para 12 m², a qual resultou em 8,96 Kg. Portanto, para o sistema proposto, a densidade inicial de biomassa seria de aproximadamente 0,75 kg/m².

O segundo critério analisado no trabalho de Buller (2012) é que as colheitas do aguapé devem ocorrer quinzenalmente. O autor obteve uma produtividade 6 vezes maior no sistema com colheita do que no sistema sem colheita. Segundo ele, conforme o aguapé cresce excessivamente e não é colhido, gera um acúmulo de matéria orgânica que provoca uma eutrofização no sistema, dado o decréscimo no nível de oxigênio na coluna d'água. Além disso, o espaço livre fica restrito e, conseqüentemente, limita o crescimento da macrófita.

Com colheitas quinzenais, após 112 dias ou 16 semanas, a produção de biomassa foi de 10,5 kg, ou seja, aumentou em torno de 17,8 vezes. Seguindo esse raciocínio, estimou-se que, para o sistema proposto, após esse mesmo período, seriam obtidos 159,5 kg de biomassa, ou seja, 21,36 kg a cada 15 dias (Tabela 12).

É importante ressaltar que os valores calculados são estimativas visando apresentar de forma mais tangível os benefícios que a adoção do sistema de *wetland* pode proporcionar, além do tratamento do esgoto, principalmente no meio rural, no entanto, na prática, as produções podem variar de semana para semana e resultar tanto em uma produção maior que a estimada, quanto menor.

De acordo com Silva (2008), nas regiões subtropicais, a variação de biomassa das macrófitas é influenciada pelas variações sazonais de luz e temperatura; enquanto nos ambientes tropicais, apesar das oscilações de temperatura também influenciarem, como essas são mais moderadas, os principais fatores influenciadores são as variações dos níveis de água e os pulsos de inundações.

No trabalho desenvolvido por Silva (2008), em que os valores médios de temperatura mínima absoluta atmosférica eram fornecidos pela Estação Meteorológica CEAPLA/UNESPE, localizada a 500 m de distância do experimento, concluiu-se que os períodos em que esses valores foram menores (junho e julho), a produção de biomassa vegetal

também foi menor. E com o aumento da temperatura, aumentou-se também a produção de biomassa vegetal.

Tabela 12. Produção de biomassa

Parâmetro	Resultados referentes	Resultados calculados
	(Buller, 2012)	
Área de ocupação inicial	0,79 m ²	12 m ²
(40% do total)		
Massa úmida inicial	590 g	~ 8,96 kg
Massa úmida por metro quadrado	~ 0,750 kg/m ²	~ 0,750 kg/m ²
Massa úmida final		
(após 16 semanas)	10,5 kg	~ 159,5 kg

Fonte: Autor.

4.4.2. Biogás

A biomassa produzida no sistema *wetland* pode ser direcionada a um biodigestor em que, através do processo de digestão anaeróbia, produzirá biogás e biofertilizante. Para a produção do biogás no meio rural podem ser usados resíduos orgânicos como esterco de animais (gado, suíno, caprino, aves, etc) e resíduos vegetais (restos de culturas, bagaço de cana, vinhoto, etc). Devido ao seu alto poder energético, o biogás pode ser usado no meio rural para diversas finalidades, tais como aquecimento, iluminação, geração de energia elétrica e mecânica, através do acionamento de motores a explosão e na agroindústria familiar (COMASTRI FILHO, 1981). Na Tabela 11 é ilustrado a quantidade de material necessária para gerar 1 m³ de biogás.

Considerando que a produção de biomassa calculada no item anterior corresponde a 21,36 kg a cada quinze dias, tem-se um total de 42,72 kg de biomassa por mês. Dessa forma, com base na Tabela 11, se 1 m³ de biogás é produzido a partir de 25 kg de resíduos vegetais, então, 42,72 kg de biomassa obtidos mensalmente através da *wetland* tem capacidade de gerar aproximadamente 1,71 m³ de biogás, o qual equivale a pouco mais de 1 l de gasolina ou 2,45 kWh, por exemplo (Tabela 11).

4.4.3. Biofertilizante

Em relação a estimativa de produção de biofertilizantes, não foram encontrados trabalhos que apresentassem uma modelagem matemática ou mesmo dados experimentais a partir da biodigestão do aguapé.

