

ALEX EDUARDO LOPES

**TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE
EFLUENTES SANITÁRIOS POR SISTEMA DE
TANQUE SÉPTICO ECONÔMICO SEGUIDO
POR TANQUE DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO**

BAMBUÍ – MG

Julho / 2018

ALEX EDUARDO LOPES

**TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE
EFLUENTES SANITÁRIOS POR SISTEMA DE
TANQUE SÉPTICO ECONÔMICO SEGUIDO
POR TANQUE DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais - IFMG, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental.

Área de concentração: Ciências Ambientais
Linha de Pesquisa: Tecnologias Ambientais
Orientadora: Grazielle Wolff de Almeida
Carvalho

BAMBUÍ – MG

Julho / 2018



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA
DE MINAS GERAIS

Avenida Professor Mário Werneck, nº. 2590, Bairro Buritis, Belo Horizonte, CEP 30575-180,
Estado de Minas Gerais




FICHA DE APROVAÇÃO


Dissertação de Mestrado, intitulada “**O Tratamento de Efluentes Sanitários com Sistema Combinado de Tanque Séptico Econômico e Tanque de Evapotranspiração**”, de autoria do mestrando em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental **Alex Eduardo Lopes**, aprovado pela Banca Examinadora de Defesa, em 06/07/2018, com a média de pontuação de 94,5.

Título do Trabalho – houve alteração Sim () Não

Se sim, qual o título Tratamento Descentralizado de Efluentes Sanitários por Sistema de Tanque Séptico Econômico seguido por Tanque de Evapotranspiração

São João Evangelista (MG), 06 de julho de 2018.


Prof.^a Dra. Grazielle Wolff de Almeida Carvalho – Orientadora (IFMG/S.J.Evangelista)


Prof. Dr. Elton Santos Franco – membro externo (UFVJM)


Prof. Dr. Giuslan Carvalho Pereira (IFMG/S.J.Evangelista)


Prof.^a Dra. Simone Magela Moreira – (IFMG/BambuÍ)
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental do IFMG – Campus Bambuí

L864t Lopes, Alex Eduardo.

Tratamento descentralizado de efluentes sanitários por sistema de tanque séptico econômico seguido por tanque de evapotranspiração. / Alex Eduardo Lopes. – 2018.
137 f.; il.; color.

Orientadora: Grazielle Wolff de Almeida Carvalho.

Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais – Campus Bambuí, MG, Curso Mestrado Profissional em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental, 2018.

1. Saneamento rural. 2. Tecnologia social. 3. Permacultura. 4. Biorremediação. I. Carvalho, Grazielle Wolff de Almeida. II. Título.

CDD 628.162

Aos meus pais, Geraldo e Maria pelos incansáveis incentivos

À minha tia Conceição (Lilia) pelo apoio e suporte

Aos meus irmãos, Cleber e Cledson pelo companheirismo

Dedico

AGRADECIMENTOS

Aos professores e servidores do programa de mestrado pela dedicação.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais pela oportunidade.

À Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais pelo financiamento de parte da pesquisa.

À professora Dra. Grazielle Wolff de Almeida Carvalho pela orientação, paciência e confiança.

À Edilene, Cabral e Gabriela pelo acolhimento e permissão do desenvolvimento da pesquisa em sua casa.

Ao William pelo auxílio em todas as fases da pesquisa.

Aos amigos conquistados no mestrado pelas suas contribuições, momentos de convívio e aprendizado.

“As águas que correm à superfície seguem os maiores declives e convergem para formar cursos de água. Um rio com seus afluentes pode comparar-se a uma árvore extremamente ramificada que serve um território chamado bacia” (Carta Europeia da Água, 1968)

RESUMO

O acesso aos serviços de saneamento ainda é precário em áreas rurais e periurbanas do Brasil. Em muitas dessas localidades, os esgotos são lançados em fossas rudimentares ou próximos aos cursos hídricos, provocando riscos de contaminação das águas subterrâneas e superficiais, desequilíbrios dos ecossistemas naturais e impactos na saúde humana. Esta pesquisa teve o objetivo de dimensionar, implantar e avaliar uma unidade de tratamento de efluentes sanitários formada por um tanque séptico econômico (TSE), combinado a um tanque de evapotranspiração (TEVAP) cultivado com bananeiras (*Musa sp.*). O sistema foi implantado em um domicílio sem esgotamento sanitário adequado, no município de João Monlevade, Minas Gerais. O TSE foi construído a partir de três bombonas de polietileno ordenadas em série e posicionadas abaixo da superfície do terreno, para receber os esgotos dos banheiros do domicílio. O TEVAP foi construído em ferrocimento impermeabilizado e preenchido com substratos para receber os efluentes do TSE (águas negras) e efluentes da cozinha (águas cinzas). A remoção da água do TEVAP ocorreu pela absorção radicular das bananeiras e evapotranspiração do sistema solo-plantas. O sistema de tratamento foi avaliado por seis meses, sendo coletadas amostras de efluentes em três pontos e submetendo-as às análises físico-químicas e microbiológicas. O sistema combinado apresentou uma eficiência satisfatória de remoção para quase todos os parâmetros avaliados. Foi observado uma eficiência média de remoção na ordem de 75,55% (DBO), 81,57% (DQO), 83,45% (SST), 92,13% (turbidez), 81,59% (fósforo total) e 97,21% (coliformes termotolerantes). O nitrogênio amoniacal foi o único parâmetro que apresentou baixa remoção (27,61%). Houve um aumento da concentração de OD na ordem de 2,0 mg.L⁻¹. O pH do efluente final ficou próximo a 7,3.

PALAVRAS-CHAVE: Saneamento rural. Tecnologia social. Permacultura. Biorremediação. Tanque de bananeira.

ABSTRACT

Sanitation services in rural areas and urban periphery in Brazil are still precarious. In these localities, sewage is discharged into drainage ditches or near of fresh water courses, which can cause groundwater and surface water contamination, imbalances of natural ecosystems and impacts on human health. This work aimed to sized, implanted and evaluated a unit of sanitary effluent treatment formed by an economic septic tank (TSE) combined with an evapotranspiration tank (TEVAP) cultivated with banana trees (*Musa sp.*). This system was implemented in a house without proper sanitary sewage in the county of João Monlevade, Minas Gerais. The TSE was constructed from three polyethylene barrel arranged in series and positioned below the surface of the land; these received the sewage from the bathrooms of the house. TEVAP was built in a waterproofed ferrocement and filled with substrates, these received TSE (blackwater) and effluent from the kitchen (greywater). Water was removed from the TEVAP through the absorption by the radicular zone of the banana plants and evapotranspiration of the soil-plant system. The treatment system was evaluated for six months. Effluent samples were collected at three different points and submitted to physical-chemical and microbiological analysis. The combined system showed satisfactory removal efficiency for almost all evaluated parameters. The average removal efficiency was found to be 75.55% (BOD), 81.57% (COD), 83.45% (TSS), 92.13% (turbidity), 81.59% (total phosphorus) and 97.21% (thermotolerant coliforms). Ammonia nitrogen was the only parameter that presented low removal potential (27.61%). An increased of DO concentration to 2.0 mg.L⁻¹ was observed. The final pH was in the range of 7,3.

KEYWORDS: Rural sanitation. Social technology. Permaculture. Bioremediation. Banana tank.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Representação espacial do índice de atendimento urbano por rede de água dos municípios cujos prestadores de serviços participaram do SNIS em 2016	25
Figura 3.2 - Evolução dos índices de atendimento da população total com abastecimento de água (IN055) e perdas da distribuição (IN049) para os prestadores de serviços participantes do SNIS entre 2006 e 2016	26
Figura 3.3 - Representação espacial do índice de atendimento urbano por rede coletora de esgotos dos municípios cujos prestadores de serviços participaram do SNIS em 2016	27
Figura 3.4 - Evolução dos índices de atendimento da população total com coleta de esgotos (IN056) e de tratamento dos esgotos gerados (IN046) para os prestadores de serviços participantes do SNIS entre 2006 e 2016	28
Figura 3.5 - Índices de cobertura de abastecimento de água e de coleta de esgoto no Brasil entre 2014 e 2017	29
Figura 3.6 - Proporção de moradores em domicílios particulares permanentes com esgotamento sanitário adequado, por situação do domicílio	30
Figura 3.7 - Proporção de moradores em domicílios particulares permanentes com esgotamento sanitário adequado, por tipo de esgotamento sanitário e situação do domicílio	31
Figura 3.8 - Representação de sistema convencional de tratamento de esgotos	44
Figura 3.9 - Funcionamento do tanque séptico de câmara única	49
Figura 3.10 - Representação esquemática do tanque séptico econômico	54
Figura 3.11 - Representação esquemática do tanque de evapotranspiração	56
Figura 3.12 - Representação do leito de evapotranspiração	57
Figura 3.13 - Coeficientes de cultura da bananeira (K_c) para as condições do Norte de Minas Gerais em função dos dias após o plantio	60
Figura 3.14 - Demanda hídrica da bananeira ‘Prata Anã’ e ‘Grande Naine’, nas condições do Norte de Minas Gerais e em Tabuleiros Costeiros da Bahia	61
Figura 3.15 - Consumo médio diário da bananeira em Petrolina, PE, com base na evapotranspiração de referência (E_{To}), para os períodos considerados	61

Figura 4.1 - Localização do município de João Monlevade no contexto da Microrregião de Itabira e da Mesorregião Metropolitana de Belo Horizonte	63
Figura 4.2 - Médias climatológicas de Precipitação acumulada, Evapotranspiração potencial (ETp), Umidade relativa do ar (UR), Evaporação à sombra em evaporímetro de Piché (Evap.Piché) e Temperatura do município de João Monlevade, MG, entre os anos de 1981 a 2010	64
Figura 4.3 - Esgotamento sanitário no município de João Monlevade, MG, em função da população total	66
Figura 4.4 - Visão superior da área da chácara e arredores	68
Figura 4.5 - Visão geral da chácara	68
Figura 4.6 - Curso d'água com sinais de poluição	69
Figura 4.7 - Local de construção do sistema de tratamento	70
Figura 4.8 - Teste para a determinação do coeficiente de infiltração do solo	78
Figura 4.9 - Curva de infiltração no solo	79
Figura 4.10 - Escavação do terreno	81
Figura 4.11 - Preparação das bombonas	81
Figura 4.12 - Preparação das tubulações do TSE	82
Figura 4.13 - Montagem do TSE	82
Figura 4.14 - Fechamento do TSE	83
Figura 4.15 - Cobertura do TSE	83
Figura 4.16 - Preparação do TEVAP	84
Figura 4.17 - Construção do piso do TEVAP	84
Figura 4.18 - Impermeabilização do TEVAP	85
Figura 4.19 - Distribuição de pneus no interior do TEVAP	85
Figura 4.20 - Tubo de amostragem do TEVAP	86
Figura 4.21 - Distribuição de brita no fundo do TEVAP	86
Figura 4.22 - Cobertura do TEVAP com manta geotêxtil	87
Figura 4.23 - Distribuição de areia sobre a manta geotêxtil	87
Figura 4.24 - Cobertura do TEVAP com solo	88
Figura 4.25 - Distribuição de brita no fundo do sumidouro	88
Figura 4.26 - Finalização da construção do TEVAP	89
Figura 4.27 - Contenção de brita ao redor do TSE	89
Figura 4.28 - Mudanças de bananeira	90

Figura 4.29 - Bananeiras cultivadas sobre o TEVAP	90
Figura 4.30 - Visão geral do sistema de tratamento de efluentes	91
Figura 4.31 - Planta lateral e superior do sistema de tratamento de efluentes	92
Figura 4.32 - Planta em corte frontal do tanque de evapotranspiração	93
Figura 4.33 - Amostras de efluentes coletados para análises	94
Figura 5.1 - Crescimento das bananeiras em 27/11/2017	97
Figura 5.2 - Crescimento das bananeiras em 28/12/2017	97
Figura 5.3 - Crescimento das bananeiras em 29/01/2018	97
Figura 5.4 - Crescimento das bananeiras em 26/02/2018	98
Figura 5.5 - Crescimento das bananeiras em 28/03/2018	98
Figura 5.6 - Crescimento das bananeiras em 28/04/2018	98
Figura 5.7 - Média da altura e taxa de crescimento em função do tempo	99
Figura 5.8 - Média da circunferência e taxa de crescimento em função do tempo .	100
Figura 5.9 - DBO no efluente de entrada do TSE (ETSE), saída do TSE (STSE), interior do TEVAP (TEVAP) e a eficiência de remoção (%)	104
Figura 5.10 - DQO no efluente de entrada do TSE (ETSE), saída do TSE (STSE), interior do TEVAP (TEVAP) e a eficiência de remoção (%).	106
Figura 5.11 - SST no efluente de entrada do TSE (ETSE), saída do TSE (STSE), interior do TEVAP (TEVAP) e a eficiência de remoção (%).	107
Figura 5.12 - Turbidez no efluente de entrada do TSE (ETSE), saída do TSE (STSE), interior do TEVAP (TEVAP) e a eficiência de remoção (%)	109
Figura 5.13 - pH no efluente de entrada do TSE (ETSE), saída do TSE (STSE) e interior do TEVAP	110
Figura 5.14 - OD no efluente de entrada do TSE (ETSE), saída do TSE (STSE) e interior do TEVAP	111
Figura 5.15 - Fósforo total no efluente de entrada do TSE (ETSE), saída do TSE (STSE), interior do TEVAP (TEVAP) e a eficiência de remoção (%)	112
Figura 5.16 - Nitrogênio amoniacal no efluente de entrada do TSE (ETSE), saída do TSE (STSE), interior do TEVAP (TEVAP) e a eficiência de remoção (%)	114
Figura 5.17 - Coliformes termotolerantes no efluente de entrada do TSE (ETSE), saída do TSE (STSE), interior do TEVAP (TEVAP) e a eficiência de remoção (%)	116
Figura 5.18 - Dispêndio da pesquisa	118

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1 - Principais formas de esgotamento sanitário no Brasil entre 2014 e 2015	29
Quadro 3.2 - Principais formas de esgotamento sanitário no Brasil entre 2016 e 2017	30
Quadro 3.3 - Classificação das águas no território brasileiro segundo as formas de uso	40
Quadro 3.4 - Qualidade média efluente de tanque séptico sem pós tratamento	51
Quadro 3.5 - Eficiência média de remoção de contaminantes do tanque séptico	51
Quadro 4.1 - Contribuição de esgoto <i>per capita</i> em função do padrão do domicílio	73
Quadro 4.2 - Taxa de evapotranspiração em função da temperatura média	73
Quadro 4.3 - Dimensionamento do tanque de evapotranspiração segundo os três métodos apresentados	76

LISTA DE TABELAS

Tabela 5.1. Valores médios dos parâmetros avaliados e as eficiências de remoção (%) no sistema de tratamento de esgotos	103
--	-----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
DAE	Departamento Municipal de Água e Esgoto
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FAPEMIG	Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais
FEAM	Fundação Estadual do Meio Ambiente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
NBR	Norma Brasileira
NMP	Número Mais Provável
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
PVC	Policloreto de Vinila
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PLANSAB	Plano Nacional de Saneamento Básico
PNAD	Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios
SD	Sólidos Dissolvidos
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SNSA	Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental
SS	Sólidos Suspensos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SUPRAM	Superintendência Regional de Meio Ambiente
TEVAP	Tanque de Evapotranspiração
TS	Tanque Séptico
TSE	Tanque Séptico Econômico
UNT	Unidades Nefelométricas de Turbidez
UTM	Universal Transversa de Mercator
WGS	World Geodetic System

LISTA DE SÍMBOLOS

A	Área da superfície do tanque, m ²
C _i	Coefficiente de infiltração, L.m ⁻² .dia ⁻¹
ET _o	Evapotranspiração de referência do local, mm.d ⁻¹
ET _p	Evapotranspiração potencial, mm.d ⁻¹
ET _c	Evapotranspiração de cultura, mm.d ⁻¹
h	Altura, m
K _c	Coefficiente da cultura
K _i	Coefficiente de infiltração
K _{evap}	Coefficiente do tanque
n	Número médio de usuários do sistema
P	Pluviosidade média do local, mm.d ⁻¹
Q _d	Vazão diária por pessoa, L.d ⁻¹
t	Tempo, min
V	Volume interno do tanque de evapotranspiração, m ³
VC	Volume de contribuição diária total L.d ⁻¹
VE	Volume de evapotranspiração, L.d ⁻¹ .m ⁻²

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	20
2. OBJETIVOS	22
3. REFERENCIAL TEÓRICO.....	23
3.1. Indicadores de abastecimento de água e esgotamento sanitário no Brasil	23
3.2. Uso e qualidade da água	32
3.3. Caracterização dos efluentes sanitários	32
3.3.1. Sólidos	33
3.3.2. Demanda Bioquímica de Oxigênio	34
3.3.3. Demanda Química de Oxigênio	35
3.3.4. Nitrogênio	36
3.3.5. Fósforo	37
3.3.6. Organismos patogênicos	38
3.4. Impactos dos esgotos no ambiente	38
3.5. Classificação de corpos de água e padrões de lançamento de efluentes	40
3.6. Considerações sobre os sistemas de tratamento de esgotos	43
3.6.1. Níveis de tratamento de esgotos sanitários	43
3.6.2. O tratamento biológico e o metabolismo bacteriano	45
3.6.3. O tratamento anaeróbio de esgotos sanitários	46
3.6.4. Processos bioquímicos da digestão anaeróbia	47
3.7. O tanque séptico	48
3.8. Tecnologias alternativas de tratamento	52
3.9. A permacultura	52
3.10. O tanque séptico econômico	53
3.11. O tanque de evapotranspiração	55
3.12. Considerações sobre a bananeira e suas necessidades hídricas	59
4. MATERIAL E MÉTODO	62

4.1. Estratégia de pesquisa	62
4.2. Caracterização do município de João Monlevade	62
4.2.1. Território e demografia	62
4.2.2. Clima	63
4.2.3. Topografia	64
4.2.4. Geologia e pedologia	65
4.2.5. Bioma	65
4.2.6. Hidrografia	65
4.2.7. Saneamento	65
4.3. Escolha do local e caracterização da área da pesquisa	67
4.4. Dimensionamento do tanque séptico econômico	70
4.5. Dimensionamento do tanque de evapotranspiração	71
4.5.1. Dimensionamento do TEVAP segundo o método dos permacultores	71
4.5.2. Dimensionamento do TEVAP segundo o método de ERCOLE (2003)	73
4.5.3. Dimensionamento do TEVAP segundo o método de GALBIATI (2009)	74
4.5.4. Dimensionamento do TEVAP adotado	76
4.6. Dimensionamento do sistema de escoamento final	77
4.7. Construção do sistema de tratamento de efluentes	80
4.8. Acompanhamento e coleta de dados	93
4.9. Desenvolvimento de produto técnico	95
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	96
5.1. Operação e manejo do sistema de tratamento de efluentes	96
5.2. Avaliação do crescimento das bananeiras	96
5.3. Análise da qualidade dos efluentes	101
5.3.1. Demanda bioquímica de oxigênio	103
5.3.2. Demanda química de oxigênio	105
5.3.3. Sólidos suspensos totais	107
5.3.4. Turbidez	108
5.3.5. pH	110

5.3.6. Oxigênio dissolvido	111
5.3.7. Fósforo total	112
5.3.8. Nitrogênio amoniacal	113
5.3.9. Coliformes termotolerantes	116
5.4. Dispêndio da pesquisa	117
5.5. Produto técnico	118
6. RECOMENDAÇÕES E OBSERVAÇÕES FINAIS	119
7. CONCLUSÃO	121
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	122
APÊNDICE A – Dispêndio da pesquisa em função dos materiais e serviços realizados	133
APÊNDICE B – Produto técnico	134

1. INTRODUÇÃO

Os serviços de esgotamento sanitário e tratamento de esgotos evoluem de maneira lenta no Brasil, revelando um déficit de cobertura, principalmente nas áreas rurais e periferias dos centros urbanos, onde reside a população de menor renda (GALVÃO JUNIOR, 2009). Em muitos desses locais, os esgotos são lançados nos corpos receptores ou infiltrados nos solos sem tratamento, aumentando os riscos de contaminação das águas subterrâneas e superficiais, provocando danos ao meio ambiente e à saúde pública (BERTONCINI, 2008).

Dados da Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios – PNAD revelam que cerca de 66,4% dos moradores residentes em domicílios urbanos têm os esgotos escoados por redes coletoras, enquanto 20,5% utilizam tanques sépticos e 10,8% não possuem formas de esgotamento ou usam fossas rudimentares. Já nos domicílios rurais, somente 5,9% da população é atendida por redes coletoras, enquanto 36,6% utilizam tanques sépticos e 54,5% não possuem opções adequadas de esgotamento ou utilizam fossas rudimentares (IBGE, 2016).