No entanto, há registros de casos bem sucedidos na aplicação de biofertilizantes na agricultura (DA SILVA *et al.*, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2019; PERAZZOLI *et al.*, 2020), corroborando a importância da valorização desse subproduto, tanto do ponto de vista ambiental como do ponto de vista econômico.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados apresentados atestam a possibilidade do ser humano ter um estilo de vida mais consonante aos princípios da sustentabilidade. O trabalho propôs uma solução de tratamento a um resíduo gerado pelo homem enquanto ser vivo, tomando como base sistemas que ocorrem naturalmente no meio ambiente. Uma proposta, no geral, economicamente viável, ambientalmente adequada e socialmente acessível.

Além de dar um passo em direção à universalização dos serviços de saneamento, garantindo aos moradores de áreas rurais mais qualidade de vida e saúde, uma estação ecológica de tratamento de esgoto integrada a um biodigestor é uma maneira eficiente de minimizar impactos e aumentar ganhos. O efluente tratado pelo tanque séptico, filtro anaeróbio e *wetland* poderá ser reusado e a biomassa gerada pela *wetland* convertida, através do biodigestor, em biogás e biofertilizantes, dois subprodutos que podem gerar economia e renda. Os subprodutos podem ser vendidos gerando renda ou substituindo adubos químicos e combustíveis antes utilizados.

Ao longo do desenvolvimento do trabalho, a falta de algumas informações foi limitante no planejamento e dimensionamento mais preciso do sistema. Apesar de ser possível encontrar trabalhos cujos projetos sejam semelhantes ao proposto, havia detalhes que os tornavam diferentes em alguns aspectos e restringia o seu uso como modelo. Dessa forma, informações como a produção de biomassa, biogás e biofertilizantes foram estimadas ou, como no caso do biofertilizante, não foi possível nem estimar. Da mesma forma, a qualidade do efluente tratado e as eficiências de remoção.

Portanto, faz-se necessário a aplicação desse projeto conceitual afim de precisar melhor não só os parâmetros de dimensionamento, mas também a produção e o aproveitamento dos subprodutos, a eficiência do sistema e, consequentemente, a qualidade do efluente tratado e, assim, definir proposições de reuso. Além disso, em posse desses dados, o desenvolvimento de um modelo computacional seria fundamental para auxiliar a replicação desse projeto. Dessa forma, como sugestão para trabalhos futuros, propõe-se a aplicação do sistema proposto neste trabalho em meios rurais e o estudo e modelagem da produção de biofertilizantes.

Por fim, ainda é possível pensar em uma atividade que envolva a sociedade como um todo, um projeto ligado à educação ambiental. Nesse projeto deveria juntar esforços para conscientizar a população sobre os proventos gerados da separação de lixo úmido e seco, destinando esses resíduos para os biodigestores, podendo haver uma troca do lixo pelo biofertilizante produzido, por exemplo. As atividades poderiam ser realizadas em escolas, trazendo o pensamento ecológico para as crianças e adolescentes, construindo uma sociedade mais sustentável e consciente do seu compromisso com o meio ambiente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMA TÉCNICAS. ABNT NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: ABNT, 1993. 15p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMA TÉCNICAS. ABNT NBR 13969: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997. 60p.

ABREU, P. S. de. **Implantação de uma estação de tratamento de esgoto por zona de raízes na comunidade rural da seção jacaré do município de Francisco Beltrão**. 2013. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

ANDRADE, H. H. B.; BORBA, A. L. B.; KAICK, T. S. V. **Implantação e difusão da tecnologia de zona de raízes para o tratamento de esgoto em escolas na região metropolitana de Curitiba**. In: Rede WATERLAT Conferência Internacional, 2010, São Paulo. Anais Rede WATERLAT Conferência Internacional, 2010.

BARRERA, P. **Biodigestores: energia, fertilidade e saneamento para a zona rural**. São Paulo: Ícone, 1993, p. 11.

BENASSI, R. F. *et al.* **Manual de sistemas de wetlands construídas para o tratamento de esgotos sanitários: implantação, operação e manutenção**. Universidade Federal do ABC. Ministério da Saúde. FUNASA. Sabesp: São Paulo, 2018.