As soluções que levem à diminuição dessas desigualdades e a descontaminação das águas passam por inúmeros desafios, dentre eles, as questões de gestão pública, financeira e tecnológica (REIS *et al.*, 2005). Apesar de novas tecnologias serem desenvolvidas ou aperfeiçoadas para reduzir os danos ambientais, ainda faltam muitos estudos para se criar projetos que atenuem de forma significativa os impactos ambientais (WOLFF *et al.*, 2009).

Nesse sentido, a universalização do saneamento pode ser alcançada a partir de soluções que vão além das tecnologias convencionais, contemplando os sistemas simplificados, caracterizados por serem individuais (GALVÃO JUNIOR, 2009), econômicos e eficientes em relação ao tratamento e reuso dos efluentes (BERTONCINI, 2008). Assim, a adoção de soluções graduais e progressivas pode passar pelo aprimoramento e transformação das tecnologias existentes, sem desconsiderar as alternativas que já trouxeram resultados positivos (BERNARDES e SOARES, 2004).

Dentre os sistemas de tratamento individuais mais utilizados, o tanque séptico se destaca como uma opção adequada de esgotamento, fornecendo uma margem discreta de redução de contaminantes, na ordem de 30% a 35% de remoção de DBO e de 55% a 65% de remoção de sólidos em suspensão, quando utilizado sem pós tratamento (VON SPERLING, 2014). Os seus custos de implantação podem variar em função da abrangência de usuários, dos materiais utilizados e do uso de unidades de tratamento complementar.

Visando propor uma tecnologia social que se adeque às diferentes particularidades locais, o tanque séptico econômico surgiu como uma alternativa que realiza as mesmas funções de decantação, digestão e armazenamento de lodos do tanque séptico convencional, com as vantagens de ter um baixo custo de construção, simplicidade de manejo e possibilidade de utilizar materiais mais acessíveis. Construído a partir de bombonas de polietileno arranjadas em série, este sistema pode alcançar um número maior de domicílios devido a sua praticidade e simplicidade técnica (FRANCO *et al.*, 2016; CARDOSO *et al.*, 2017).

Apesar de suas vantagens, a eficiência do tanque séptico para a remoção de matéria orgânica é limitada, necessitando de uma etapa complementar para alcançar um nível aceitável de remoção de contaminantes (MANNICH *et al.*, 2009). Uma alternativa promissora do ponto de vista ecológico é o tanque de evapotranspiração, uma tecnologia social proveniente da permacultura, na qual um efluente líquido é depositado em um tanque impermeabilizado e preenchido com camadas de substratos que funcionam como meio filtrante. Na superfície do tanque são cultivadas espécies de folhas largas que promovem a absorção dos nutrientes pela zona de raízes. A água retorna ao ambiente através da radiação solar e da evapotranspiração das folhas, evitando a contaminação do meio ambiente (VIEIRA, 2010).

A proposta desta pesquisa foi desenvolver e avaliar um sistema de tratamento de efluentes sanitários formado por um tanque séptico econômico seguido por um tanque de evapotranspiração cultivado com bananeiras (*Musa sp.*), para atender aos moradores de um domicílio que não possuía sistema de esgotamento adequado, no município de João Monlevade, Minas Gerais.

A relevância deste trabalho para a área ambiental norteia a busca pelo atendimento aos principais vértices da sustentabilidade. Propõe-se uma tecnologia que resguarda o meio ambiente da contaminação pelo lançamento *in natura* dos esgotos domésticos (ecologicamente correto); reduz os danos sociais e de saúde pública decorrentes da contaminação humana, além de possibilitar a ampliação para outras populações em condições similares (socialmente justo); e possui um baixo custo de implantação e operação (economicamente viável).

O tema se mostra inovador uma vez que não são encontrados estudos que avaliam esses sistemas de forma combinada e, quando separados, apresentam benefícios limitados, seja do ponto de vista de remoção de contaminantes insuficientes (tanque séptico) ou de formas de usos limitadas (tanque de evapotranspiração tratando apenas águas negras). Dessa forma, entende-se que através da apropriação dessas duas tecnologias em um modelo descentralizado combinado seja possível suprir as deficiências e reforçar os benefícios que elas já apresentam.

2. OBJETIVOS

Objetivo Geral

Dimensionar e implantar um sistema de tratamento descentralizado de efluentes sanitários, consistindo de um tanque séptico econômico seguido por um tanque de evapotranspiração cultivado com bananeiras (*Musa sp.*), para atender aos moradores de um domicílio sem esgotamento sanitário adequado, no município de João Monlevade, Minas Gerais.

Objetivos Específicos

Verificar a eficiência do sistema de tratamento quanto a remoção de contaminantes através de ensaios físico-químicos e biológicos dos parâmetros: demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, sólidos suspensos totais, turbidez, pH, oxigênio dissolvido, fósforo total, nitrogênio amoniacal e coliformes termotolerantes.

Avaliar o desenvolvimento das bananeiras sobre o tanque de evapotranspiração, a fim de se observar as respostas das plantas ao meio cultivado, mensuradas a partir do crescimento das mesmas.

Propor um produto técnico no formato de cartilha, contendo as imagens e descrições da pesquisa, para servir como um modelo de orientação aos leitores interessados na construção do sistema de tratamento descentralizado semelhante ao apresentado neste trabalho.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

O modelo de desenvolvimento econômico baseado na industrialização, no aumento da exploração de recursos e geração de resíduos em um planeta finito, leva a indagações sobre até que ponto as pressões ambientais podem continuar sem comprometer a capacidade de regeneração dos ecossistemas e as necessidades materiais das gerações futuras (MEADOWS *et al.*, 2007, p. 17).

Esse tema foi o foco dos debates da Comissão de Meio Ambiente e Desenvolvimento das Nações Unidas que, em 1987, divulgou o “Relatório *Brundtland*” e criou o termo desenvolvimento sustentável. Essa publicação chamava a atenção para a necessidade de buscar soluções para os problemas socioeconômicos e ambientais, visando a proteção e manutenção dos sistemas naturais através de mudanças nos meios de produção, organização social e utilização dos recursos do planeta (DEZOTTI, 2008, p. 14-15). Assim, a sustentabilidade deve priorizar a compreensão das relações sociais, econômicas, ambientais, tecnológicas e políticas (PHILIPPI JR. *et al.*, 2005, p.762).

Essa construção deve partir da compreensão de que a capacidade de suporte para a vida humana e para as sociedades futuras depende da maneira em que ela utiliza os recursos limitantes da Terra no presente (DIAS, 2004, p. 225). Entre esses recursos, a água aparece como um dos mais importante pelo seu papel na criação e manutenção de todos os seres vivos (PHILIPPI JR. *et al.*, 2005, p. 17, 415).

A capacidade dissolutiva da água permite que inúmeras reações aconteçam na natureza, criando novas substâncias, propiciando a evolução da vida e dos diversos tipos de fenômenos naturais. Devido a sua grande disponibilidade sobre a superfície do planeta, a água foi tratada por muito tempo como um recurso infinito e apenas nas últimas décadas ela vem sendo considerada como um bem finito e vulnerável, na qual a sua escassez e o comprometimento da sua qualidade podem resultar em fortes impactos ao desenvolvimento humano (PHILIPPI JR. *et al.*, 2005, p. 17, 415).

3.1. Indicadores de abastecimento de água e esgotamento sanitário no Brasil

A Lei nº 11.445 (BRASIL, 2007) estabeleceu como princípio fundamental a universalização gradual de todos os domicílios ao saneamento básico. Este princípio é um objetivo legítimo das políticas públicas para diminuir as desigualdades sociais e melhorar a

qualidade de vida e cidadania da população (GALVÃO JÚNIOR, 2009). Entretanto, sabe-se que muitos brasileiros ainda não têm acesso aos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário, e a avaliação dos indicadores de cobertura revelam um déficit social que precisa ser superado nos próximos anos (MORAES *et al.*, 2014, p. 65).

De acordo com o último diagnóstico do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, que reúne indicadores sobre o atendimento de abastecimento de água e esgotamento sanitário para a população urbana do país, a cobertura por rede de abastecimento de água chegou a 83,3% da população no ano de 2016. O maior índice foi observado na região sudeste (91,2%), seguida pelo centro-oeste (89,4%), sul (89,4%) e nordeste (73,4%). A região norte apresentou o pior indicador, onde pouco mais da metade da população tinha acesso a rede de abastecimento de água (55,4%). A região norte também possuiu a maior quantidade de municípios cujos prestadores não aderiram ao SNIS naquele ano (Figura 3.1) (SNSA, 2018).

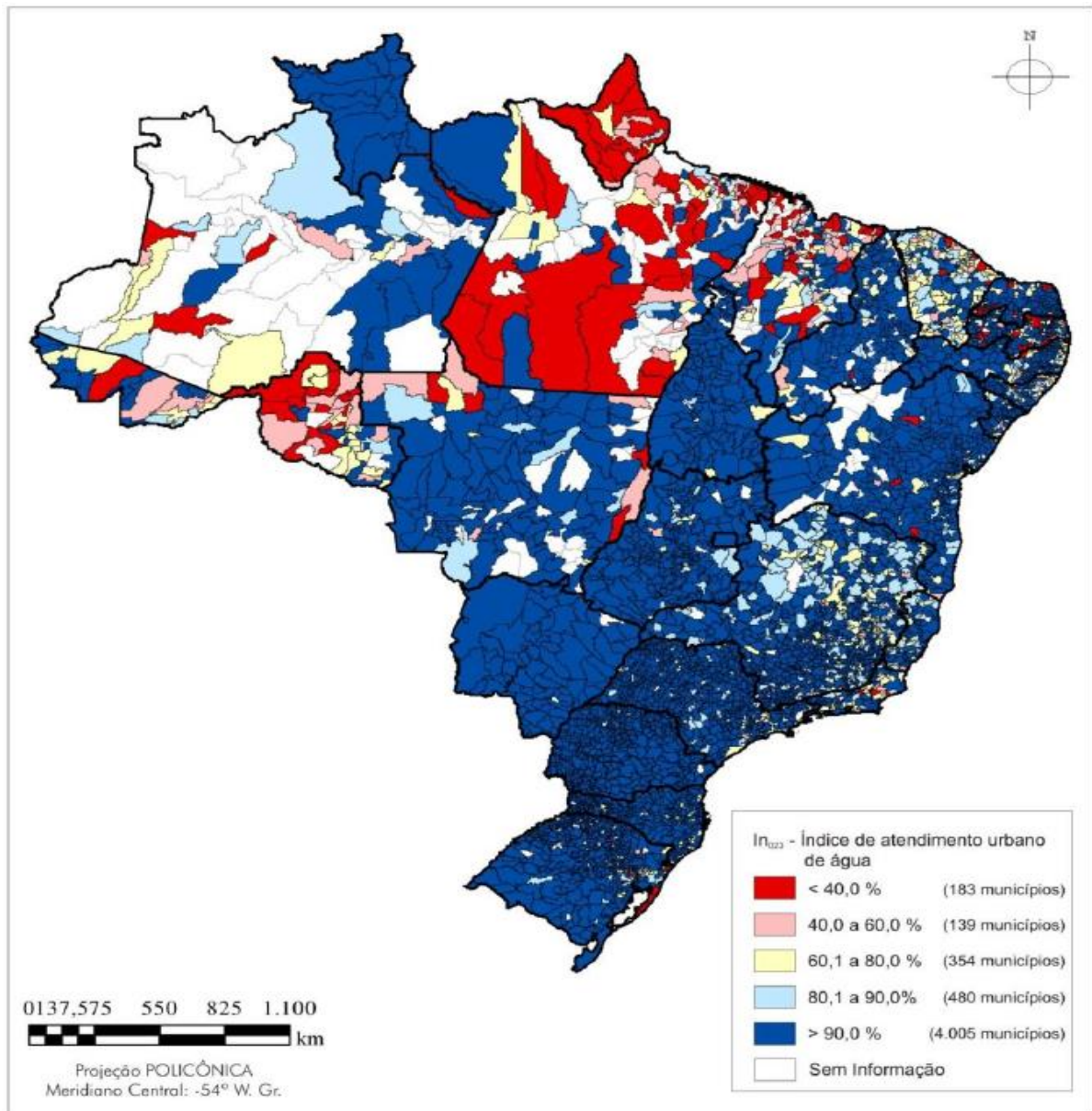


Figura 3.1. Representação espacial do índice de atendimento urbano por rede de água dos municípios cujos prestadores de serviços participaram do SNIS em 2016. **Fonte:** SNSA, 2018.

Em relação a evolução do abastecimento de água na última década, o SNIS mostrou que houve um crescimento médio de 0,34 % ao ano, e um acumulado de 3,4% nesse período. Já em relação ao índice de perdas na distribuição, o diagnóstico apontou uma queda média de 0,6% ao ano e uma queda acumulada de 3,5% nesse período (Figura 3.2) (SNSA, 2018).

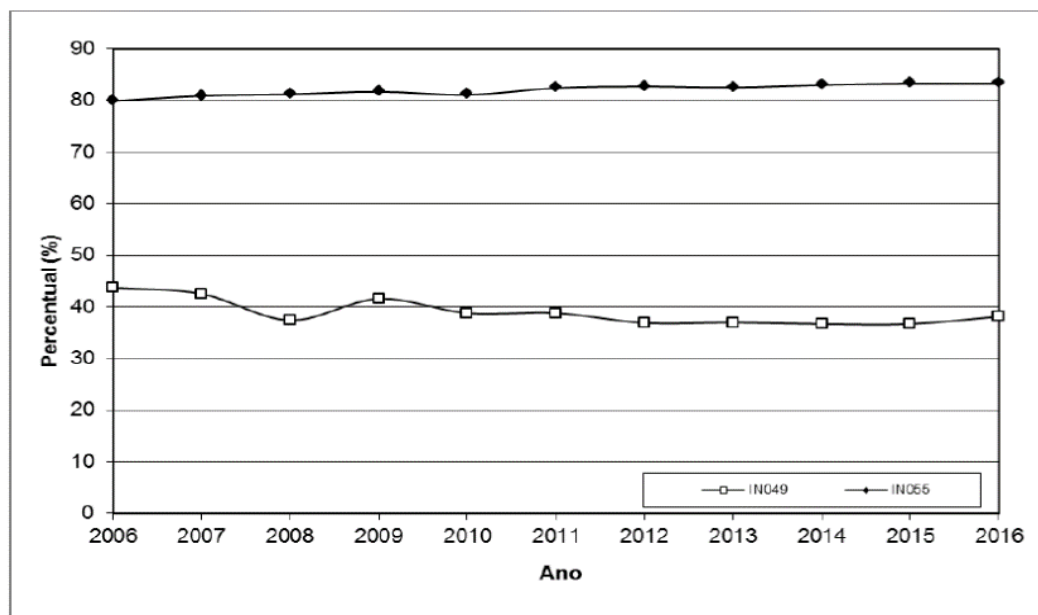


Figura 3.2. Evolução dos índices de atendimento da população total com abastecimento de água (IN055) e perdas da distribuição (IN049) para os prestadores de serviços participantes do SNIS entre 2006 e 2016.

Fonte: SNSA, 2018.

Quanto ao índice de atendimento com rede de esgotos, o SNIS apresentou uma cobertura média de 51,9% da população no ano de 2016. Novamente, a região sudeste teve o maior índice de cobertura (78,6%), seguida pelo centro-oeste (51,5%) e sul (49,0%). Os maiores déficits de cobertura de esgotos foram observados nas regiões nordeste (26,8%) e sul (10,5%). Com a exceção dos estados da região sudeste, espera-se que a cobertura situacional real do país seja ainda menor, visto que na maioria dos casos, os prestadores dos municípios das outras regiões não aderiram completamente ao SNIS, como pode ser observado nos municípios sem informação na Figura 3.3 (SNSA, 2018).

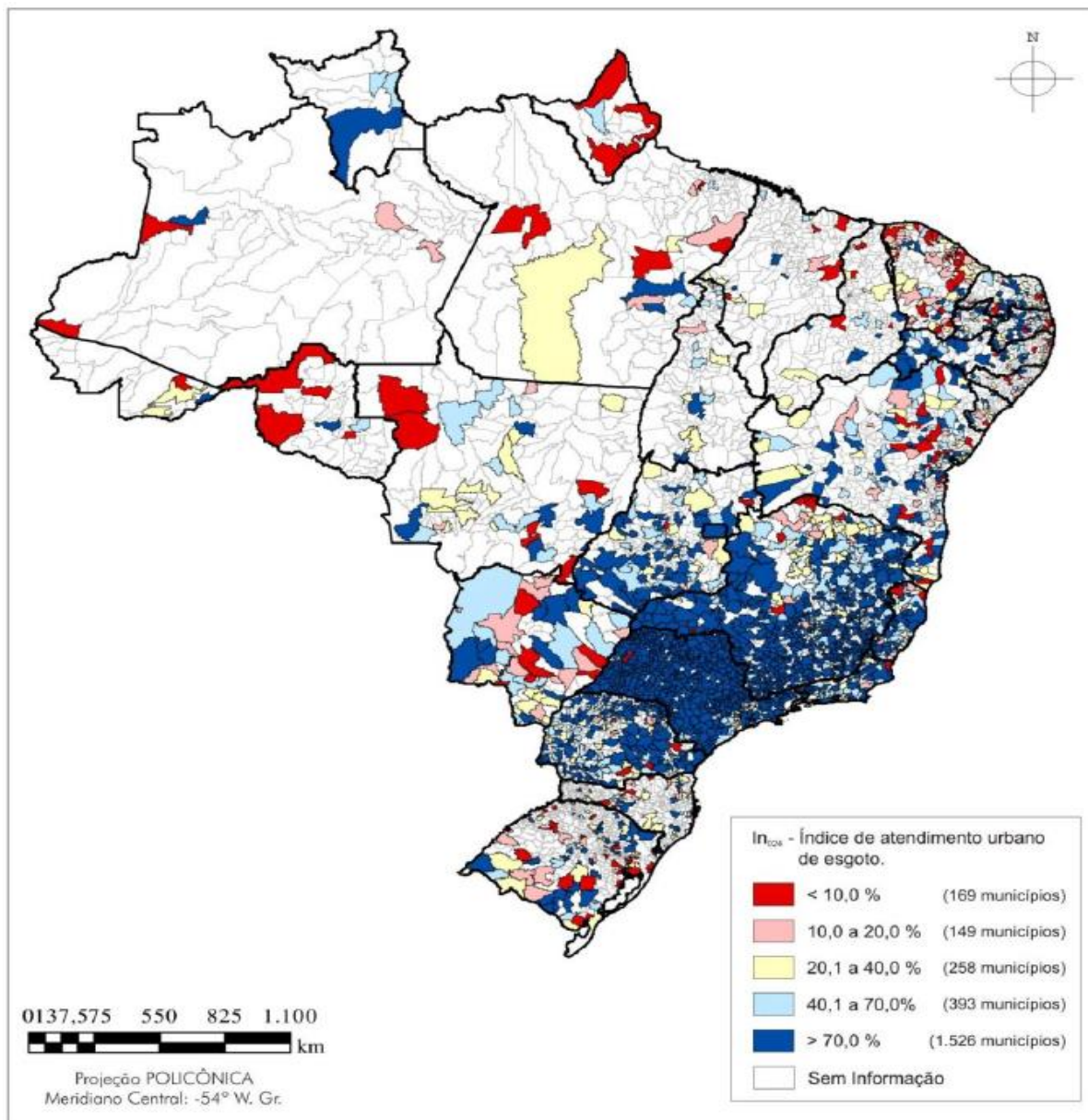


Figura 3.3. Representação espacial do índice de atendimento urbano por rede coletora de esgotos dos municípios cujos prestadores de serviços participaram do SNIS em 2016. **Fonte:** SNSA, 2018.

Em relação a evolução dos índices de coleta e de tratamento de esgotos gerados na última década, o SNIS mostrou que houve um crescimento contínuo, com um aumento de 12,5% do índice de coleta e 12,7% do índice de tratamento de esgotos, representando um crescimento médio anual de 1,2% para ambos os indicadores (Figura 3.4) (SNSA, 2018).

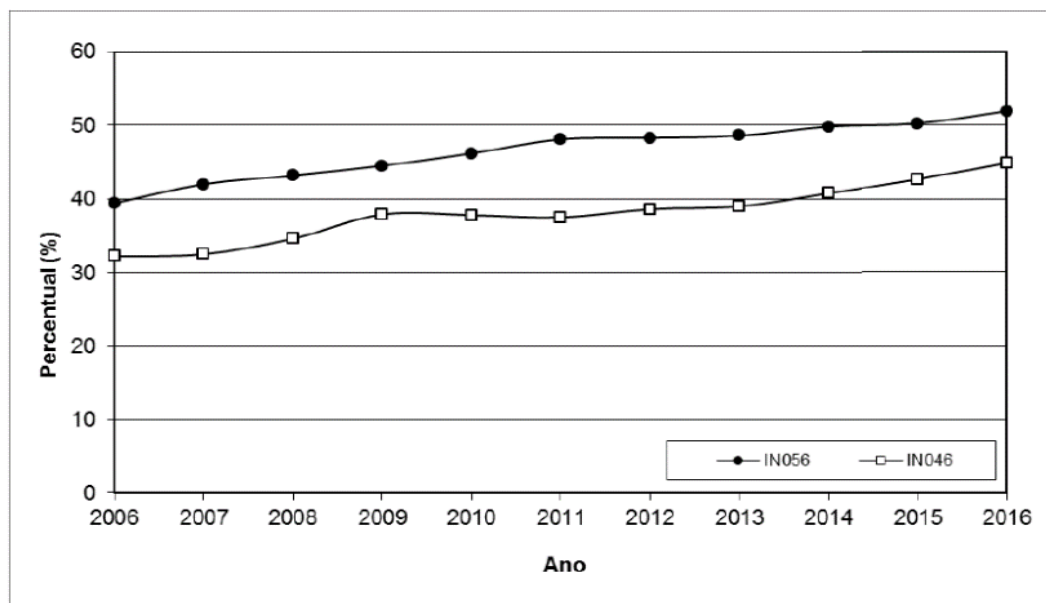


Figura 3.4. Evolução dos índices de atendimento da população total com coleta de esgotos (IN056) e de tratamento dos esgotos gerados (IN046) para os prestadores de serviços participantes do SNIS entre 2006 e 2016.

Fonte: SNSA, 2018.

O SNIS tem como limitações o fato de não utilizar um método estatístico para a definição da sua amostra, sendo que a mesma pode não retratar a realidade de uma ou mais localidades. Além disso, como os dados são fornecidos pelos prestadores dos serviços, não são consideradas outras soluções sanitárias que possam existir. Ainda assim, o SNIS é uma ferramenta importante para a avaliação dos serviços de saneamento, principalmente para as regiões metropolitanas e municípios de grande porte, onde representa com boa aproximação a realidade local (MORAES *et al.*, 2014, 90-91).

Os indicadores de saneamento no país também são apresentados pelo IBGE, através de ferramentas como a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (última versão em 2008), o Censo Demográfico (decenal) a Pesquisa Nacional por Amostras de Domicílios – PNAD (anual), entre outros (MORAES *et al.*, 2014, 316). Assim como observado nos indicadores do SNIS, a PNAD demonstra um aumento gradual dos índices de esgotamento sanitário nos últimos anos, embora os índices de abastecimento de água tenham tido pouca variação nesse período (Figura 3.5) (IBGE, 2018).

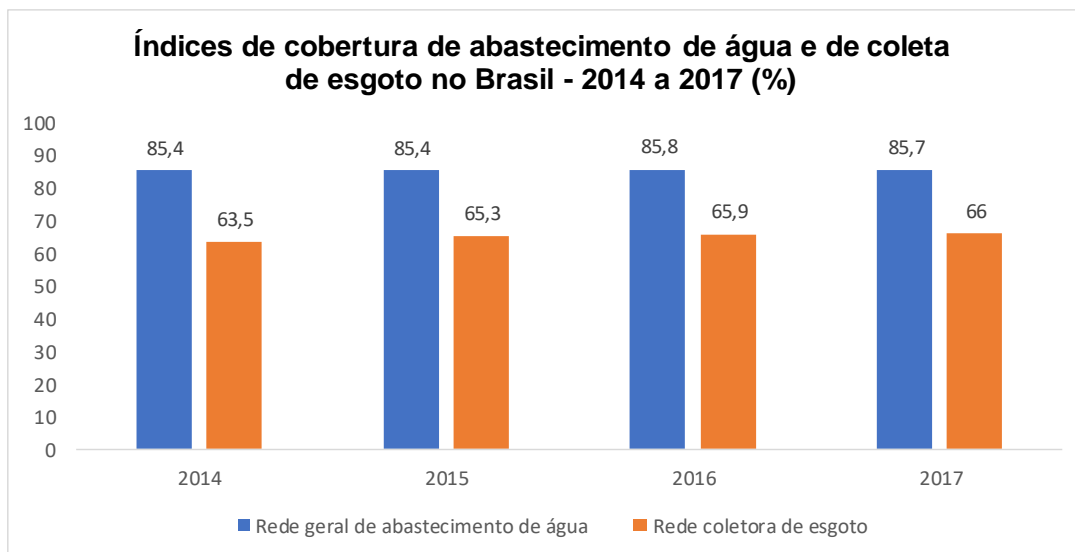


Figura 3.5. Índices de cobertura de abastecimento de água e de coleta de esgoto no Brasil entre 2014 e 2017.

Fonte: IBGE, 2018.

Segundo a PNAD (IBGE, 2016), no ano de 2015, a rede coletora era a principal forma de esgotamento sanitário (59,1%), seguida pela fossa séptica não ligada à rede coletora (15,3%), fossa rudimentar (14,7%) e fossa séptica ligada à rede coletora (6,3%). Domicílios com outra ou nenhuma forma de esgotamento somaram (4,7%) (Quadro 3.1).

Formas de esgotamento sanitário nos domicílios brasileiros (%)		
Tipo de solução	2014	2015
Rede coletora	57,6	59,1
Fossa séptica ligada à rede coletora	5,9	6,3
Fossa séptica não ligada à rede coletora	13,3	15,3
Fossa rudimentar	18,2	14,7
Outro	2,9	2,8
Não tinham	2,1	1,9

Quadro 3.1. Principais formas de esgotamento sanitário no Brasil entre 2014 e 2015. **Fonte:** IBGE, 2016.

A partir de 2016, a PNAD (IBGE, 2018) apresenta os indicadores de rede coletora e fossa ligada à rede como um único indicador. Em 2017, essa solução de esgotamento abrangia 66% dos domicílios brasileiros, seguida pela fossa não ligada à rede (30,3%) e outras formas de esgotamento (2,9%) (Quadro 3.2).

Formas de esgotamento sanitário nos domicílios brasileiros (%)		
Tipo de solução	2016	2017
Rede geral ou fossa ligada à rede	65,9	66
Fossa não ligada à rede	29,7	30,3
Outra forma de esgotamento	2,8	2,9

Quadro 3.2. Principais formas de esgotamento sanitário no Brasil entre 2016 e 2017. **Fonte:** IBGE, 2018.

Não foram encontrados dados nesse período que demonstrem as discrepâncias do esgotamento entre as populações de áreas urbanas e rurais. O IBGE (2015) classifica como população urbana aquela residente em áreas correspondentes às sedes municipais (cidades), sedes distritais (vilas) ou em áreas urbanas isoladas. A população residente em localidades fora desses limites é classificada como rural. O relatório Indicadores de Desenvolvimento Sustentável revela que o percentual de atendimento da população rural com esgotamento sanitário adequado era menor que a metade do percentual da população urbana no ano de 2012 (Figura 3.6).

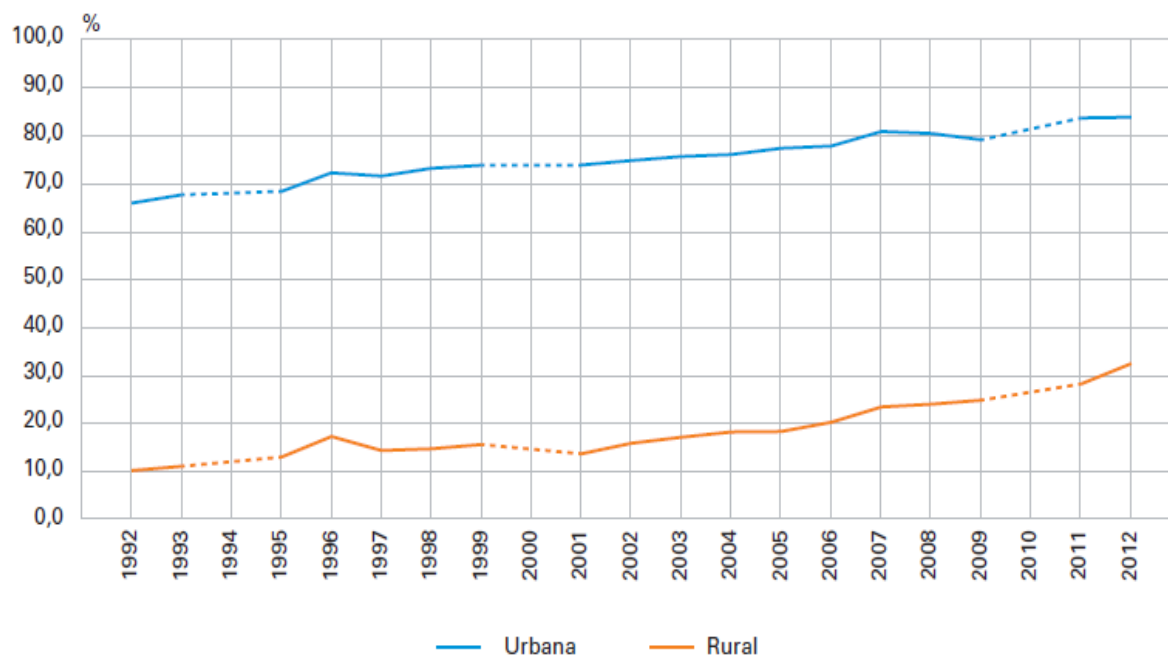


Figura 3.6. Proporção de moradores em domicílios particulares permanentes com esgotamento sanitário adequado, por situação do domicílio. **Fonte:** IBGE, 2015.

Para o IBGE, as soluções de esgotamento adequadas são aquelas realizadas por rede coletora ou fossa séptica (com ou sem ligação à rede coletora). Nesse contexto, observa-se uma tendência de queda no uso da fossa séptica nas áreas urbanas. Isso pode ser explicado pelo

aumento das redes coletoras nessas áreas, que passaram de 60% em 2012, aumentando, gradualmente, a quantidade de esgotos sanitários enviados para essas redes e diminuindo a necessidade das fossas sépticas. Em contrapartida, nas áreas rurais, a fossa séptica é a solução de maior crescimento (mesmo estando abaixo dos 30% em 2012), uma vez que as redes coletoras praticamente não são implementadas nesses locais (em torno de 5% em 2012) (Figura 3.7).

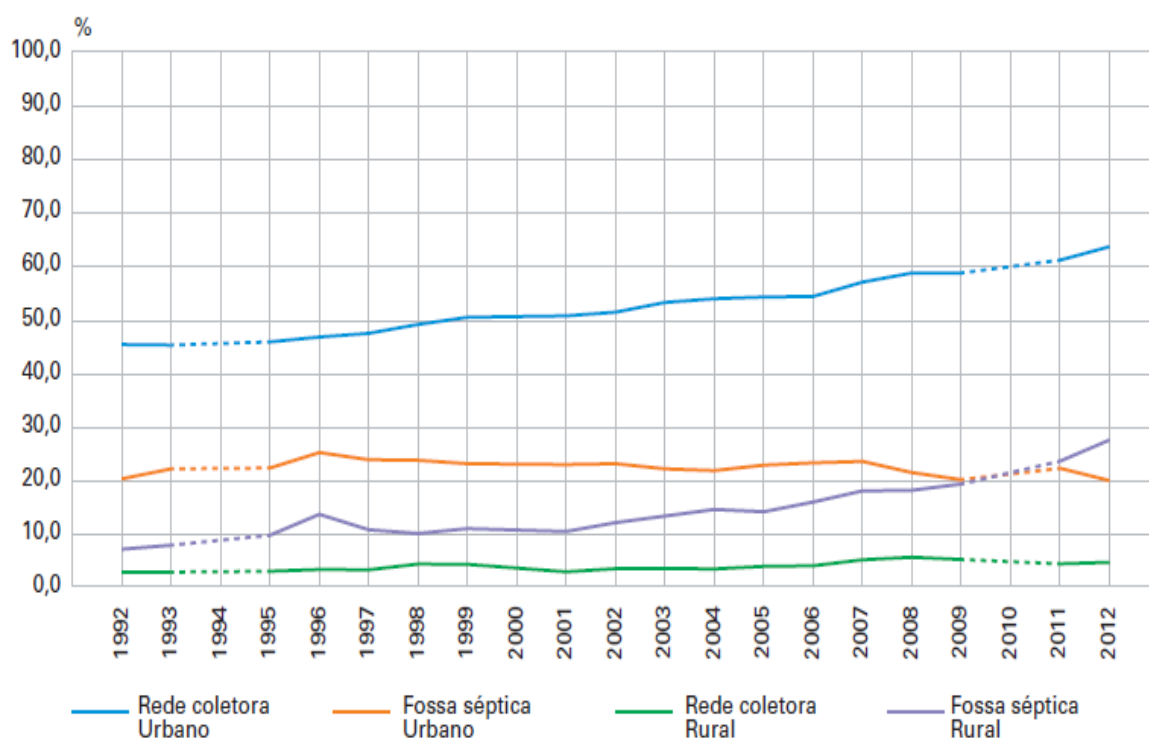


Figura 3.7. Proporção de moradores em domicílios particulares permanentes com esgotamento sanitário adequado, por tipo de esgotamento sanitário e situação do domicílio. **Fonte:** IBGE, 2015.

Para o futuro, as metas estabelecidas pelo Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB), no âmbito do abastecimento de água, visam contemplar integralmente as regiões sudeste, sul e centro oeste com água potável até 2033 e as outras regiões com índices acima de 90%. Em relação ao esgotamento sanitário, a principal meta é melhorar os indicadores observados na área rural, de modo que pelo menos 87% dos esgotos gerados tenham disposição final adequada. Além disso, para reverter o quadro de degradação dos cursos hídricos, pretende-se alcançar o índice médio de tratamento de 93% dos esgotos coletados em 2033 (SNSA, 2014).

3.2. Uso e qualidade da água

A qualidade da água é definida pelas diferentes formas de uso e ocupação do solo ao longo das bacias hidrográficas e áreas de mananciais (REIS *et al.*, 2005, p. 106). Essa qualidade está relacionada com as condições ambientais de uma bacia e possibilita o conhecimento dos ecossistemas, das alterações de origem antrópicas e o seu nível de conservação, segundo as formas de uso (SOUZA e GASTALDINI, 2014).

De modo geral, os principais tipos de uso da água são: abastecimento doméstico e industrial, irrigação, dessedentação animal, conservação de fauna e flora, recreação, criação de espécies, geração de energia, navegação, paisagismo, diluição e transporte de efluentes. As relações entre o uso e a qualidade da água são bastante intrínsecas, de modo que o uso para abastecimento humano requer a satisfação de um nível maior de critérios de qualidade do que a diluição de efluentes, por exemplo. No entanto, como os corpos hídricos possuem múltiplos usos previstos, surge a necessidade de satisfazer simultaneamente os diversos critérios de qualidade estabelecidos, como ocorre em represas construídas para o abastecimento, geração de energia, recreação, entre outras finalidades (VON SPERLING, 2014, p. 17-18).

A qualidade da água está em constante modificação em função das formas de uso atribuídas pelos seus usuários. Fatores como o lançamento de esgotos em corpos hídricos superficiais ou subterrâneos pode deteriorar a qualidade do meio ao introduzir fontes de contaminação como microrganismos patogênicos e substâncias orgânicas e inorgânicas (SILVA e ARAÚJO, 2003; MATOS e MATOS, 2017, p. 25).

3.3. Caracterização dos efluentes sanitários

A expressão águas residuárias tem sido utilizada por muitos autores em substituição ao termo esgotos sanitários, servindo como uma tradução literal para a palavra inglesa *wastewater*, embora esses termos denominem os mesmos efluentes líquidos (BERNARDES e SOARES, 2004, p. 18).

Ainda segundo os autores, dentro da classificação internacional também ocorrem as terminologias “águas negras” (do inglês *blackwater*) que descrevem os esgotos domésticos compostos por material fecal e urina, com alta concentração de matéria orgânica e microrganismos patogênicos; e “águas cinzas” (do inglês *greywater*) referente aos esgotos provenientes de lavagem ou de limpeza, incluindo as águas de cozinha e de banhos, cujos

aspectos qualitativos estão associados a presença de substâncias gordurosas, sabão e, em alguns casos, patógenos.

Os efluentes sanitários são formados pelos esgotos domésticos – correspondente à parcela mais significativa – e esgotos industriais escoados pelas redes públicas e águas de infiltração (BRAGA *et al.*, 2005, p. 119). Produzidos a partir da água de abastecimento, os esgotos domésticos têm sua medida em função da quantidade de água consumida, expressos numa taxa média de 200 litros por habitante ao dia (ARAUJO, 2011, p. 37).

A quantidade e as características dos esgotos gerados por uma população variam bastante em função de: hábitos e situação socioeconômica da comunidade; ocorrências ou não de pontos de águas pluviais clandestinos na malha de esgoto; condições de estado e manutenção dessas redes; clima; custo e qualidade da água distribuída; estado de conservação dos sistemas sanitários domiciliares (BRAGA *et al.*, 2005, p. 120).

De modo geral, a maior parte dos esgotos é composta por água (99,9%) e uma pequena fração de matéria sólida (0,1%) que inclui os sólidos orgânicos e inorgânicos, sólidos suspensos e dissolvidos e microrganismos (VON SPERLING, 2014, p. 82-83). O lançamento *per capita* desses sólidos nos esgotos urbanos varia numa média entre 81 e 100 g.hab⁻¹.dia⁻¹, compostos aproximadamente por 75 dag.kg⁻¹ de matéria orgânica e 25 dag.kg⁻¹ de sais minerais, dentre os quais 5 a 10 dag.kg⁻¹ são substâncias nitrogenadas, 2,5 a 4,5 dag.kg⁻¹ de substâncias fosforadas e 3 a 4,5 dag.kg⁻¹ de substâncias potássicas (MATOS e MATOS, 2017, p. 47).

Em se tratando das características físico-químicas e biológicas dos esgotos domésticos, os parâmetros mais comuns a serem avaliados e que podem trazer danos aos cursos hídricos naturais ou problemas de saúde humana são os sólidos, a matéria orgânica – medida de maneira indireta através da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) – o nitrogênio, o fósforo e os organismos patogênicos (VESILIND e MORGAN, 2013, p. 222).

Essas análises têm o objetivo de compreender as condições de higiene da água, auxiliando na busca de soluções para a mitigação dos impactos decorrentes da poluição (VESILIND e MORGAN, 2013, p. 171).

3.3.1. Sólidos

Os sólidos podem ser classificados segundo o tamanho, as características químicas e a sedimentabilidade (VON SPERLING, 2014, p. 85). Em relação ao tamanho, os sólidos podem

ser classificados em sólidos suspensos (SS) e sólidos dissolvidos (SD). As amostras de esgotos são passadas por um filtro de papel de porosidade padronizada para a separação dos sólidos retidos no filtro (sólidos suspensos) dos sólidos que passam pelo filtro (sólidos dissolvidos). Através da pesagem do filtro e da amostra filtrada – ambos após a exclusão da água por evaporação – é possível determinar a concentração (em mg.L^{-1}) dos sólidos suspensos e dos sólidos dissolvidos (VON SPERLING, 2014, p. 85-86).

Quanto às características químicas, as amostras de sólidos são submetidas a uma alta temperatura para ser volatizada, restando após a combustão a fração não volátil, ou fixa. Logo, os sólidos voláteis indicam uma estimativa da matéria orgânica nos sólidos, enquanto os sólidos não voláteis indicam a fração inorgânica da amostra (VON SPERLING, 2014, p. 86).

Em relação à sedimentabilidade, os sólidos sedimentáveis são aqueles capazes de decantar no período de 1 hora em um cone *Imhoff*, enquanto os sólidos não sedimentáveis representa a fração que permanece suspensa no líquido (VON SPERLING, 2014, p. 86).

3.3.2. Demanda Bioquímica de Oxigênio

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é uma medida indireta da matéria orgânica da água e determina a quantidade de oxigênio dissolvido utilizada pelos microrganismos em seus processos metabólicos para consumirem e estabilizarem a matéria orgânica biodegradável em condições aeróbias. Quanto mais alta a concentração de DBO em um efluente, maior a sua contaminação por matéria carbonácea biodegradável (NUVOLARI, 2011, p. 199).