BORGES, N. B. **Caracterização e pré-tratamento de lodo de fossas e de tanques sépticos**. Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) São Carlos, SP. 2009. 128 f.

BRASIL. Presidência da República Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. Lei 11445 de 05 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 5 jan. 2007.

BRINOX, H. *Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?*. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

BUENO, D. A. C. **Filtros Anaeróbios com pós-tratamento em filtros de areia intermitentes: desempenho em operação crítica**. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo (Dissertação de Mestrado). Campinas, SP. 2017. 466 f.

BULLER, L. S. **Modelagem sistêmica do ciclo de vida do Aguapé no Pantanal e análise do uso desta biomassa para a produção de bio-óleo e bio-fertilizante**. Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia de Alimentos. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos). Campinas, SP. 2012. 169 f.

CAMPOS, J. R. (coordenador). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo** – coletânea de trabalhos técnicos, Projeto PROSAB, São Carlos, ABES: 2000.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2.ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG, 2007. 380p

COMASTRI FILHO, J. A. **Biogás: independencia energetica do Pantanal Mato-Grossense**. Embrapa Pantanal-Circular Técnica (INFOTECA-E), 1981.

CRITES, R.; TCHOBANOGLOUS, G. **Small and decentralized wastewater management systems**. United States of America: McGraw-Hill, Inc; 1998.

DA SILVA, S. S. *et al.* Análise de biofertilizante produzido a partir de decomposição anaeróbica de biomassa. **Revista Craibeiras de Agroecologia**, v. 3, n. 1, p. 6574, 2018.

DEGANUTTI, R. *et al.* **Biodigestores rurais: modelo indiano, chinês e batelada**. Proceedings of the 4th Encontro de Energia no Meio Rural, 2002.

DE MEDEIROS, M. B.; LOPES, J. D. S. Biofertilizantes líquidos e sustentabilidade agrícola. **Bahia Agrícola**. Salvador, v. 7, 2006.

ESREY, S. A. *et al. Ecological sanitation*. Sida, Estocolmo, 1998. 92 p.

FERRAZ, J. M. G.; MARIEL, I. E. **Biogás: fonte alternativa de energia**. EMBRAPA-CNPMS, 1980.

FREITAS, T. R. de. **Desempenho de tanques vegetados em um ecossistema engenheirado para tratamento descentralizado de esgotos domiciliares na Ilha Grande, RJ**. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Centro de Tecnologia e Ciências. Faculdade de Engenharia. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Rio de Janeiro, RJ. 2011. 127 f.

FUNASA. **Manual de Saneamento: orientações técnicas**. 3 ed. rev. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2007. 408 p. ISBN: 85-7346-045-8

FUNASA. **Cartilha Wetlands construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção**. 1 ed. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2018. 56 p.

GENTELINI, A. L. *et al.* Produção de biomassa das macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Egeria densa* (egeria) em sistema de tratamento de efluente de piscicultura orgânica. Semina: **Ciências Agrárias**, v. 29, n. 2, p. 441-448, 2007.

INSITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. **Censo demográfico 2010**. IBGE: 2010.

INSITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE, PNAD. **Síntese dos indicadores de 2012**. 2015.

IWA Task Group (2017) - DOTRO, G. *et al.* **Treatment wetlands**. Volume 7. Biological Wastewater Treatment Series. IWA Task Group on Mainstreaming the Use of Treatment Wetlands. IWA Publishing. 2017. 154 p. Disponível para download em: <http://www.iwapublishing.com/open-access-ebooks/3567>.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

LAMEGO, F. P.; VIDAL, R. A. Fitorremediação: plantas como agentes de despoluição? Pesticidas: **Revista de ecotoxicologia e meio ambiente**, v. 17, 2007

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. RIMA, São Carlos. 2000. 531 p.

LIBRALATO, G.; GHIRARDINI, A. V.; AVEZZÙ, F. To centralize or to decentralise: An overview of the most recente trends in wastewater treatment management. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 94, n. 1, p. 61-68, fev. 2012. Elsevier BV.

MACHADO, A. I. *et al.* Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 187, p. 560-570, 2017.

MEES, J. B. R. **Uso de aguapé (Eichhornia crassipes) em sistema de tratamento de efluente de matadouro e frigorífico e avaliação de sua compostagem**. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Cascavel, PR. 2006.

MONTEIRO, R. C. D. M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo “wetlands” para tratamento de água cinza visando o reúso não potável**. Universidade de São Paulo, Escola Politécnica. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). São Paulo, SP. 2009. 84 f.

MORETTI, E. R. *et al.* **Obtenção de biogás por digestão anaeróbia de aguapé proveniente de wetland construída**. In: XXVIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, RJ. Abes: 2015. p. 1-6

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da Nitrificação e Desnitrificação de Esgoto Doméstico Empregando Filtros Plantados com Macrófitas (Wetlands) de Fluxos Vertical e Horizontal – Sistemas Híbridos**. 2008. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. UFSC, 2008. 113p.

OLIVEIRA, A. J. S. *et al.* Biodigestor caseiro aplicado a produção de biofertilizante a partir de biomassa bovina. **Scientia Amazonia**, v. 8, n. 1, p. E14-E19, 2019.

OLIVEIRA JÚNIOR, J. L. Tratamento descentralizado de águas residuárias domésticas: uma estratégia de inclusão social. In: LIRA, W. S., CÂNDIDO, G. A., orgs. **Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa** [online]. Campina Grande: EDUEPB, 2013, pp. 213-232.

PERAZZOLI, B. E. *et al.* Alteração do teor foliar de nutrientes e qualidade dos frutos de pera pela aplicação de biofertilizante no nordeste da Itália. **Rev. Bras. Frutic.** [online]. 2020, vol. 42, n. 1, e-530.

PEREIRA, R. G. *et al.* **Aproveitamento da biomassa residual da planta aquática *Eichhornia crassipes* em biodigestor.** In: Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável, 2004. Florianópolis – SC. ICTR, 2004. p. 1999-2011.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de Sistemas Tipo Wetlands no Tratamento de Águas Residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas.** 1. ed. Florianópolis: Edição do Autor, 2004. v. 500. 144 p.

PLATZER, C. *et al.* **Dimensionamento de Wetland de Fluxo Vertical com Nitrificação - Adaptação de Modelo Europeu para as Condições Climáticas do Brasil.** In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007, Belo Horizonte. Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 5, 2008.

RAMOS, A. G.; CORDEIRO, J. S. Gerenciamento ambiental em sistemas de tratamento de esgoto. In: XXII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais...** Joinville – SC. ABES, 2003. p. 1-9

SALATI, E. **Controle de Qualidade de Águas Através de Sistemas de Wetlands Construídas.** In: 45 Anos do CNPq. São Paulo, 1997.

SANCHEZ, A. A. **Desempenho de sistema piloto de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal no tratamento secundário de efluente sanitário.** 2017. 148f. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do ABC, 2017.

SILVA, A. F. *et al.* **O que são biofertilizantes?**. 2007

SILVA, R. D. S. **Influência da temperatura e de cargas de nutrientes no crescimento da macrófita aquática flutuante *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms cultivada em água enriquecida artificialmente.** Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”. Instituto de Biociências. Dissertação (Mestre em Ciências Biológicas). Rio Claro, SP. 2008. 31 f.

SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Programa de Modernização do Setor de Saneamento: **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2018**. Brasília: Ministério das Cidades, SNSA, 2020.

TONETTI, A. L. *et al.* Alternativas para o gerenciamento de lodo de sistemas descentralizados de tratamento de esgotos de áreas rurais. **Labor E Engenharia**, v. 12, n. 1, p. 145-152, 2018.

TREIN, C. N. *et al.* Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 15, n. 4, p. 351-367, out./dez. 2015

VIANNA, T. C.; MESQUITA, T. C. R.; ROSA, A. P. Panorama do emprego de tanques sépticos e filtros anaeróbios no tratamento descentralizado de efluentes no Sudeste brasileiro. **Revista DAE: Edição especial Saneamento Rural**, v. 67, n. 220, p. 157-172, nov. 2019.