Para o ensaio da DBO, determina-se a concentração de oxigênio dissolvido (OD) da amostra no dia da coleta e, após a sua incubação por um período de 5 dias a 20°C , faz-se outra medição. A diferença entre a concentração de oxigênio dissolvido entre essas duas medições corresponde a DBO_5 (ou DBO padrão) e indica a quantidade de oxigênio consumido para a oxidação da matéria orgânica nesse período (VON SPERLING, 2014, p. 89).

A oxidação completa da matéria orgânica demora cerca de 20 dias e corresponde à Demanda Última de Oxigênio (DBO_u), na qual, após esse período, não existe mais o consumo representativo de oxigênio. De modo conceitual, o ensaio da DBO_u é similar ao da DBO_5 com a diferença do tempo da medição final do oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 2014, p. 90-91).

Os esgotos domésticos apresentam uma média de 300 mg.L^{-1} de DBO_5 , o que indica que a cada 1 litro de esgoto são consumidos cerca de 300 mg de oxigênio para a oxidação das

substâncias carbonáceas em um período de 5 dias (VON SPERLING, 2014, p. 89). Aceita-se que a contribuição de cada ser humano gera uma produção média de 54 g.dia^{-1} de DBO através de seus esgotos (NUVOLARI, 2011, p. 200).

Quanto às vantagens e desvantagens do teste de DBO, destacam-se (VON SPERLING, 2014, p. 89-90):

- Vantagens: medição aproximada da matéria biodegradável do efluente; medição da taxa de degradação do efluente; medição do consumo de oxigênio ao longo do tempo; medição da quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria orgânica.
- Desvantagens: índices baixos de DBO_5 nas situações em que os microrganismos não estão adaptados ao despejo; inibição desses microrganismos por substâncias tóxicas; necessidade de inibir os organismos que oxidam a amônia para não interferir na demanda carbonácea; relação $\text{DBO}_u / \text{DBO}_5$ pode sofrer variações de acordo com o tipo de despejo; relação $\text{DBO}_u / \text{DBO}_5$ pode sofrer variações ao longo do processo de tratamento para um mesmo despejo; demora de 5 dias para a determinação do resultado da DBO_5 pode não ser útil para controle operacional imediato em uma estação de tratamento de esgotos.

3.3.3. Demanda Química de Oxigênio

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é uma medida indireta da matéria orgânica e determina a quantidade de oxigênio consumido na oxidação química de substâncias orgânicas – biodegradáveis ou não – presentes na água em um meio ácido (NUVOLARI, 2011, p. 201; VON SPERLING, 2014, p. 92).

O ensaio da DQO é realizado em um meio fortemente ácido a partir da ação oxidante do dicromato ou do permanganato. Uma alíquota do efluente é colocada em um meio ácido (oxidante) por 2 horas e, após essa digestão é feita a titulação do dicromato de potássio que não reduziu com sulfato ferroso amoniacal. A partir disso é possível determinar o teor de dicromato que foi consumido e calcular a matéria orgânica oxidada em função do oxigênio equivalente (DEZOTTI, 2008, p. 27-28).

Em relação às vantagens e desvantagens do teste de DQO, destacam-se (VON SPERLING, 2014, p. 92):

- Vantagens: rápida realização do teste (entre 2 a 3 horas); medida oferece uma boa indicação quanto ao oxigênio necessário para a estabilização das substâncias orgânicas; a oxidação da amônia não afeta o resultado do teste.
- Desvantagens: ocorrência da oxidação da fração biodegradável e não biodegradável da matéria orgânica, superestimando o oxigênio a ser consumido no tratamento do efluente em sistemas biológicos; não fornece dados sobre a taxa de consumo da matéria orgânica em função do tempo; algumas substâncias inorgânicas reduzidas podem alterar o resultado ao sofrer oxidação.

Algumas informações importantes sobre a natureza do efluente podem ser consideradas a partir da relação DQO / DBO (DEZOTTI, 2008, p. 30). De uma forma resumida, considera-se que (VON SPERLING, 2014, p. 92):

- DQO / DBO baixa (< 2,5): alta fração biodegradável, um sistema de tratamento biológico é adequado;
- DQO / DBO média (entre 2,5 e 4,0): fração biodegradável moderada, um sistema de tratamento biológico pode ser adequado após estudos para comprovar a sua viabilidade;
- DQO / DBO alta (> 4,0): alta fração não biodegradável, um sistema de tratamento físico-químico pode ser o mais adequado.

A relação DQO / DBO varia entre 1,7 a 2,4 para os esgotos domésticos brutos. Após passar por um sistema de tratamento, essa relação aumenta devido à diminuição da fração biodegradável do efluente, enquanto a fração não biodegradável se mantém inalterada, de modo que o tratamento biológico de esgoto pode apresentar efluente final com uma relação DQO / DBO superior a 2,5 (VON SPERLING, 2014, p. 92-93).

3.3.4. Nitrogênio

O nitrogênio é um elemento fundamental para o desenvolvimento de todos os organismos vivos e pode ser encontrado nas águas naturais em várias formas, como molecular, amônia, nitrito, nitrato e nitrogênio gasoso. Quando em excesso, provoca o desenvolvimento acelerado de algas e favorece a eutrofização em lagos e represas (DEZOTTI, 2008, p. 38).

Em se tratando de águas de esgotos, as formas de nitrogênio encontradas revelam algumas características sobre o grau de poluição: o nitrogênio orgânico é constituinte das moléculas de proteínas de animais ou plantas e a sua presença em um corpo hídrico está

associada ao despejo de esgoto bruto recente; o nitrogênio amoniacal é uma forma que passou por decomposição através de microrganismos heterotróficos e também está associado ao lançamento relativamente recente de esgoto; a oxidação da amônia (NH_3) pelas bactérias nitrossomonas resulta no nitrito, uma forma de curta duração; o nitrito oxidado pelas bactérias nitrobacter formam o nitrato e indica um grau de poluição mais antigo (NUVOLARI, 2011, p. 204).

A conversão da amônia em nitrito e do nitrito em nitrato diminui a concentração de oxigênio dissolvido do meio e pode prejudicar os níveis ecológicos da água. Além disso, o nitrato em alta concentração em águas de consumo está relacionado ao aparecimento de doenças como metahemoglobinemia em crianças e, possivelmente, câncer no estômago e intestino em adultos. A amônia livre, por sua vez, é uma forma que causa a morte de peixes (MATOS e MATOS, 2017, p. 93).

O nitrogênio orgânico e a amônia são as principais formas encontradas nos esgotos domésticos brutos e são analisados de maneira conjunta pelo método Kjeldahl, sendo chamado Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). A fração de NO_x (nitrito e nitrato) é bem pequena nos esgotos domésticos. (VON SPERLING, 2014, p. 95). Nos processos de tratamento convencionais, parte do nitrogênio é retido aos sólidos e removido junto com o lodo de esgoto e o restante – na principal forma de amônia – é lançado no corpo receptor junto com o efluente tratado (NUVOLARI, 2011, p. 205).

3.3.5. Fósforo

Assim como o nitrogênio, o fósforo é outro elemento fundamental para o desenvolvimento de algas e sua concentração excessiva no ambiente aquático pode provocar a eutrofização do meio. A sua origem nos corpos hídricos está relacionada com a dissolução de rochas do solo, degradação da matéria orgânica, despejo de esgotos domésticos e industriais, excremento de animais e do uso excessivo de fertilizantes e detergentes. Em corpos d'água naturais, o fósforo é encontrado sob as formas de ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico (DEZOTTI, 2008, p. 39).

Os ortofosfatos não precisam passar por processos de conversão para formas mais simples, podendo ser assimilados diretamente pelo metabolismo biológico. Eles são encontrados nas formas de fosfato (PO_4^{3-}), fosfato ácido (HPO_4^{2-}) – principal forma nos esgotos domésticos –, fosfato diácido (H_2PO_4^-) e ácido fosfórico (H_3PO_4). Os polifosfatos precisam ser

convertidos a ortofosfatos para serem assimilados e representam as moléculas mais complexas formadas por dois ou mais átomos de fósforo (VON SPERLING, 2014, p. 98).

O fósforo total é formado pela soma dos ortofosfatos, fósforo adsorvido aos sólidos suspensos e pelo fósforo orgânico (MATOS e MATOS, 2017, p. 122). Nos processos de tratamento convencionais, parte do fósforo se mantém armazenado junto ao lodo, enquanto a fração adsorvida aos sólidos em suspensão é lançada no efluente tratado de modo semelhante ao que ocorre com o nitrogênio (NUVOLARI, 2011, p. 207).

3.3.6. Organismos patogênicos

Os organismos patogênicos são lançados na água a partir das fezes de esgotos sanitários e disseminam doenças em homens e animais através do contato ou ingestão de água contaminada (NUVOLARI, 2011, p. 207). Eles apresentam-se, geralmente, como bactérias, vírus e protozoários e costumam ter sobrevivência limitada na água pelo fato de não serem residentes naturais desse meio. Devido à grande variedade de microrganismos na água, a detecção individualizada pode ser difícil. Assim, é mais comum medir a sua existência através da presença de indicadores de contaminação fecal no meio líquido. (BRAGA *et al.*, p. 102-103). Os principais indicadores da contaminação fecal são as bactérias do grupo coliforme (PEREIRA, 2004).

Os coliformes fecais (ou termotolerantes) indicam a presença de organismos patogênicos devido aos seguintes fatores: existência na matéria fecal e não ocorrem em outras formas de matéria orgânica poluente; algumas bactérias desse grupo (como a *Escherichia coli*) são exclusivas do trato intestinal de animais de sangue quente e não se reproduzem na água ou no solo; capacidade de resistência ao meio ambiente comparável aos principais patogênicos de intestino que podem ser transmitidos pela água; e pela relativa simplicidade de sua caracterização e quantificação (BRAGA *et al.*, p. 103).

3.4. Impactos dos esgotos no ambiente

Em condições naturais, a matéria orgânica tem um papel importante no equilíbrio do ecossistema aquático, servindo de nutrientes aos microrganismos e animais inferiores. No entanto, quando ocorrem lançamentos de esgotos em corpos d'água, o aporte excessivo de matéria orgânica altera as condições naturais do meio e desequilibra o seu ecossistema. A

proliferação dos microrganismos que se beneficiam do excesso de nutrientes ocorre de maneira rápida e o consumo do oxigênio pelos seres aeróbios também aumenta. Por outro lado, a reposição do oxigênio por meios de aeração natural e fotossíntese não crescem na mesma taxa (ARCHELA *et al.*, 2003).

O oxigênio é considerado um elemento de baixa solubilidade e possui uma concentração na ordem de 9 mg.L^{-1} em águas naturais (VON SPERLING, 2014, p. 140). A redução dessa concentração a níveis críticos torna-se incompatível com as necessidades respiratórias de diversas espécies de peixes (ARCHELA, *et al.*, 2003). Alguns peixes mais exigentes (como a truta) não resistem a concentrações abaixo de $4 \text{ a } 5 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto outras espécies mais resistentes morrem em concentrações abaixo de 2 mg.L^{-1} (MATOS e MATOS, 2017, p. 57).

Em ambientes lânticos, o aporte excessivo de nutrientes – principalmente nitrogênio e fósforo – desencadeia o fenômeno da eutrofização de reservatórios e lagos, resultando em desequilíbrios das comunidades bióticas de zooplâncton (SILVA e DANTAS, 2013) e a floração acelerada de macrófitas e de algas potencialmente tóxicas para as águas de consumo (BARRETO *et al.*, 2013). Outros aspectos negativos relacionados à eutrofização são: problemas estéticos e de recreação; condições anaeróbias em fundo de corpos hídricos ou neles como um todo; dificuldade e aumento nos custos de tratamento de água; redução na capacidade de navegação e transporte; desaparecimento gradual do lago como um todo (VON SPERLING, 2014, p. 220).

Em termos de saúde pública, a contaminação por água de esgotos é a principal causa de diversas enfermidades (VASCONCELOS e SOUZA, 2011). Além da contaminação de corpos d'água superficiais, os esgotos infiltram no solo e carregam os microrganismos patógenos para as águas subterrâneas, colocando em risco a saúde dos consumidores que utilizam a água de poços ou nascentes contaminadas (CAPP *et al.*, 2012). As doenças veiculadas pela água podem ocorrer via oral, contato com pele e mucosas, ou por alimentos contaminados em sua preparação. Dentre as principais doenças, citam-se (FUNASA, 2015):

- Por bactérias: febre tifoide, cólera e diarreia;
- Por vírus: hepatite A e E, poliomielite e diarreia;
- Por protozoários: diarreia e toxoplasmose;
- Por helmintos: Ascariíase, tricuriíase, ancilostomíase, esquistossomose, teníase e cisticercose.

Os agravos à saúde decorrentes do uso de água contaminada são difíceis de serem avaliados adequadamente devido a multiplicidade de aspectos envolvidos nessa relação. Fatores

como a acessibilidade aos serviços de saúde, a educação sanitária e o estado nutricional podem interferir nessa relação, além dos próprios fatores individuais, uma vez que cada pessoa pode apresentar diferentes respostas ao contato com a água contaminada (SILVA e ARAÚJO, 2003).

3.5. Classificação de corpos de água e padrões de lançamento de efluentes

Os países em desenvolvimento apresentam um grande déficit na prestação dos serviços de esgotamento sanitário e estão sujeitos a desafios para a melhoria da qualidade ambiental de suas bacias hidrográficas. O controle dos níveis de poluição hídrica passa, necessariamente, pela definição de instrumentos legais para a manutenção dos padrões de qualidade, que se baseiam na

... fixação de graus de tratamento ou eficiências de remoção de poluentes [...], enquanto a qualidade do efluente pode se basear na fixação de valores máximos permissíveis de um dado poluente, seja em termos de sua concentração ou de sua carga, ou na própria qualidade de água que deva ser mantida no curso d'água em função de usos preponderantemente nele exercidos (VERÓL e VOLSCHAN JR., 2007).

O Conselho Nacional de Meio Ambiente, através da Resolução nº 357 de 2005 reclassificou os corpos de água e estabeleceu diretrizes para o enquadramento e padrões de lançamento de efluentes. As águas do território brasileiro são classificadas em doces (com salinidade igual ou inferior a 0,5%), salobras (com salinidade entre 0,5% a 3,0%), e salinas (com salinidade igual ou superior a 3,0%). O Quadro 3.3 apresenta as formas de usos preponderantes, de acordo com as classes de água (BRASIL, 2005).

Formas de Uso	Classes												
	Doces				Salobras			Salinas					
	Especial	1	2	3	4	Especial	1	2	3	Especial	1	2	3
Abastecimento para consumo humano	x	x	x	x			x						
Preser. do equi. natural das comunidades aquáticas	x					x					x		
Preser. de amb. aqua. em unid. de conserv. de prot. Integral	x					x					x		
Proteção de comunidades aquáticas			x	x			x						x
Recreação de contato primário			x	x			x						x
Irrigação			x	x	x		x						
Aquicultura e atividade de pesca				x			x						x
Pesca amadora				x			x						x
Recreação de contato secundário				x			x						x
Dessedentação de animais				x									
Navegação					x			x					x
Harmonia paisagística					x			x					x

Quadro 3.3. Classificação das águas no território brasileiro segundo as formas de uso. **Fonte:** BRASIL, 2005.

Os parâmetros de qualidade estabelecem limites individuais para cada substância em cada classe de água. Até que o enquadramento seja aprovado, segundo as definições do Conselho Nacional de Recursos Hídricos e Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos, as águas doces são consideradas de classe 2 e as salinas e salobras são consideradas de classe 1 (BRASIL, 2005). Dentre as condições de qualidade das águas doces de classe 2, destacam-se os seguintes limites (BRASIL, 2005):

- PH: 6,0 a 9,0;
- Cor verdadeira: até 75 mg Pt.L⁻¹;
- Turbidez: até 100 UNT;
- DBO₅: até 5 mg.L⁻¹ de O₂;
- OD: não inferior a 5 mg.L⁻¹ de O₂ em qualquer amostra;
- Coliformes termotolerantes: Não ultrapassar o limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 ml em 80% ou mais de pelo menos seis amostras coletadas, bimestralmente, durante um ano;
- Fósforo total: até 0,030 mg.L⁻¹ em ambiente lênticos e até 0,050 mg.L⁻¹ em ambientes intermediários;
- Nitrogênio amoniacal total:
 - 3,7 mg.L⁻¹ N, para pH ≤ 7,5
 - 2,0 mg.L⁻¹ N, para 7,5 < pH ≤ 8,0
 - 1,0 mg.L⁻¹ N, para 8,0 < pH ≤ 8,5
 - 0,5 mg.L⁻¹ N, para pH > 8,5

A Resolução CONAMA n° 430 de 2011 definiu as condições e padrões de lançamento de efluentes, alterando parcialmente a Resolução n° 357/2005, estabelecendo que todo efluente só pode ser lançado em corpos hídricos receptores após receber algum tipo de tratamento para não causar poluição ou contaminação das águas superficiais e subterrâneas. Os parâmetros que não são contemplados nessa resolução devem obedecer aos padrões de qualidade segundo a classe de enquadramento do corpo receptor orientada pela Resolução n° 357/2005 (BRASIL, 2011).

Dentre as condições e padrões para o lançamento de efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários em corpos receptores, segundo a Resolução CONAMA n° 430/2011, destacam-se:

- pH: entre 5 a 9;

- Temperatura: inferior a 40° C, com a variação de temperatura do corpo receptor não excedendo a 3° C no limite da zona de mistura;
- Materiais sedimentáveis: até 1 mL.L⁻¹ em teste de 1 hora em cone *Imhoff*;
- DBO₅: até 120 mg.L⁻¹ ou efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60%;
- Substâncias solúveis em hexano (óleos e graxas): até 100 mg.L⁻¹;
- Materiais flutuantes: ausentes.

Em âmbito estadual, o Conselho Estadual de Política Ambiental e o Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais, através da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01 de 2008 estabelecem as condições e padrões para o lançamento de efluentes e as diretrizes ambientais para a classificação e enquadramento de cursos de água no estado de Minas Gerais. As condições de qualidade para as águas de classe 2 são semelhantes à encontrada na Resolução de âmbito federal CONAMA nº 357/2005. Em relação às condições para o lançamento de efluentes, destacam-se (MINAS GERAIS, 2008):

- pH: entre 6 a 9;
- Temperatura: inferior a 40° C, com a variação de temperatura do corpo receptor não excedendo a 3° C no limite da zona de mistura;
- DBO₅: até 60 mg.L⁻¹ ou eficiência de remoção mínima de 60% e média anual para sistemas de esgotos sanitários acima de 70%;
- DQO: até 180 mg.L⁻¹ ou eficiência de remoção mínima de 55% e média anual para sistemas de esgotos sanitários acima de 65%;
- Óleos minerais: até 20 mg.L⁻¹;
- Óleos vegetais e gorduras: até 50 mg.L⁻¹;
- Sólidos suspensos totais: até 100 mg.L⁻¹;
- Materiais flutuantes: ausentes;
- Nitrogênio amoniacal total: até 20,0 mg.L⁻¹ de N (não aplicado em sistemas de tratamento de esgotos sanitários).

A adequação dos efluentes sanitários para o atendimento aos padrões ambientais estabelecidos pela legislação passa pela implementação de sistemas de tratamento de esgotos, que objetivam a remoção dos seus principais poluentes (VON SPERLING, 2014, p. 261).

3.6. Considerações sobre os sistemas de tratamento de esgotos

A busca pelas tecnologias adequadas para reverter as tendências de degradação antrópica é fundamental para a prevenção de danos irreversíveis ao meio ambiente e a saúde pública. Diante disso, os sistemas de tratamento de esgotos foram desenvolvidos para diminuir a contaminação dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, através da redução da concentração dos poluentes que são lançados no ambiente (BASSIN e DEZOTTI, 2008, p. 54-55).

3.6.1. Níveis de tratamento de esgotos sanitários

O nível de descontaminação da água residuária depende de vários fatores, como a capacidade de diluição e autodepuração do corpo receptor, as características esperadas para o uso da água a jusante do local de lançamento, a legislação ambiental vigente, entre outros. O conhecimento desses fatores é importante para orientar o dimensionamento do sistema de tratamento, de modo que o efluente tratado esteja em um grau compatível aos padrões de qualidade ao qual o corpo receptor está enquadrado, respeitando a sua capacidade de autodepuração (BASSIN e DEZOTTI, 2008, p. 56).