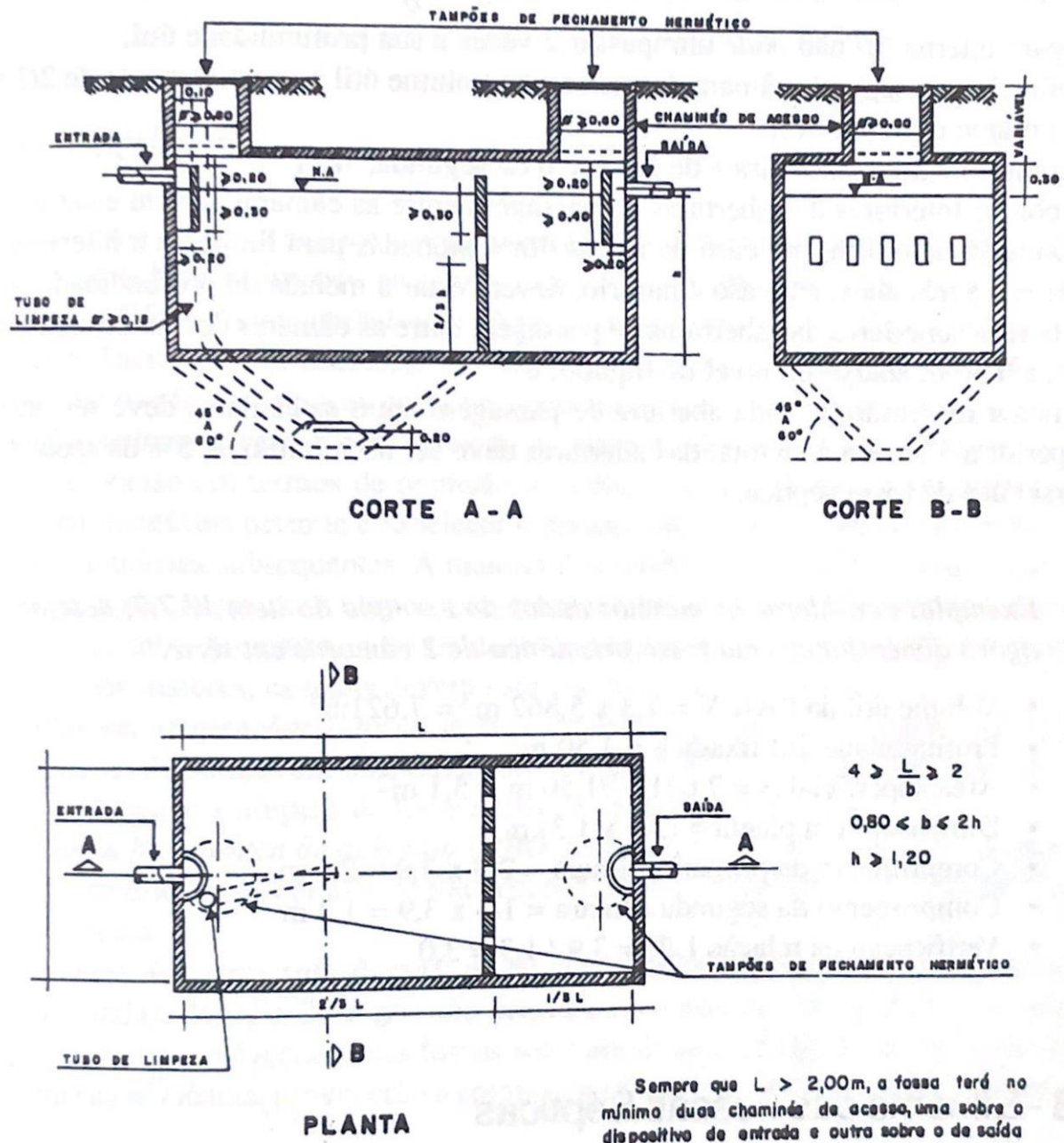
VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 4. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2014. 452 p.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P.H. **Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil**. Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial, dezembro/2018. 65 p. ISSN 2359-0548. Disponível em: <<http://gesad.ufsc.br/boletins/>>.

WOLVERTON, B. C.; MCDONALD, R. C. The water hyacinth from prolific pest to potencial provider. **AMBIO**, v. 8, n. 1, 1979.