Os requisitos do efluente final são determinados pela legislação, que determina os padrões de qualidade para o corpo receptor e para o efluente. Geralmente, o tratamento dos esgotos é classificado nos seguintes níveis (ANDRADE NETO e CAMPOS, 1999, p. 16; VON SPERLING, 2014, p. 261).

- Tratamento preliminar: Ocorre a remoção dos sólidos grosseiros por gradeamento;
- Tratamento primário: Ocorre a remoção dos sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica através de decantadores;
- Tratamento secundário: As bactérias degradam os carboidratos, gorduras e proteínas da matéria carbonácea a compostos mais simples, como CO₂, H₂O, NH₂ e H₂S. Como consequência, elas se reproduzem e aumentam sua massa em função da quantidade de matéria orgânica consumida. Têm baixa eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo. A maioria dos sistemas alcançam até o nível de tratamento secundário;

- Tratamento terciário: Objetiva a redução das concentrações de nitrogênio e fósforo, responsáveis pelos problemas de eutrofização no corpo receptor. O nitrogênio pode ser removido por fases de nitrificação e desnitrificação. O fósforo pode ser removido por meio de tratamento químico.

A Figura 3.8 apresenta um esquema genérico de um sistema de tratamento de esgotos (ANDRADE NETO e CAMPOS, 1999, p. 16).

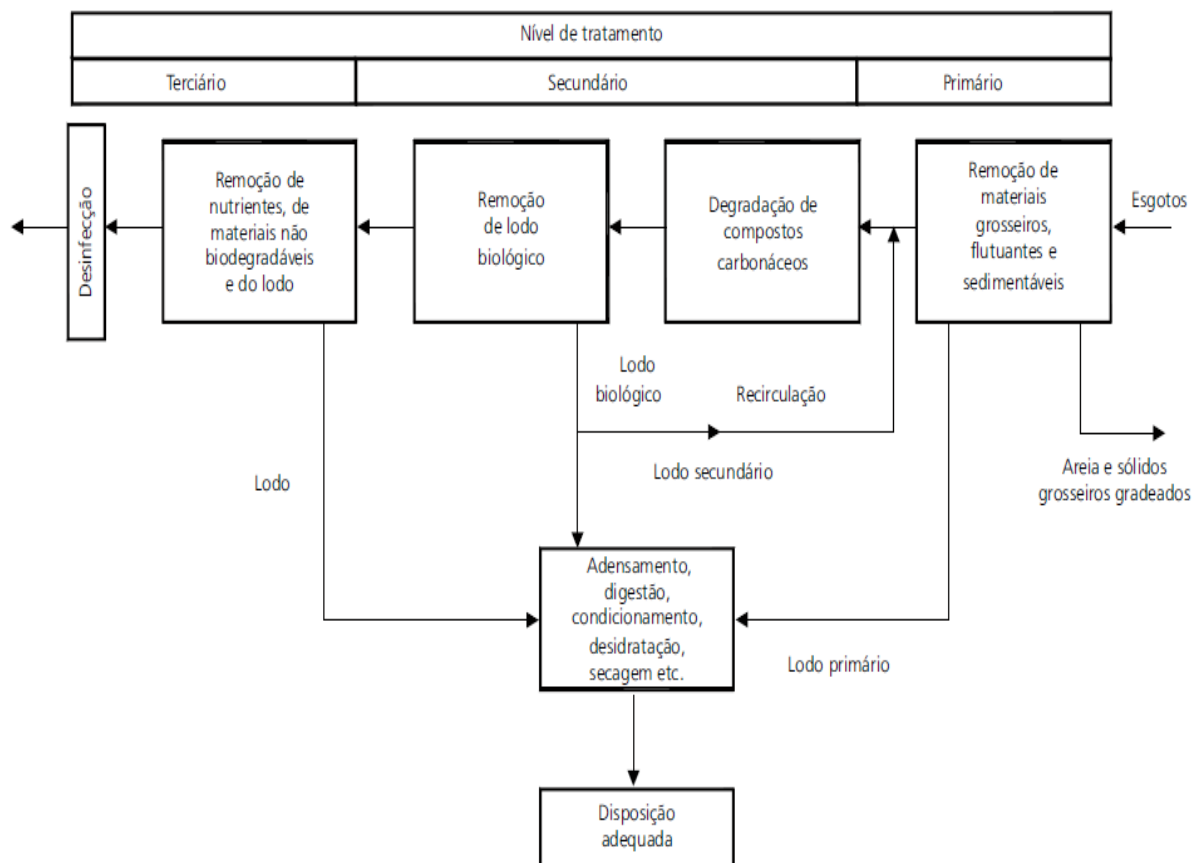


Figura 3.8. Representação de sistema convencional de tratamento de esgotos. **Fonte:** ANDRADE NETO e Campos, 1999.

Os lodos produzidos após a degradação biológica devem ser removidos e, posteriormente, submetidos a pós tratamento (adensamento, estabilização, condicionamento, desaguamento e disposição final). Em alguns processos de tratamento – como o sistema de lodos ativados – uma parcela da biomassa é recirculada de volta ao reator biológico, permitindo aumentar a produtividade e eficiência do sistema (ANDRADE NETO e CAMPOS, 1999, p. 17; VON SPERLING, 2016b, p. 28).

A baixa formação de biomassa nos sistemas anaeróbios em relação aos aeróbios representa uma grande vantagem ao uso das bactérias que se multiplicam em ambiente do primeiro tipo, em decorrência da maior economia em relação aos recursos empregados e menor dificuldade para o tratamento, transporte e disposição final dos lodos biológicos. De um modo geral, o volume de lodo produzido no processo anaeróbio é até 30% menor do que o mesmo volume produzido em um processo aeróbio (ANDRADE NETO e CAMPOS, 1999, p. 17-18).

3.6.2. O tratamento biológico e o metabolismo bacteriano

Os esgotos são tratados por processos principalmente biológicos, de maneira a simular os mecanismos de decomposição encontrados na natureza. No corpo receptor, a matéria orgânica é transformada em substâncias mineralizadas inertes por processos naturais, caracterizando a autodepuração. O controle do ambiente na estação de tratamento tem uma função importante para proporcionar um crescimento ótimo dos microrganismos envolvidos e para garantir uma maior eficiência da remoção dos poluentes (BERNARDES e SOARES, 2004, p. 80; VON SPERLING, 2016a, p. 11).

Nesses sistemas, as bactérias heterótrofas – e outros microrganismos em menor quantidade – convertem a matéria orgânica presente no esgoto através de ações bioquímicas denominadas anabolismo ou catabolismo. No anabolismo, a matéria orgânica é utilizada pelas bactérias heterótrofas como origem material para a síntese celular, resultando no aumento da biomassa das bactérias. Já no catabolismo, a matéria orgânica é utilizada pelas bactérias heterótrofas como fonte de energia por meio da transformação em produtos estáveis. Parte dessa energia liberada é usada pelas bactérias no processo de anabolismo. As características dos produtos catabólicos dependem dos tipos de bactérias heterótrofas encontradas no ambiente do sistema de tratamento. Esse ambiente pode ser aeróbio, onde o oxigênio atua como oxidante de matéria orgânica, ou anaeróbio, no qual esse oxidante não existe (FORESTI *et al.*, 1999, p. 32).

No ambiente aeróbio, a mineralização da matéria orgânica pelo oxidante gera, principalmente, água e dióxido de carbono. Na outra via, os microrganismos de digestão anaeróbia, convertem as substâncias orgânicas complexas (como carboidratos, lipídeos e proteínas) em formas químicas mais simples, como o dióxido de carbono e metano na ausência de oxigênio molecular. A conversão de matéria orgânica em metano é muito favorável nos sistemas anaeróbios devido à sua solubilidade baixa em água. Assim, o metano deixa o sistema

na forma gasosa, embora a matéria orgânica não seja mineralizada como ocorre no catabolismo oxidativo (FORESTI *et al.*, 1999, p. 31,33).

3.6.3. O tratamento anaeróbio de esgotos sanitários

Os sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos cresceram em maturidade e passaram a ter grande destaque, principalmente no Brasil, que é favorecido pelas suas condições ambientais de temperatura (CHERNICHARO, 2016, p. 23). Nesses sistemas, procura-se acelerar o processo de digestão, criando condições favoráveis relacionadas ao projeto do sistema de tratamento e das condições operacionais. (FORESTI *et al.*, 1999, p. 31).

Em relação ao projeto do sistema de tratamento, duas premissas são fundamentais: o sistema deve manter uma grande massa ativa de bactérias para atuarem no mecanismo de digestão anaeróbia e; deve haver intenso contato entre a massa de bactérias e o material orgânico oriundo do esgoto afluente. Já em relação às condições operacionais, as maiores influências estão associadas a temperatura, o pH, ocorrência de nutrientes e ausência de substâncias tóxicas no líquido (FORESTI *et al.*, 1999, p. 31).

Entre as vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios, destacam-se (CHERNICHARO, 2016, p. 24):

- Vantagens: baixos investimentos de implantação e operação; baixo consumo de energia; baixa produção de lodo; tolerância à altas carga orgânicas; aplicação em pequena e grande escala; baixa demanda de área; possibilidade de operar com alto tempo de retenção de sólidos e baixo tempo de detenção hidráulica;
- Desvantagens: remoção pouco satisfatória de nitrogênio, fósforo e patógenos; dificuldade de produzir efluente com carga residual que esteja dentro dos limites de lançamento definidos pela legislação ambiental; partida do processo pode ser lenta na ausência de lodo; possibilidade de eliminação de maus odores; maior instabilidade quanto a choques de carga orgânica e hidráulica.

Nos sistemas anaeróbios convencionais, os reatores funcionam com baixas cargas orgânicas volumétricas em virtude de não possuírem mecanismos para a detenção de um grande volume de biomassa ativa. A retenção da biomassa em sistemas anaeróbios é importante para segurar os microrganismos dentro da câmara de digestão, através de processos de adesão e granulação, por exemplo (CHERNICHARO, 2016, p. 128).

A ausência desses mecanismos dificulta a retenção da biomassa no interior do sistema e resulta na necessidade de que os reatores convencionais operem com maior tempo de detenção hidráulica. Assim, a biomassa pode ser retida no sistema pelo tempo necessário para o seu crescimento. Exemplos desses sistemas anaeróbios convencionais são os digestores anaeróbios, os tanques sépticos e as lagoas anaeróbias (CHERNICHARO, 2016, p. 128).

Em muitas situações, têm se experimentado utilizar processos combinados, em que os sistemas anaeróbios são usados como a primeira fase de tratamento, seguidos por uma unidade de pós tratamento. Nesse contexto, diversas alternativas tecnológicas podem ser combinadas. Os processos que tem a capacidade de tratar os esgotos brutos também conseguem atuar como pós tratamento de efluentes de sistemas anaeróbios (CHERNICHARO, 2016, p. 151).

3.6.4. Processos bioquímicos da digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo complexo realizado por bactérias específicas que interagem convertendo a matéria orgânica em metano, água, dióxido de carbono, amônia e gás sulfídrico, além de novas células bacterianas. Esse mecanismo é dividido em quatro rotas metabólicas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (FORESTI *et al.*, 1999, p. 33, CHERNICHARO, 2016, p. 32).

Na hidrólise, a matéria orgânica particulada se transforma em substâncias dissolvidas de menor peso molecular. As bactérias fermentativas excretam exo-enzimas que degradam as proteínas para formar aminoácidos. Os carboidratos são convertidos a açúcar solúveis e os lipídeos são transformados em ácidos graxos de cadeia longa de carbono e glicerina (FORESTI *et al.*, 1999, p. 33).

Na acidogênese, os compostos dissolvidos na etapa anterior são assimilados pelas bactérias fermentativas e, posteriormente, eliminados como substâncias mais simples, como ácidos graxos de cadeia curta, ácido lático, álcoois e minerais (CO₂, H₂, NH₂, H₂S, etc.). As bactérias que realizam a fermentação acidogênica são, em maioria, anaeróbias obrigatórias. No entanto, algumas espécies são facultativas e metabolizam a matéria orgânica por oxidação. Nos sistemas de tratamento de esgotos anaeróbios essa característica é importante, uma vez que o oxigênio dissolvido residual poderia ser tóxico para as bactérias metanogênicas caso não fosse removido pelas bactérias acidogênicas facultativas (FORESTI *et al.*, 1999, p. 33-34).

Na acetogênese, os produtos da acidogênese são transformados em compostos para a produção de metano: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Cerca de 70% da DQO digerida

se transforma em ácido acético e o restante se concentra no hidrogênio formado. A formação do ácido acético pode ser acompanhada pelo dióxido de carbono ou hidrogênio, a depender do estado de oxidação da matéria orgânica a ser digerida. No entanto, a fase da metanogênese também produz o dióxido de carbono. Logo, um terceiro mecanismo da acetogênese pode se formar na presença de dióxido de carbono e hidrogênio, a homoacetogênese, em que ocorre a redução do dióxido de carbono para ácido acético em função do hidrogênio (FORESTI, *et al.*, 1999, p. 34-35).

Na metanogênese, ocorre a formação de metano com a redução de ácido acético pelas bactérias acetotróficas, ou a partir da redução de dióxido de carbono pelas bactérias hidrogenotróficas. As seguintes reações são encontradas (FORESTI *et al.*, 1999, p. 35):

- Metanogênese acetotrófica: $\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$
- Metanogênese hidrogenotrófica: $4\text{H}_2 + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{H}_2\text{O}$

As bactérias que utilizam o hidrogênio para a produção do metano se desenvolvem mais rápido do que as que utilizam o ácido acético, assim a velocidade de transformação da matéria orgânica é limitada pelas bactérias metanogênicas acetotróficas (FORESTI *et al.*, 1999, p. 35).

Além dos processos fermentativos que levam à produção de biogás, podem se desenvolver outros processos no reator anaeróbio. Neste não se encontra oxigênio dissolvido, mas pode haver presença de oxidantes alternativos, que permitem o desenvolvimento de bactérias que usam o catabolismo oxidativo. Estes oxidantes são o nitrato e o sulfato. O nitrato pode ser usado como oxidante, sendo reduzido para nitrogênio molecular em processo denominado desnitrificação, e o sulfato pode ser reduzido para sulfeto. O último processo é mais importante na prática, pois o teor de nitrato normalmente encontrado nos esgotos sanitários é baixo, mas o sulfato pode estar presente em concentrações elevadas, quer por sua presença natural na água, quer devido a processos industriais que usam formas de sulfato (FORESTI *et al.*, 1999, p. 35).

Em digestores anaeróbios, a redução biológica de sulfato não é desejável em virtude da oxidação da matéria orgânica que deixa de ser convertida em metano, passando a ser formado o gás sulfídrico, que é corrosivo e libera maus odores à fase líquida e ao biogás, além de ser potencialmente tóxico para o processo de metanogênese (FORESTI *et al.*, 1999, p. 35).

3.7. O tanque séptico

O tanque séptico – TS – (ou fossa séptica, ou decanto digestor) é uma das formas mais antigas de esgotamento sanitário e tem sido extensamente utilizado no meio rural e em comunidades pequenas. Esse sistema de digestão anaeróbia é formado por unidades cilíndricas

ou prismáticas de fluxo horizontal, destinado ao tratamento primário de esgotos em locais não servidos por redes coletoras (CHERNICHARO, 2016, p. 153).

O TS pode ser configurado para ser de câmara única, câmaras sobrepostas ou câmaras em série. No tanque de câmara única, a decantação da matéria orgânica do esgoto e a digestão do lodo de fundo ocorrem no mesmo compartimento, sem separação física entre essas regiões. No tanque de câmaras sobrepostas, os sólidos da câmara superior se sedimentam e passam por uma abertura até um compartimento inferior, onde ocorre a digestão do lodo (VON SPERLING, 2014, p. 307-308). No tanque de câmaras em série, são colocadas paredes (ou chicanas) internas que formam dois compartimentos em série no fluxo horizontal. Na primeira câmara, ocorre a maior acumulação de sólidos e digestão do lodo. A segunda câmara, recebe um líquido mais clarificado e com menos sólidos, permitindo uma sedimentação mais uniforme e eficiente. A eficiência global do sistema de câmaras em série é maior do que a dos modelos de única câmara (ANDRADE NETO *et al.*, 1999, p. 120-121).

A Figura 3.9 descreve o funcionamento geral de um TS de câmara única (FUNASA, 2015).



Figura 3.9. Funcionamento do tanque séptico de câmara única. **Fonte:** FUNASA, 2015.

As fases de tratamento do TS podem ser descritas através dos seguintes processos (FUNASA, 2015; CHERNICHARO, 2016, p. 134):

- **Retenção:** O esgoto afluente é retido no decanto digestor por um período variável de 12 a 24 horas, de acordo com as contribuições produzidas;

- Decantação: Ocorre a sedimentação de 60 a 70% dos sólidos suspensos, formando um lodo de fundo;
- Flotação: Sólidos de baixa densidade como óleos, graxas, gorduras e materiais misturados a gases se elevam para a superfície do líquido e formam a espuma. O líquido entre as camadas de lodo e espuma saem da câmara pela extremidade oposta;
- Digestão: O lodo e a espuma são digeridos por bactérias facultativas e anaeróbias, passando a compostos mais estáveis, como metano, dióxido de carbono e ácido sulfídrico. Parte dos organismos patogênicos também são destruídos;
- Redução: A redução libera gases, líquidos e diminui o volume dos sólidos retidos e mineralizados. O lodo e a espuma vão se acumulando e diminuem o volume útil do tanque, demandando uma limpeza periódica dessas substâncias;
- Efluente líquido: O efluente de saída ainda apresenta uma alta carga de DBO, sendo recomendado um certo critério para a disposição final desse efluente.

No Brasil, os projetos de construção e operação de TS são orientados pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) através das normas NBR 7.229 de 1993 (Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos) e NBR 13.969 de 1997 (Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos) (ABNT, 1993; ABNT, 1997).

Além do dimensionamento do TS, a norma apresenta algumas orientações sobre as características do local de implantação do sistema, detalhes sobre a manutenção e eliminação dos resíduos sólidos (ABNT, 1993):

- Distância horizontal mínima de 1,5 m. de construções, bordas de terreno, valas de infiltração, sumidouro e ramal de água;
- Distância horizontal mínima de 3,0 m. de árvores e pontos de rede pública de abastecimento;
- Distância horizontal mínima de 15,0 m. de poços freáticos e corpos hídricos;
- Os tanques devem ser resistentes a pressões de cargas horizontais e verticais;
- Os tanques devem passar por teste de estanqueidade antes de entrar em funcionamento;
- Deve haver uma abertura de inspeção que permita a remoção do lodo e da espuma acumulada;

- Os lodos e a espuma devem ser removidos em intervalos regulares, estabelecidos em projeto;
- Parte do lodo digerido deve ser deixada no interior do tanque para que os microrganismos continuem o processo de digestão anaeróbia;
- Os lodos devem ser eliminados em aterros sanitários, usinas de compostagem ou terreno agrícola não voltado ao cultivo de hortaliças ou legumes consumidos crus.

Devido a elevada carga de DBO do efluente de TS, recomenda-se utilizar uma unidade de tratamento complementar (por exemplo, filtro anaeróbio) ou de disposição final (como sumidouro, vala de infiltração ou vala de filtração) (FUNASA, 2015). Os Quadros 3.4 e 3.5 apresentam a qualidade e a eficiência média do efluente produzido em TS sem unidade de pós tratamento (VON SPERLING, 2014, p. 357).

Qualidade média do efluente de tanque séptico							
DBO ₅	DQO	SS	Amônia-N	N total	P total	Colif	Ovos helm.
(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(NMP/100 mL)	(ovo/L)
200 - 250	400 - 450	100 - 150	> 20	> 30	> 4	10 ⁷ - 10 ⁸	> 1

Quadro 3.4. Qualidade média efluente de tanque séptico sem pós tratamento.

Fonte: VON SPERLING, 2014, p. 357.

Eficiência média de remoção						
DBO	DQO	SS	Amônia-N	N total	P total	Colif
(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(unid. log)
30 - 35	25 - 35	55 - 65	< 30	< 30	< 35	< 1

Quadro 3.5. Eficiência média de remoção de contaminantes do tanque séptico.

Fonte: VON SPERLING, 2014, p. 357.

Apesar de não apresentar alta eficiência de descontaminação, o TS é considerado uma opção adequada de tratamento devido a sua simplicidade técnica e operacional, garantindo uma boa relação de custo e benefício. A desvantagem do TS relacionada à baixa eficiência de remoção de contaminantes pode ser compensada com modificações em sua estrutura para aumentar o crescimento da biomassa, ou através da combinação com uma (ou mais) unidade de

tratamento complementar, a fim de melhorar a eficiência global do efluente e atender aos requisitos de qualidade estabelecidos pela legislação (MANNICH *et al.*, 2009).

3.8. Tecnologias alternativas de tratamento

Os baixos níveis de atendimento aos serviços de esgotamento sanitário no Brasil não se devem a entraves tecnológicos, mas sim a empecilhos relacionados à atuação política e econômica dos gestores públicos. Os grandes centros urbanos sempre tiveram prioridade na distribuição dos recursos para investir em pesquisas e ações de saneamento (ANDRADE NETO e CAMPOS, 1999, p. 21).

Em contrapartida, nas pequenas comunidades e áreas rurais, são dispensados poucos recursos que visem implementar ou difundir o uso de tecnologias sanitárias adequadas (SILVA e NOUR, 2005). Nessas localidades, a grande maioria dos domicílios não possuem sistemas de esgotamento sanitário, de modo que é comum o lançamento dos dejetos humanos em fossas rudimentares ou em cursos hídricos, contaminando o ambiente e aumentando os riscos para a proliferação de doenças (BERTONCINI, 2008).

Diante desse imenso déficit, constata-se a necessidade de adotar soluções simplificadas de esgotamento sanitário. Recomenda-se, nesse sentido, implementar sistemas que utilizam os processos “mais naturais” possíveis, com baixo índice de mecanização, eficiência de remoção de contaminantes, reuso dos nutrientes e facilidade de construção e operação (ANDRADE NETO e CAMPOS, 1999, p. 21; CHERNICHARO, 2016, p. 21).

Nesse contexto, o surgimento de tecnologias não convencionais nos últimos anos, como o tanque biodigestor e o tanque séptico econômico, além de processos que utilizam a biorremediação vegetal e a permacultura, como o tanque de evapotranspiração, os alagados construídos (*wetlands*), a fertirrigação, entre outros, apresentam-se como alternativas viáveis e de baixo custo para o tratamento de esgotos em áreas rurais ou periurbanas (BERTONCINI, 2008; ALMEIDA *et al.*, 2010; NETTO e SILVA, 2015; FRANCO *et al.*, 2016).

3.8. A permacultura

A permacultura surgiu na década de 70 para descrever uma metodologia que integra técnicas e sistemas para a criação de ambientes humanos sustentáveis (BONZATTO, 2010, p. 117). Ela baseia-se na observação de sistemas naturais, nos métodos de produção tradicionais

e no conhecimento moderno e científico. A combinação dos recursos naturais bióticos (animais e plantas) e físicos (água, solo e outros) visam produzir um ambiente integrado de apoio à vida para a cidade ou a zona rural, utilizando a menor área possível e os recursos disponíveis nos próprios locais (MOLLISON e SLAY, 1998). Os resíduos ou excedentes são reaproveitados, fechando o ciclo do agroecossistema (JACINTHO, 2007).

A origem da palavra é uma contração de agricultura (ou cultura) permanente, e parte do princípio de que a humanidade não poderá ter uma sucessão por muito tempo sem uma cultura permanentemente sustentável. As necessidades energéticas devem ser supridas pelo próprio sistema, utilizando a menor quantidade possível de recursos externos e aproximando a propriedade permacultural de um modelo autossuficiente (MOLLISON e SLAY, 1998; HENDERSON, 2012).

O princípio da permacultura está associado às questões de autogestão, na qual a comunidade organiza os próprios interesses e necessidades de maneira direta, garantindo a produção, a distribuição e o domínio da tecnologia necessária. Os permacultores criam espaços de máxima produtividade e mínimo desperdício, formulando bases para o surgimento de uma sociedade alternativa através de cooperativas, comunidades ou vilas autônomas, difundindo as suas experiências aprendidas (BONZATTO, 2010, p. 30-31).

3.10. O tanque séptico econômico

O tanque séptico econômico – TSE – (ou fossa séptica econômica) surgiu como uma alternativa mais simples e de menor custo para o tratamento de esgotos em domicílios unifamiliares no meio rural. Apresentado como uma simplificação do tanque séptico convencional, ele foi inspirado em uma outra tecnologia social de baixo custo, o tanque biodigestor proposto pela EMBRAPA. O TSE foi desenvolvido no município de Pindamonhangaba, SP, para o atendimento à população de baixa renda em localidades sem infraestruturas de captação de esgoto. Posteriormente, essa tecnologia foi difundida para outros municípios, onde ganhou notoriedade, sendo, inclusive, um dos finalistas do Prêmio Fundação Banco do Brasil de Tecnologia Social e vencedor do Prêmio Objetivos de Desenvolvimento do Milênio Minas, ambos pelo município de Caratinga, MG, onde o sistema também recebeu grande adesão (PINDAMONHANGABA, 2006; CARATINGA, 2014; POSTIGO *et al.*, 2017).

O TSE é construído com materiais mais acessíveis à população. As câmaras de digestão são produzidas a partir do reaproveitamento de bombonas de PEAD e interligadas por tubos e

conexões de PVC (Figura 3.10). Como resultado, o custo final desse sistema é bem inferior ao do tanque séptico convencional para uma mesma quantidade de contribuições (FRANCO *et al.*, 2016; CARDOSO *et al.*, 2017).

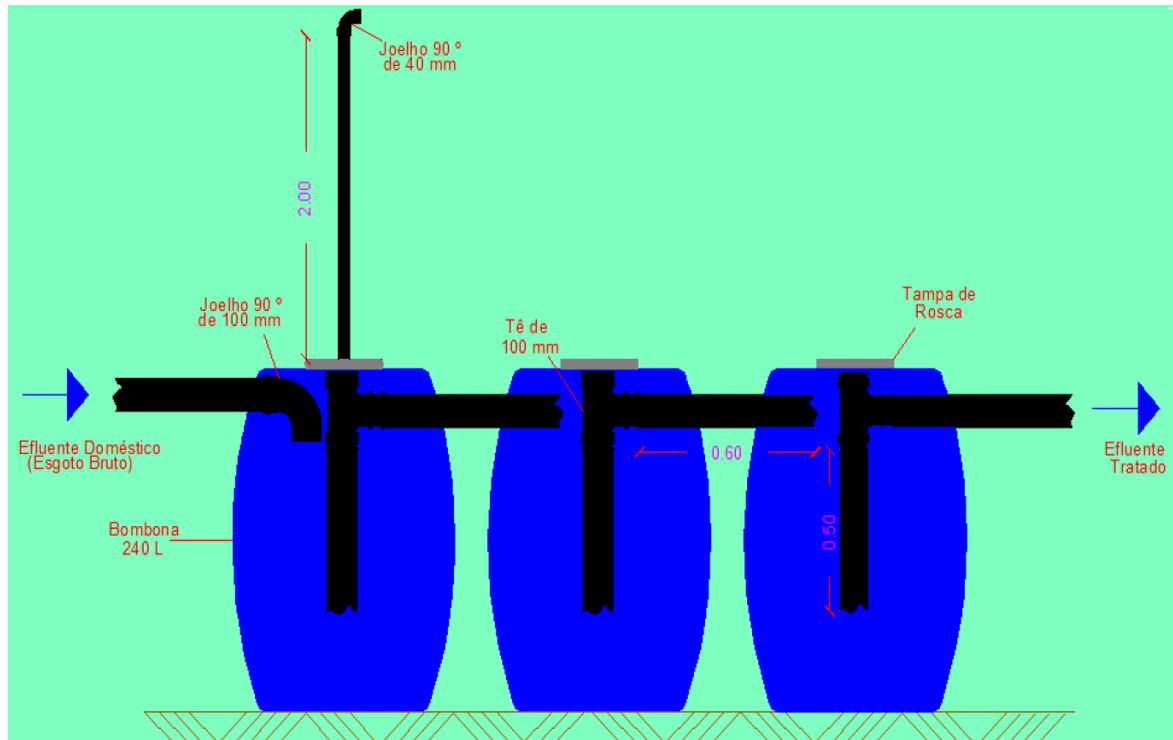


Figura 3.10. Representação esquemática do tanque séptico econômico. **Fonte:** CARDOSO *et al.*, 2017.

O dimensionamento do TSE é bastante empírico. O método construtivo é relativamente simples, o que contribui para a possibilidade de replicação em diversas localidades, inclusive por pessoas com pouco conhecimento técnico.

O dimensionamento consiste em 2 etapas, sendo a primeira composta por estruturas que promoverão a sedimentação dos sólidos sedimentáveis provenientes dos efluentes domésticos. Para sua simplicidade, são usadas bombonas plásticas e a quantidade estará diretamente relacionada com o número de moradores na residência. Para residências com até 5 moradores, deve-se utilizar 3 tambores de 240 L. [...] A partir desse número, recomenda-se aumentar 1 bombona a cada 2 pessoas. Para a segunda etapa (após condicionamento e passagem pelas bombonas), a vala de infiltração é uma alternativa para pós-tratamento e disposição final do efluente, constituindo de tubulação perfurada (tubo de drenagem) e meios de filtração no seu interior (pedra britada) para a distribuição do efluente (CARDOSO *et al.*, 2017).

De modo geral, o TSE é indicado apenas para o tratamento de águas com contaminação fecal e urina (águas negras). Esses efluentes devem ser lançados diretamente na primeira bombona, onde ocorrem os processos de sedimentação e digestão anaeróbia como em um tanque séptico de câmaras em série. Após passar por todas as câmaras, o líquido tratado é

escoado para uma unidade de disposição final, como valas de infiltração ou sumidouro. As águas de limpeza e banhos (águas cinzas) costumam ser enviadas diretamente para a unidade de disposição final (CARDOSO *et al.*, 2017).

A desvantagem de se usar esse sistema como única solução de tratamento é que assim como no tanque séptico convencional, o efluente líquido do TSE apresenta uma carga orgânica residual relativamente alta, necessitando de um tratamento complementar para diminuir o seu potencial poluidor e permitir que esse efluente seja lançado ao meio ambiente causando menos impactos negativos (POSTIGO *et al.*, 2017).

3.11. O tanque de evapotranspiração

O tanque de evapotranspiração – TEVAP – é uma solução de saneamento ecológico desenvolvida pelos permacultores para o tratamento e reaproveitamento das águas residuárias (BONZATTO, 2010, p. 151). Como não há uma regulamentação técnica para esse sistema, os autores adotam métodos construtivos e nomenclaturas diferentes, como leito de evapotranspiração (ERCOLE, 2003), bacia de evapotranspiração (VIEIRA, 2010; BENJAMIN, 2013), fossa de bananeira (VIEIRA, 2010), fossa verde, canteiro bioséptico (OLIVEIRA NETTO *et al.*, 2015), fossa evapotranspiradora (MACHADO *et al.*, 2015), tanque bioséptico (SOARES, 2016), entre outros.

Esse sistema consiste em um tanque com fundo e laterais impermeabilizados, preenchido com camadas de substrato com granulometrias diferentes, coberto por solo fértil e cultivado com espécies de crescimento rápido e alta demanda hídrica (GALBIATI, 2009). No fundo do tanque é colocada uma câmara tubular no sentido horizontal para receber os esgotos e iniciar o processo de digestão. Essa câmara séptica pode ser feita com pneus, telhas, tijolos ou outro tipo de material inerte. Após atingir um determinado volume, o líquido escoar para fora dessa câmara e entra em contato com os materiais porosos, que servem de meio de suporte para as bactérias. A água percola de baixo para cima e passa pelas camadas de brita, areia e solo após ser separada dos resíduos humanos, chegando até as raízes das plantas já tratadas. Por último, a água é retirada do sistema pela evaporação do solo ou pelas vias de absorção e transpiração das plantas (Figura 3.11) (BONZATTO, 2010, p. 151, VIEIRA, 2010).

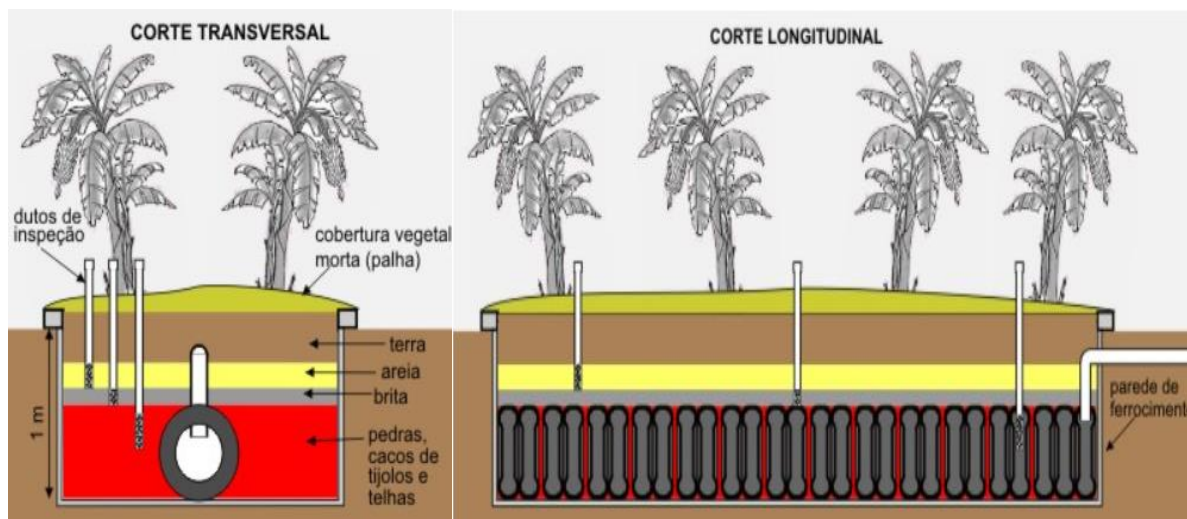


Figura 3.11. Representação esquemática do tanque de evapotranspiração. **Fonte:** VIEIRA, 2010.

De acordo com Pamplona e Venturi (2004), alguns permacultores consideram adequado o uso do TEVAP para o tratamento do esgoto domiciliar sem separação entre as águas negras e cinzas, embora outros considerem que essa mistura gera um volume desnecessário de efluentes, devendo lançar no sistema de tratamento apenas as águas negras. Esta segunda opção é recomendada pela maioria dos autores encontrados (PAMPLONA e VENTURI, 2004; GALBIATI, 2009; BONZATTO, 2010, p. 151; VIEIRA, 2010; BENJAMIN, 2013; MACHADO *et al.*, 2015; OLIVEIRA NETTO *et al.*, 2015).

Ercole (2003) diverge dessa necessidade de segregação entre águas negras e cinzas, e sugere que ambos os efluentes sejam encaminhados ao leito de evapotranspiração. Nessa configuração do TEVAP, o sistema não é completamente fechado, e é colocado um dispositivo de saída para o extravasamento de líquidos eventuais, que podem ser lançados no solo ou em corpo receptor (Figura 3.12).

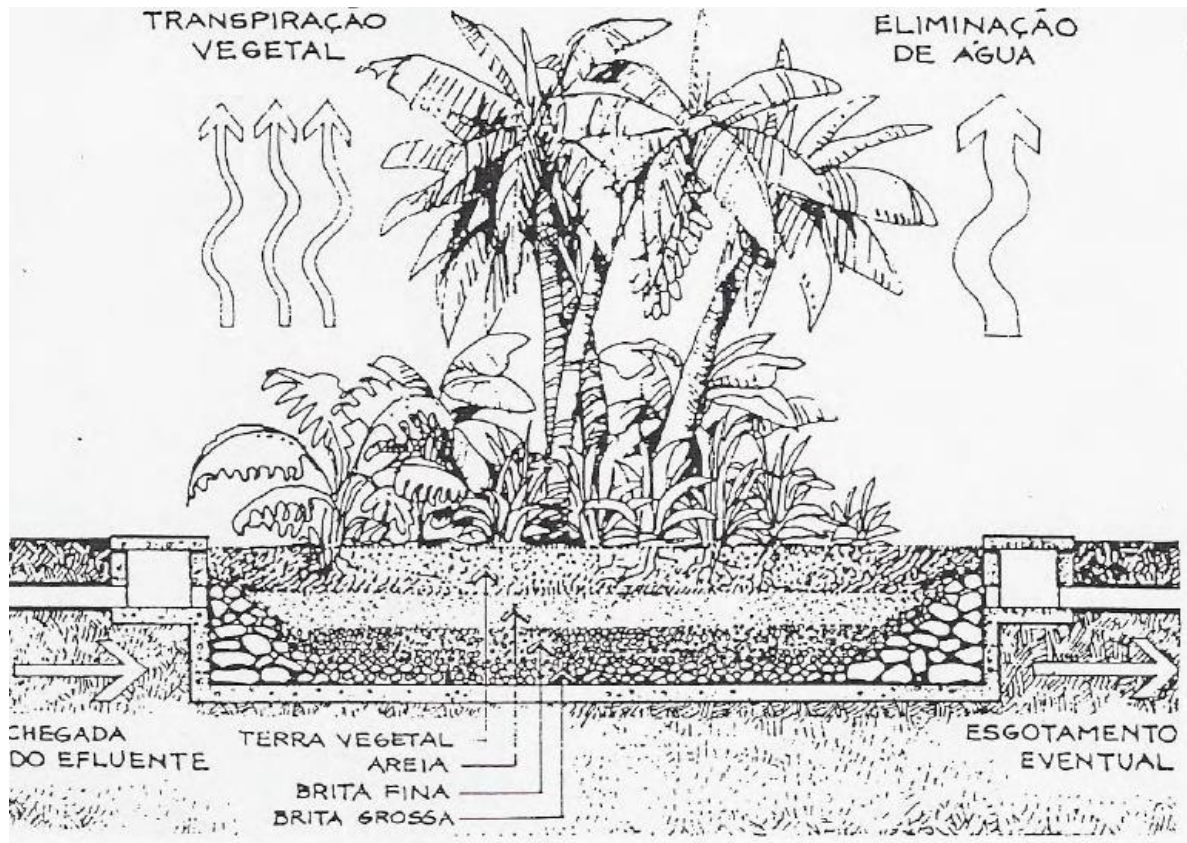


Figura 3.12. Representação do leito de evapotranspiração. **Fonte:** ERCOLE, 2003.

O nível de tratamento do efluente após passar pelo TEVAP é equivalente ao nível terciário (ERCOLE, 2003). Os nutrientes (nitrogênio e fósforo) são consumidos pelas plantas e pelos microrganismos que habitam a zona de raízes. Os organismos patogênicos que não foram eliminados na fase anaeróbia não sobrevivem no solo, pois sofrem competição e predação dos organismos da rizosfera. (BONZATTO, 2010, p. 151).

Na superfície do sistema podem ser cultivadas plantas comestíveis, como banana (*Musa* sp.), mamão (*Carica papaya* L.), taioba (*Colocasia* sp.), ou plantas ornamentais, como copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica*), maria-sem-vergonha (*Impatiens walleriana*), lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*), caeté banana (*Helioconia* spp.), junco (*Zizanopsis bonariensis*), entre outros (PAMPLONA e VENTURI, 2004).

Em relação ao seu dimensionamento, não existe nenhuma norma que oriente os parâmetros construtivos do TEVAP, pois ainda há poucos estudos técnico-científicos que avaliam este tipo de tecnologia de saneamento (BONZATTO, 2010, p. 151). A maioria dos autores que tratam deste assunto recomendam a construção do tanque com uma área superficial de 2,0 m² para cada pessoa do domicílio, com uma profundidade entre 1,0 m. e 1,5 m.

O método de dimensionamento sugerido pelos permacultores pode ser resumido através da Equação 1 (PAMPLONA e VENTURI, 2004; BONZATTO, 2010, p. 151; VIEIRA, 2010; BENJAMIN, 2013; LEAL, 2014; MACHADO *et al.*, 2015; OLIVEIRA NETTO *et al.*, 2015).

$$A = 2 \times n \quad (1)$$

Onde:

A = área superficial do tanque de evapotranspiração, em m²;

n = número de usuários do sistema;

Ercole (2003) descreve um método de dimensionamento baseado numa relação direta entre o volume de contribuições do sistema e o volume de evapotranspiração do local. A área necessária para o TEVAP sugerida pelo autor é definida pela seguinte Equação 2:

$$A = \frac{VC}{VE} \quad (2)$$

Onde:

A = área do leito, em metros quadrados (m²);

VC = volume de contribuição diária total, em litros por dia (L.d⁻¹);

VE = volume de evapotranspiração, em litros por dia por metros quadrados (L.d⁻¹.m⁻²).