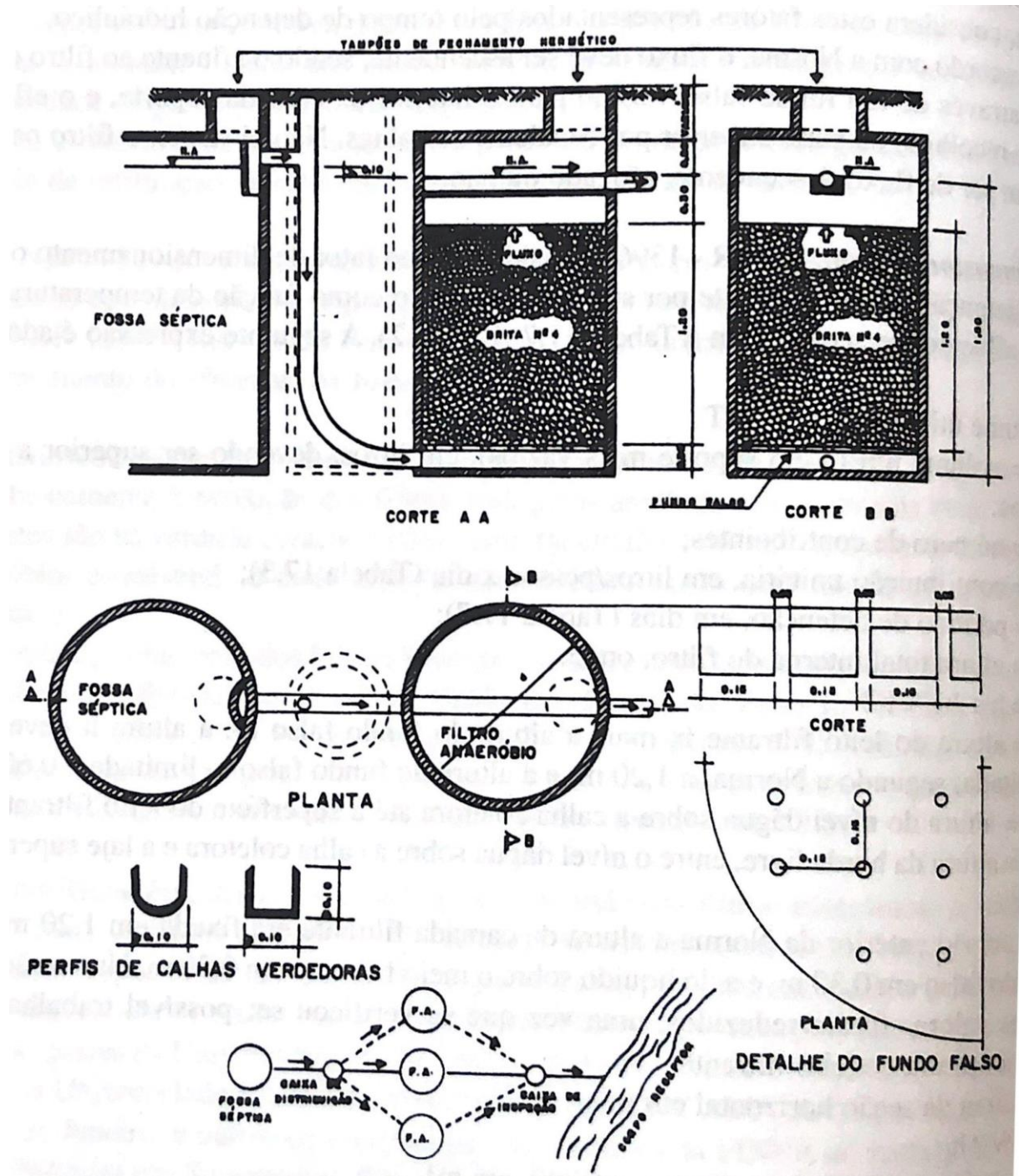
ANEXOS

ANEXO A – Fossa séptica de forma prismática retangular de câmaras em série



Fonte: JORDÃO e PESSÔA (2014).

ANEXO B – Esquema do filtro anaeróbio de fluxo ascendente.



Fonte: JORDÃO e PESSÔA (2014).