Galbiati (2009) sugere uma modificação no modelo apresentado por Ercole (2003), acrescentando a diferença entre as taxas de evapotranspiração e precipitação do local, além de coeficientes de correção (Equação 3).

$$A = \frac{n \times Qd}{ETo \times Ktevap - P \times Ki} \quad (3)$$

Onde:

A = área superficial, em metros quadrados (m²);

n = número de usuários do sistema;

Qd = vazão diária por pessoa, segundo o tipo de descarga e a quantidade de utilizações por pessoa, em litros por dia ($L.d^{-1}$);

K_{tevap} = coeficiente do tanque, adimensional;

ET_o = evapotranspiração de referência média do local, em milímetros por dia ($mm.d^{-1}$);

P = pluviosidade média do local, em milímetros por dia ($mm.d^{-1}$);

K_i = coeficiente de infiltração, varia de 0 a 1.

Em relação ao manejo do TEVAP, considera-se importante o abaulamento das superfícies ao redor do tanque, para evitar a entrada de águas de escoamento superficial, provocando extravasamento dos líquidos. Considera-se importante também o acompanhamento das espécies vegetais, através da poda dos excessos ou retirada de plantas mortas, substituindo-as por outros exemplares (PAMPLONA e VENTURI, 2004). Essas plantas podem servir como bioindicadores do funcionamento do sistema, através do seu padrão de vigor, crescimento, coloração das folhas e flores, além de detectar substâncias nocivas ao homem, como metais tóxicos (BONZATTO, 2010, p. 151).

Ao contrário do TS que envolve retiradas periódicas do lodo digerido, no TEVAP não ocorre essa remoção, o que propicia, ao longo do tempo, o entupimento dos espaços internos com sólidos orgânicos e inorgânicos do esgoto (colmatação) (PIRES, 2012). Essa é a principal desvantagem de usar o TEVAP como única solução de esgotamento, uma vez que a manutenção nesse caso implica em retirar toda a cobertura vegetal, substratos de suporte e lodo digerido do interior do tanque, praticamente tendo que refazer todo o sistema novamente

3.12. Considerações sobre a bananeira e suas necessidades hídricas

A banana (*Musa* sp.) é uma das frutas de maior consumo no mundo, cultivada na maioria dos países tropicais. No Brasil, a sua produção abrange uma área de 503 mil hectares, desde a faixa litorânea até os planaltos interioranos. Cerca de 99% da produção no país é consumida no mercado interno, representando uma importante fonte de renda e de alimento (BORGES e SOUZA, 2004, p. 13).

A bananeira é uma monocotiledônea herbácea que apresenta um caule subterrâneo denominado rizoma e um sistema radicular superficial, com cerca de 30% das raízes

encontradas na profundidade de até 10 cm e 82% localizadas até 50 cm de profundidade. O seu pseudocaule apresenta bainhas foliares e termina em uma copa de folhas largas e alongadas, podendo desenvolver de 30 a 70 folhas por planta, com o surgimento de uma nova folha entre 7 a 11 dias. Do centro da copa surge a inflorescência, de onde formam-se as pencas (7 a 15) que darão origem aos frutos (40 a 220, dependendo da cultivar) (BORGES e SOUZA, 2004, p. 15).

Devido a formação de folhas com grande área superficial, a bananeira possui uma elevada necessidade hídrica, tanto para a manutenção e hidratação dos seus tecidos, quanto para sua transpiração. A quantidade de água na planta corresponde a 87,5% da sua massa total e a sua evapotranspiração é dependente da quantidade de água retida no solo. Quando submetida a escassez líquida, os estômatos da planta se fecham e ocorre a diminuição da fotossíntese, retardando o crescimento das folhas e dificultando ou mesmo impedindo o lançamento da inflorescência (BORGES e SOUZA, 2004, p. 20; COELHO *et al.*, 2004, p. 134; SILVEIRA, 2013).

O volume de água requerido por uma cultura para a manutenção do crescimento das plantas em circunstâncias ideais é baseado na evapotranspiração da cultura (ET_c), um indicador definido a partir do produto do coeficiente de cultura em um determinado estágio fenológico (K_c) e pela evapotranspiração de referência do local (ET_o) (FREITAS *et al.*, 2008). A Figura 3.13 demonstra a variação do coeficiente de cultura ao longo dos dias de plantio observada em uma cultura de bananeira no Norte de Minas Gerais (COELHO *et al.*, 2004, p. 137).

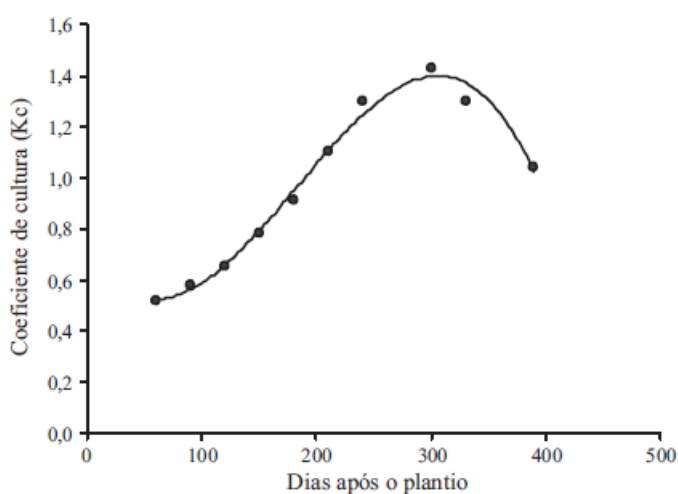


Figura 3.13. Coeficientes de cultura da bananeira (K_c) para as condições do Norte de Minas Gerais em função dos dias após o plantio. **Fonte:** COELHO *et al.*, 2004.

A demanda hídrica da bananeira tende a crescer com o desenvolvimento da planta até atingir um ponto máximo, entre 200 e 300 dias, quando passa a haver uma inflexão nessa curva e a diminuição do consumo de água. A Figura 3.14 e a Figura 3.15 apresentam algumas estimativas de consumo de água observadas (COELHO *et al.*, 2004, p. 135-136).

Idade da planta (dias após o plantio)	Período do ano		
	Out/nov/dez/jan/fev/mar	Abr/maio/set	Jun/jul/ago
	-----L/planta/dia-----		
Até 60	20	15	13
61 – 90	22	17	15
91 - 120	25	19	16
121 – 150	30	23	20
151 – 180	35	27	23
181 – 210	42	33	28
211 – 240	50	39	33
241 – 300	55	43	36
301 – 330	50	39	33
331 – 390	40	31	26
Acima de 390	47	37	31

Figura 3.14. Demanda hídrica da bananeira ‘Prata Anã’ e ‘Grande Naine’, nas condições do Norte de Minas Gerais e em Tabuleiros Costeiros da Bahia. **Fonte:** COELHO *et al.*, 2004.

Períodos	Duração (dias)	ETo ¹ (mm)	Consumo médio diário (mm ou L/planta)
Plantio ao término da 1ª colheita	434	2.227	3,9 ou 35,1
Término da 1ª colheita ao término da 2ª colheita	213	1.113	4,0 ou 36,0
Término da 2ª colheita ao término da 3ª colheita	317	1.535	3,0 ou 27,0

¹Estimada pelo tanque classe A

Figura 3.15. Consumo médio diário da bananeira em Petrolina, PE, com base na evapotranspiração de referência (ETo), para os períodos considerados. **Fonte:** COELHO *et al.*, 2004

Entende-se, então, que o consumo diário de água pela bananeira varia em função da fase fenológica em que a cultura se encontra (definida pelo coeficiente de cultura), das características físicas da cultura (variedades de alto porte possuem maior área foliar e, conseqüentemente, demandam de mais água em relação as de médio ou pequeno porte), e das condições edafoclimáticas do local (definidas, principalmente, pela temperatura, precipitação e

capacidade de retenção hídrica do solo) (SILVA *et al.*, 2004, p. 46; COELHO *et al.*, 2012, p. 88; LITCHTEMBERG e LITCHTEMBERG, 2011).

4. MATERIAL E MÉTODO

4.1. Estratégia de pesquisa

A classificação da pesquisa é de natureza aplicada, uma vez que envolve uma aplicação prática para solucionar um problema específico do lançamento do esgoto sanitário sem tratamento no meio ambiente.

Do ponto de vista dos objetivos, a pesquisa é exploratória devido ao delineamento do tema esgotamento sanitário com a finalidade de se modificar uma realidade local e gerar novos conhecimentos que possam ser difundidos e melhorados em outras comunidades.

Em relação aos procedimentos técnicos, a pesquisa é definida como um estudo de caso, “caracterizado pelo estudo profundo e exaustivo de um ou de poucos objetos, de maneira a permitir o seu conhecimento amplo e detalhado” (GIL, 2008, p. 57).

Quanto à abordagem do problema, a pesquisa é classificada como qualitativa, pois envolve a utilização de métodos com um alto grau de empirismo e subjetividade no que diz respeito ao dimensionamento do sistema de tratamento de esgotos e de suas estruturas hidráulicas e de escoamento. Os aspectos seguintes da pesquisa envolveram as fases de implantação, avaliação, acompanhamento da sua evolução, bem como a análise crítica dos resultados dos ensaios físico-químicos e microbiológicos dos efluentes tratados, de modo a verificar se essa proposta de tratamento pode ser considerada uma solução vantajosa do ponto de vista ambiental e socioeconômico.

4.2. Caracterização do município de João Monlevade

4.2.1. Território e demografia

O município de João Monlevade (Figura 4.1) está localizado na porção centro-leste do estado de Minas Gerais, a cerca de 105 km da capital, Belo Horizonte, e abrange uma área de 99,15 km². Seu território faz divisas com os municípios de Itabira (ao norte), Rio Piracicaba (ao sul), Bela Vista de Minas (ao leste) e São Gonçalo do Rio Abaixo (ao oeste) (IBGE, 2017).

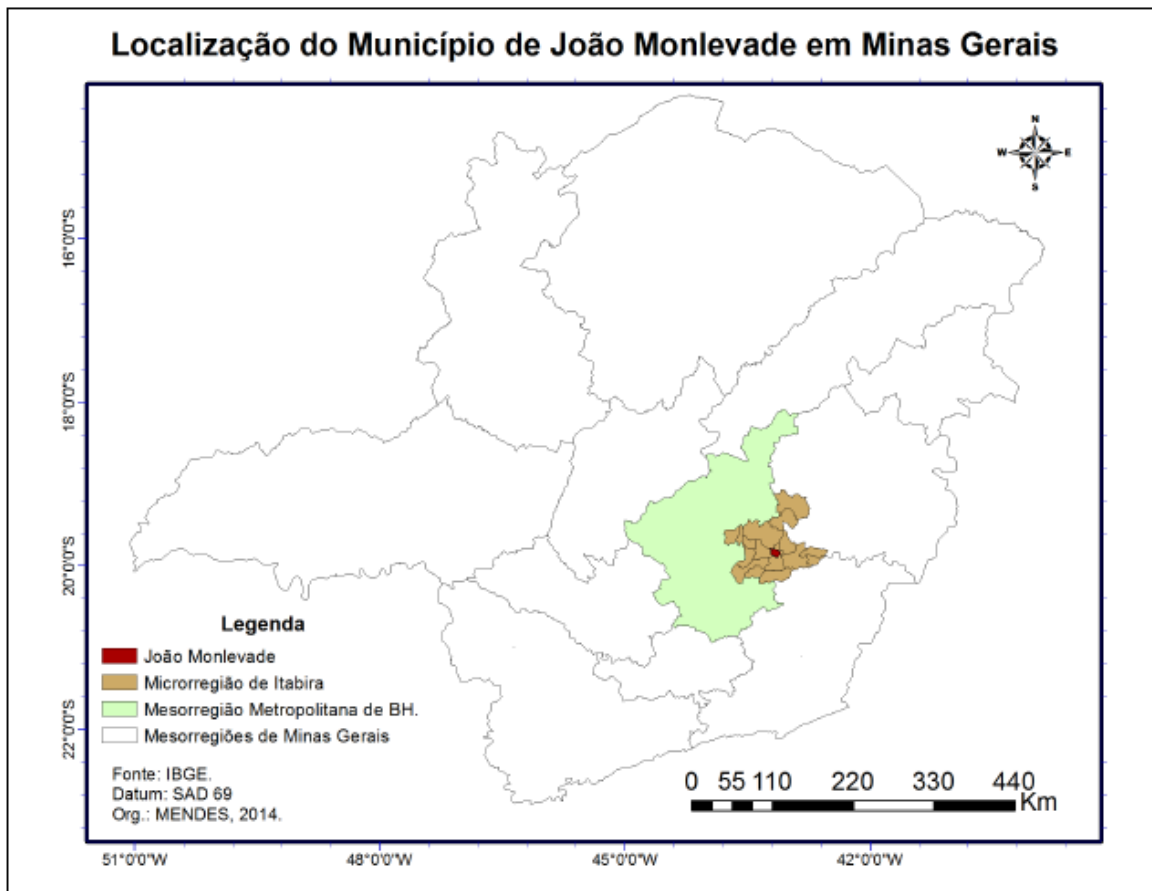


Figura 4.1. Localização do município de João Monlevade no contexto da Microrregião de Itabira e da Mesorregião Metropolitana de Belo Horizonte. **Fonte:** CLEMENTE, 2014.

João Monlevade obteve a sua emancipação política em 1964, quando deixou de ser um dos distritos do município de Rio Piracicaba e passou a ter a sua própria sede administrativa. Segundo o último Censo Demográfico (IBGE, 2010), a população total do município era de 73.610 habitantes no ano de 2010, e sua distribuição populacional é predominantemente urbana, com apenas 333 moradores residindo em área rural.

4.2.2. Clima

O clima na região que compreende o município é do tipo subquente e semiúmido, de acordo com a classificação climatológica de NIMER, e é caracterizado pelo inverno seco e de temperaturas amenas, em contraponto ao verão com um volume intenso de chuvas e de temperaturas mais altas (NIMER, 1989). Segundo o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2018), as temperaturas mínimas no município de João Monlevade ocorrem nos meses

de junho (17,9 °C) e julho (17,7 °C) e as máximas nos meses de janeiro (23,10 °C) e fevereiro (23,4 °C), com média anual compensada de 20,7 °C.

A precipitação anual média é de 1.401 mm, sendo julho o mês mais seco (6,3 mm) e dezembro o mês mais chuvoso (326,7 mm). A umidade relativa do ar no município é relativamente alta, com médias que variam entre 72,1% (agosto) e 81,5% (dezembro) (INMET, 2018).

A evapotranspiração potencial média é de 110,5 mm, tendo o seu menor índice no mês de junho (70,7 mm) e maior no mês de janeiro (143,7 mm). Em relação a evaporação à sombra, a menor cota ocorre em maio (48,7 mm), enquanto a máxima ocorre em agosto (73,4 mm), com média anual de 58,8 mm. A Figura 4.2 apresenta uma síntese das médias climatológicas do município de João Monlevade, entre os anos de 1981 e 2010 (INMET, 2018).

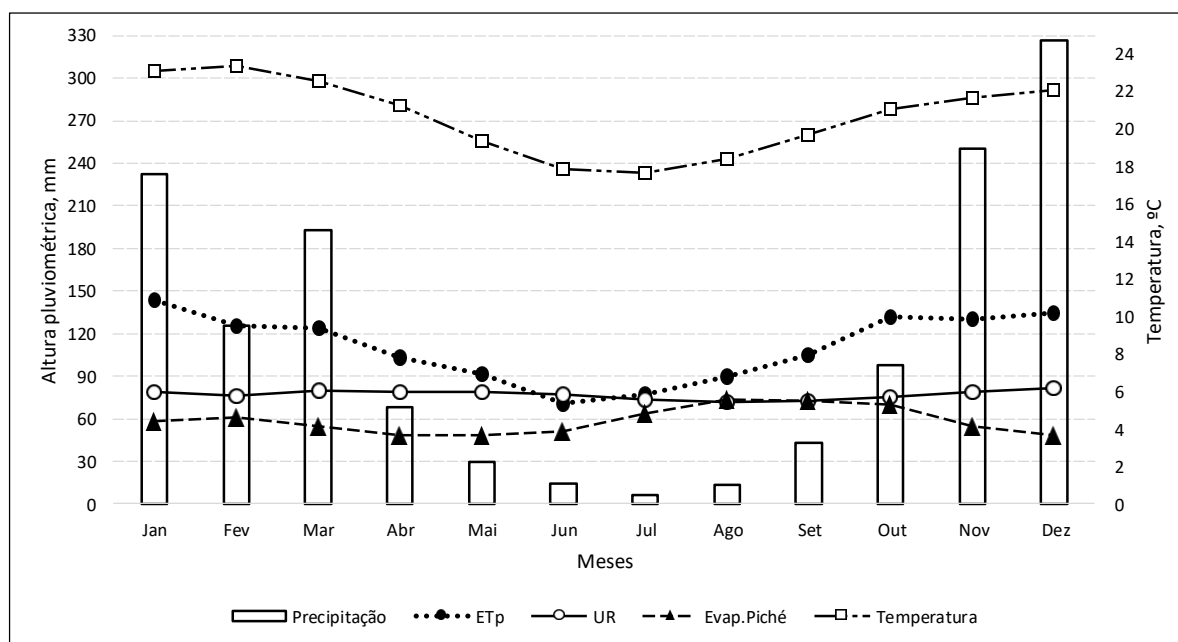


Figura 4.2. Médias climatológicas de Precipitação acumulada, Evapotranspiração potencial (ETp), Umidade relativa do ar (UR), Evaporação à sombra em evaporímetro de Piché (Evap.Piché) e Temperatura do município de João Monlevade, MG, entre os anos de 1981 a 2010. **Fonte:** INMET, 2018.

4.2.3. Topografia

A topografia no município é bem acidentada, com predomínio montanhoso (68%), conhecido como mares de morros, seguido pelo ondulado (20%) e plano (12%). O relevo é formado por planaltos e serras do Atlântico Leste-Sudeste. A altitude máxima no município atinge 1.320 m na Serra do Seara e a mínima chega a 615 m, próximo ao Córrego Jacuí. A

região central do município possui uma altitude em torno de 730 m (JOÃO MONLEVADE, 2011).

4.2.4. Geologia e pedologia

Em relação à geologia, a área do município está situada na Série Minas, formada por gnaisse feldspático bandado, gnaisse facoidal e gnaisse quartzo-biotita, com camadas e lentes de anfibolito, mica-quartzo e xistos, quartzito e itabirito. Quanto à pedologia, os principais tipos de solos encontrados no município são os Latossolo vermelho-amarelo e Neossolo litólico (JOÃO MONLEVADE, 2011).

4.2.5. Bioma

O município está inserido no bioma de Mata Atlântica, um dos maiores repositórios de biodiversidade do planeta, embora as formas desordenadas de uso e ocupação do solo tenham alterado profundamente as características originais do ecossistema, sobrando poucos fragmentos de floresta estacional semidecidual. Além da expansão urbana, a maior parte do território natural foi modificado pela pecuária (pastagem) e silvicultura (reflorestamento de eucalipto e pinus para a demanda das indústrias que utilizam carvão e celulose) (IGAM, 2010).

4.2.6. Hidrografia

Em relação à região hidrográfica, o município de João Monlevade pertence à Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba, afluente da Bacia do Rio Doce, e detém uma grande disponibilidade de águas superficiais, subterrâneas e nascentes em seu entorno. Além do Piracicaba, outro afluente importante para o município é o rio Santa Bárbara, de onde é captada a água para o abastecimento da maior parte dos domicílios do município (JOÃO MONLEVADE, 2011).

4.2.7. Saneamento

O abastecimento de água e o esgotamento sanitário é realizado pelo Departamento de Água e Esgoto (DAE), uma autarquia municipal criada pela Lei nº 238 de 1970. Dados do IBGE

(2010) indicam que a maioria dos domicílios são atendidos pela rede geral coletora de esgotos (92,94%), embora outras formas de esgotamento também foram verificadas no município (Figura 4.3).

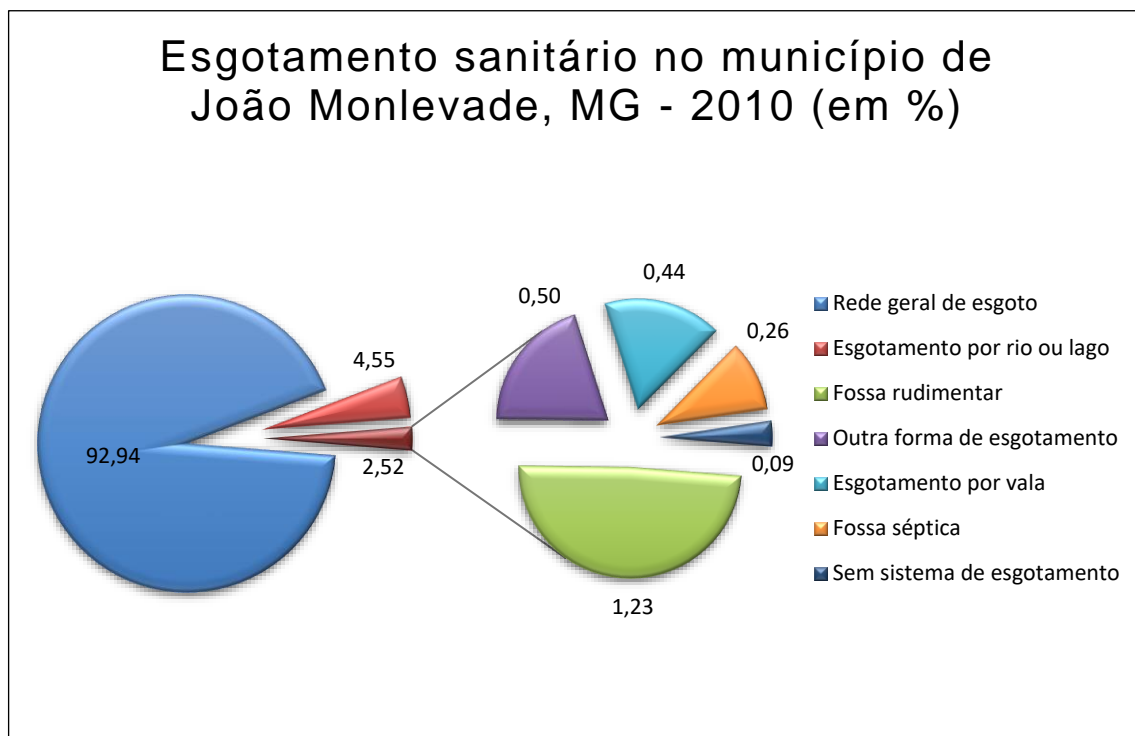


Figura 4.3. Esgotamento sanitário no município de João Monlevade, MG, em função da população total.
Fonte: IBGE, 2010.

O tanque séptico encontra pouca representatividade nos domicílios do município (0,26%), sendo menos utilizado do que algumas formas de esgotamento consideradas inadequadas, como o lançamento do esgoto diretamente em rio ou lago (4,55%) ou em fossa rudimentar (1,23%). As formas inadequadas de saneamento, quando somadas, representavam 1.508 domicílios em 2010 (6,81% do total de domicílios) (IBGE, 2010).

De acordo com o Plano para Incremento do Percentual de Tratamento de Esgotos Sanitários na Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba (FEAM, 2013), apesar de o município apresentar uma elevada cobertura de esgotamento sanitário, o índice de tratamento é efetivamente baixo. Em 2012, cerca de 0,57% da população urbana era atendida por tratamento de esgotos a partir de dois tanques sépticos. O restante da população ainda tem os esgotos dispensados *in natura* nos córregos afluentes ao Rio Piracicaba. A ETE Cruzeiro Celeste, inaugurada em 2012, ainda aguarda a regularização ambiental junto à SUPRAM para entrar em funcionamento, e uma segunda estação, a ETE Carneirinhos, encontra-se em fase de projeto.

4.3. Escolha do local e caracterização da área da pesquisa

A escolha do local para o desenvolvimento da pesquisa baseou-se na procura de um domicílio que atendesse aos seguintes aspectos: possuir residentes permanentes; situação em área rural ou periurbana do município de João Monlevade; boas condições de acesso; sem ligação à rede coletora de esgoto municipal; não possuir um sistema de esgotamento adequado já instalado; autorização e interesse dos moradores para receber o sistema de tratamento, comprometendo-se pela sua utilização e manutenção de maneira adequada.

Três propriedades foram visitadas a fim de selecionar o local do trabalho. O primeiro domicílio está situado entre os municípios de João Monlevade e Rio Piracicaba, numa via de acesso para a Serra do Seara, onde residem uma família formada por quatro componentes e que utilizam uma fossa rudimentar como solução de esgotamento. O segundo local visitado está situado entre os municípios de João Monlevade e São Gonçalo do Rio Abaixo, no povoado de Santa Rita de Pacas, onde moram uma família com três pessoas que lançam os esgotos da residência em um curso d'água afluente ao rio Santa Bárbara. O terceiro domicílio está localizado na região periurbana do município de João Monlevade, entre os limites do bairro Sion e a rodovia BR 381, próximo à saída em direção a Belo Horizonte, onde moram uma família formada por três pessoas e que também lançam os esgotos ao solo sem tratamento. Esse último domicílio foi o local escolhido pela maior facilidade de acesso e interesse da família em receber a pesquisa (Figura 4.4).



Figura 4.4. Visão superior da área da chácara e arredores. **Fonte:** Dados de pesquisa.

A área da pesquisa (Figura 4.5) está inserida em uma pequena propriedade rural, onde as moradoras possuem uma produção agroecológica de hortaliças que são vendidas para escolas, restaurantes e feiras populares, tendo esta atividade como a sua principal fonte de renda.



Figura 4.5. Visão geral da chácara. **Fonte:** Dados de pesquisa.

O abastecimento de água é fornecido através de uma canalização realizada pelo empreendimento Graal, a partir de uma nascente e destinando uma parcela dessa água para a chácara que está situada abaixo do estacionamento de caminhões desse empreendimento.

O esgoto sanitário produzido pelas moradoras da chácara é lançado ao solo sem nenhuma forma de tratamento. As águas residuárias da cozinha e limpeza (águas cinzas) são dispensadas ao solo a uma distância de vinte metros do lançamento dos efluentes dos banheiros (águas negras). A propriedade possui dois banheiros, um localizado dentro do domicílio e um outro instalado em um abrigo utilizado como depósito. Os efluentes de ambos são direcionados para o mesmo local.

Ao norte da propriedade existe um curso d'água superficial separando os limites do terreno. Do lado oposto são encontradas moradias de baixo padrão econômico (algumas de ocupação irregular), que lançam os esgotos diretamente nesse curso hídrico e aparenta comprometer a sua qualidade (Figura 4.6). Apesar de possuir baixa vazão nesse ponto, esse curso d'água é importante para a formação do córrego Jacuí, um afluente do rio Piracicaba.



Figura 4.6. Curso d'água com sinais de poluição. **Fonte:** Dados de pesquisa.

O tipo de solo no local é o latossolo vermelho-amarelo, embora Assis *et al.*, (2015) também identificaram algumas áreas com argissolo vermelho-amarelo e cambissolo háplico no bairro Sion. O relevo na propriedade é do tipo suave ondulado, e a cobertura do solo em seu entorno é caracterizado por vegetação rasteira, espécies arbustivas, bananeiras, solo exposto e

áreas de expansão urbana. Alguns fragmentos de vegetação de grande porte foram observados ao oeste dos limites da chácara.

O local escolhido para a construção do sistema de tratamento encontra-se a cerca de vinte metros da residência e a trinta metros do curso d'água (Figura 4.7). As coordenadas geográficas são 688795 e 7805375 (Projeção UTM, Datum WGS 1984, Zona 23 S).



Figura 4.7. Local de construção do sistema de tratamento. **Fonte:** Dados de pesquisa.

A escolha deste ponto na propriedade ocorreu devido a sua baixa declividade em relação à moradia, uma vez que o efluente deveria escoar para o sistema de tratamento por gravidade, e por uma solicitação das proprietárias da chácara, que utilizam as demais áreas do terreno para o cultivo de suas hortaliças. As distâncias mínimas horizontais para a construção do sistema foram seguidas de acordo com as orientações da NBR 7.229/1993 (ABNT, 1993). Também foi realizada uma perfuração de aproximadamente 2 m de profundidade no terreno, a fim de verificar se a distância necessária para construir o sistema de tratamento atingiria o nível superior do lençol freático, sendo que esse nível não foi encontrado.

4.4. Dimensionamento do tanque séptico econômico

Por se tratar de um sistema simplificado e relativamente novo, não são encontradas normas técnicas que embasem os parâmetros construtivos do TSE. O dimensionamento aplicado nesta pesquisa foi o mesmo recomendado pelos municípios que implantaram essa tecnologia social e autores que publicaram trabalhos sobre o assunto (PINDAMONHANGABA, 2006; CARATINGA, 2014; FRANCO *et al.*, 2016; CARDOSO *et al.*, 2017; POSTIGO *et al.*, 2017).

O TSE é formado por bombonas de 240 L interligadas por tubos de 100 mm de diâmetro. O número de bombonas utilizadas está relacionada à quantidade de moradores residentes no domicílio. Nesta pesquisa foram utilizadas 3 bombonas para atender a um domicílio com 3 moradores. As tubulações dos dois banheiros da residência foram direcionadas para a entrada da primeira bombona do TSE, incluindo os efluentes da privada e de banho. As águas residuárias da cozinha foram direcionadas para TEVAP sem passar pelo TSE.

Considerando o volume interno das câmaras (aproximadamente 600 L) e o número de ocupantes no domicílio, estima-se que o tempo de detenção hidráulica do efluente no tanque séptico foi superior a 3 dias.

As dimensões da vala escavada no terreno para a instalação do TSE foram:

- comprimento: 2,5 m;
- largura: 0,80 m;
- altura: 1,6 m.

4.5. Dimensionamento do tanque de evapotranspiração

O TEVAP é um sistema de tratamento com um alto nível de empirismo, e o seu dimensionamento pode ser realizado em função de um valor de área e volume preestabelecido, a partir do número de ocupantes fixos na residência, como sugerem os permacultores e as literaturas que os citam (PAMPLONA e VENTURI, 2004; BONZATTO, 2010, p. 151; VIEIRA, 2010; BENJAMIN, 2013; LEAL, 2014; MACHADO *et al.*, 2015; OLIVEIRA NETTO *et al.*, 2015), ou em função de modelos que utilizam informações sobre as condições de temperatura, precipitação ou evapotranspiração do local, como sugerem alguns autores (ERCOLE, 2003; GALBIATI, 2009).

Nesta pesquisa, o tanque de evapotranspiração foi dimensionado segundo os métodos dos permacultores, de Ercole (2003) e de Galbiati (2009), e posteriormente foi escolhido um modelo que apresentasse a melhor relação de custo e benefício para ser implementado.

4.5.1. Dimensionamento do TEVAP segundo o método dos permacultores

A Equação 4.1 indica a área do TEVAP recomendada pelos permacultores, em função do número de ocupantes permanentes.

$$A = 2 \times n \quad (4.1)$$

Onde:

A = área superficial do tanque de evapotranspiração, em metros quadrados (m^2);

n = número de usuários do sistema.

Logo, de acordo com a Equação 4.1:

$$A = 2 \times n$$

$$A = 2 \times 3$$

$$A = 6 \text{ m}^2$$

A área superficial para um domicílio com três pessoas deve ser de 6 m^2 . A profundidade recomendada varia entre 1 m e 1,5 m. O valor adotado foi de 1,3 m. O volume interno do tanque pode ser calculado através da equação de volume de um paralelepípedo (Equação 4.2):

$$V = A \times h \quad (4.2)$$

Onde:

V = volume interno do tanque de evapotranspiração, em metros cúbicos (m^3);

A = área superficial do tanque de evapotranspiração, em metros quadrados (m^2);

h = altura do tanque, em metros (m).

Sendo assim, de acordo com a Equação 4.2:

$$V = A \times h$$

$$V = 6 \times 1,3$$

$$V = 7,8 \text{ m}^3$$

O volume interno para o TEVAP, segundo o método dos permacultores foi de $7,8 \text{ m}^3$.

4.5.2. Dimensionamento do TEVAP segundo o método de Ercole (2003)

O modelo de dimensionamento proposto pelo autor relaciona o volume de contribuições de entrada do tanque, através da estimativa diária de esgotos produzidos pelos moradores do domicílio, ao volume de saída do tanque, através da evapotranspiração estimada de acordo com a temperatura de referência do local. Nesse sentido, a área necessária para o tanque sugerida por Ercole foi definida a partir da Equação 4.3:

$$A = \frac{VC}{VE} \quad (4.3)$$

Onde:

A = área superficial do tanque, em metros quadrados (m^2);

VC = volume de contribuição diária total, em litros por dia ($L.d^{-1}$);

VE = volume de evapotranspiração, em litros por dia por metros quadrados ($L.d^{-1}.m^{-2}$).

O volume de contribuição diária em um domicílio pode ser estimado de acordo com a NBR 7.229/1993 (ABNT, 1993), conforme o Quadro 4.1 a seguir:

Residência	Unidade	Volume de esgoto (L.)
Padrão alto	pessoa	160
Padrão médio	pessoa	130
Padrão baixo	pessoa	100

Quadro 4.1. Contribuição de esgoto *per capita* em função do padrão do domicílio. **Fonte:** ABNT, 1993.

A estimativa do volume de evapotranspiração em função da temperatura média do local é apresentada no Quadro 4.2:

Temperatura (°C)	Taxa de evapotranspiração (L/m²x dia)
< 15	5
15 < T < 25	35
> 25	70

Quadro 4.2. Taxa de evapotranspiração em função da temperatura média. **Fonte:** ERCOLE, 2003.

Logo, substituindo os termos da Equação (4.3) pelo número de moradores residentes no domicílio, a contribuição diária de esgoto em uma residência de padrão baixo e o volume de

evapotranspiração estimado, de acordo com a faixa de temperatura média do município (20,7°C):

$$A = \frac{VC}{VE}$$

$$A = \frac{3 \times 100}{35}$$

$$A = 8,57 \text{ m}^2$$

A área superficial encontrada foi de 8,57 m². Adotando-se, novamente, o valor de 1,3 m para a profundidade do tanque e substituindo os valores na Equação 4.2, têm-se o dimensionamento do TEVAP:

$$V = A \times h$$

$$V = 8,57 \times 1,3$$

$$V = 11,14 \text{ m}^3$$

O volume definido para o TEVAP, de acordo com o modelo de Ercole (2003) foi de 11,14 m³.

4.5.3. Dimensionamento do TEVAP segundo o método de Galbiati (2009)

Baseado no método anterior, Galbiati (2009) propôs um modelo mais específico no que diz respeito ao balanço hídrico do sistema. Para isso, além das informações da evapotranspiração de referência e da precipitação do local, a autora insere as variáveis “coeficiente do tanque” (k_{tevap}) e “coeficiente de infiltração” (k_i).

A partir de um TEVAP experimental, a autora estimou a taxa de evapotranspiração real do tanque e calculou um coeficiente diário, através da razão entre a evaporação real estimada e a evapotranspiração de referência do local. A média da somatória desse coeficiente diário foi chamado de coeficiente do tanque (k_{tevap}).

O coeficiente de infiltração (k_i) foi estimado a partir da entrada da água de chuva sobre o tanque, e varia de 0 (pouca precipitação infiltrando no tanque) a 1 (toda a água precipitada

infiltra no sistema). Assim, a área necessária do TEVAP proposta por Galbiati foi definida a partir da Equação 4.4:

$$A = \frac{n \times Qd}{ETo \times Ktevap - P \times Ki} \quad (4.4)$$

Onde:

A = área superficial, em metros quadrados (m^2);

n = número de usuários do sistema;

Qd = vazão diária por pessoa, em litros por dia ($L.d^{-1}$);

$ktevap$ = coeficiente do tanque, adimensional;

ETo = evapotranspiração de referência média do local, em milímetros por dia ($mm.d^{-1}$);

P = pluviosidade média do local, em milímetros por dia ($mm.d^{-1}$);

ki = coeficiente de infiltração, varia de 0 a 1.

Para o município de João Monlevade, a evapotranspiração de referência média (ETo) diária e a precipitação média diária (P), segundo dados do INMET (2018), são de 3,63 mm e 3,83 mm, respectivamente. Adotou-se o ki como 1, considerando que toda a água que incide sobre o tanque infiltra no solo. Adotou-se o $ktevap$ como 3,73, considerando a média da somatória entre a razão da evapotranspiração real descrita por Galbiati nos meses de estudo pela evapotranspiração de referência média no município de João Monlevade nos mesmos meses. Logo, substituindo os termos da Equação 4.4 por esses termos, têm-se:

$$A = \frac{n \times Qd}{ETo \times Ktevap - P \times Ki}$$

$$A = \frac{3 \times 100}{3,63 \times 3,73 - 3,83 \times 1}$$

$$A = 30,89 \text{ m}^2$$

A área superficial foi de 30,89 m^2 . Assumindo-se o mesmo valor anterior para a profundidade do tanque (1,3 m) e retornando à Equação 4.2, chegou-se ao seu dimensionamento:

$$V = A \times h$$

$$V = 30,89 \times 1,3$$

$$V = 40,15 \text{ m}^3$$

O volume definido para o TEVAP, de acordo com o modelo de Galbiati (2009) foi de 40,15 m³.

4.5.4. Dimensionamento do TEVAP adotado

Como pôde ser observado a partir do Quadro 4.3, os três métodos de dimensionamento apresentaram valores bem distintos para a implantação do TEVAP:

Dimensionamento do TEVAP		
Método	Área (m²)	Volume (m³)
Permacultores	6,0	7,8
Ercole	8,57	11,14
Galbiati	30,89	40,15

Quadro 4.3. Dimensionamento do tanque de evapotranspiração segundo os três métodos apresentados.
Fonte: Dados de pesquisa.

O método orientado pelos permacultores exige uma menor área e, como consequência, um menor custo de implantação envolvido. No entanto, como o TEVAP desta pesquisa deve receber não só as águas negras, mas todas as águas residuárias do domicílio, presume-se que este modelo possa ser subdimensionado e com uma possibilidade maior de extravasamento.

O método proposto por Galbiati (2009) apresenta variáveis de cálculo com um nível menor de imprecisão do que os anteriores, além de apresentar um volume interno quase seis vezes maior do que o primeiro modelo, possibilitando que o tanque receba um maior volume de efluentes e diminuindo o potencial de extravasamento. No entanto, devido ao seu superdimensionamento, os custos decorrentes da operação de escavação, mão de obra e insumos de construção também são bem mais elevados.

O método sugerido por Ercole (2003) apresenta uma melhor relação de custo e benefício do que os anteriores, uma vez que possui uma área e volume interno maior do que o modelo dos permacultores, ao passo que demanda um gasto com serviços e insumos menor do que o

modelo de Galbiati (2009). Outro aspecto relevante é o fato do método de Ercole (2003) sugerir que as águas residuárias do domicílio possam ser tratadas de forma conjunta, ao contrário dos outros dois modelos que recomendam enviar ao sistema de tratamento apenas as águas negras do domicílio.

Sendo assim, o método de dimensionamento de Ercole (2003) foi o escolhido para a implementação do TEVAP. O valor da área superficial foi arredondado para cima, sendo adotado o valor de 9 m². Assim, as cotas adotadas para o tanque foram:

- área: 9 m²;
- lado: 3 m;
- altura: 1,3 m;
- volume: 11,7 m³.

Apesar de se esperar que a água saia do tanque apenas pela evapotranspiração das bananeiras, a construção de um sistema de escoamento final após o TEVAP é recomendada para prevenir que possíveis líquidos escoem para o terreno em caso de eventuais extravasamentos.

4.6. Dimensionamento do sistema de escoamento final

Antes de dimensionar o sistema de escoamento é importante realizar um ensaio de absorção de líquidos para determinar o coeficiente de infiltração (C_i) do terreno e saber se o solo apresenta uma condição adequada de permeabilidade. Para a determinação desse coeficiente, Nuvolari (2011, p. 259-260) orienta a escavação de um buraco de 30 cm de lado por 40 cm de profundidade. Na sequência, preenche-se o fundo do buraco com 10 cm de brita e coloca-se água até uma marca de 15 cm acima da brita, cronometrando o tempo (em minutos) necessário para a água infiltrar a altura de 1 cm (Figura 4.8). Caso o tempo seja inferior a 3 minutos, deve-se repetir o teste por até cinco vezes e anotar o maior tempo de infiltração.



Figura 4.8. Teste para a determinação do coeficiente de infiltração do solo. **Fonte:** Dados de pesquisa.

A partir do tempo observado no ensaio foi possível calcular o coeficiente de infiltração através da Equação 4.5:

$$C_i = \frac{490}{(t + 2,5)} \quad (4.5)$$

Onde:

C_i = coeficiente de infiltração, em litros por metros quadrados por dia ($L.m^{-2}.dia^{-2}$);

t = tempo, em minutos (min).

A Figura 4.9, apresenta um ábaco com as faixas indicadas para a escolha da solução de esgotamento final em função do C_i do solo.

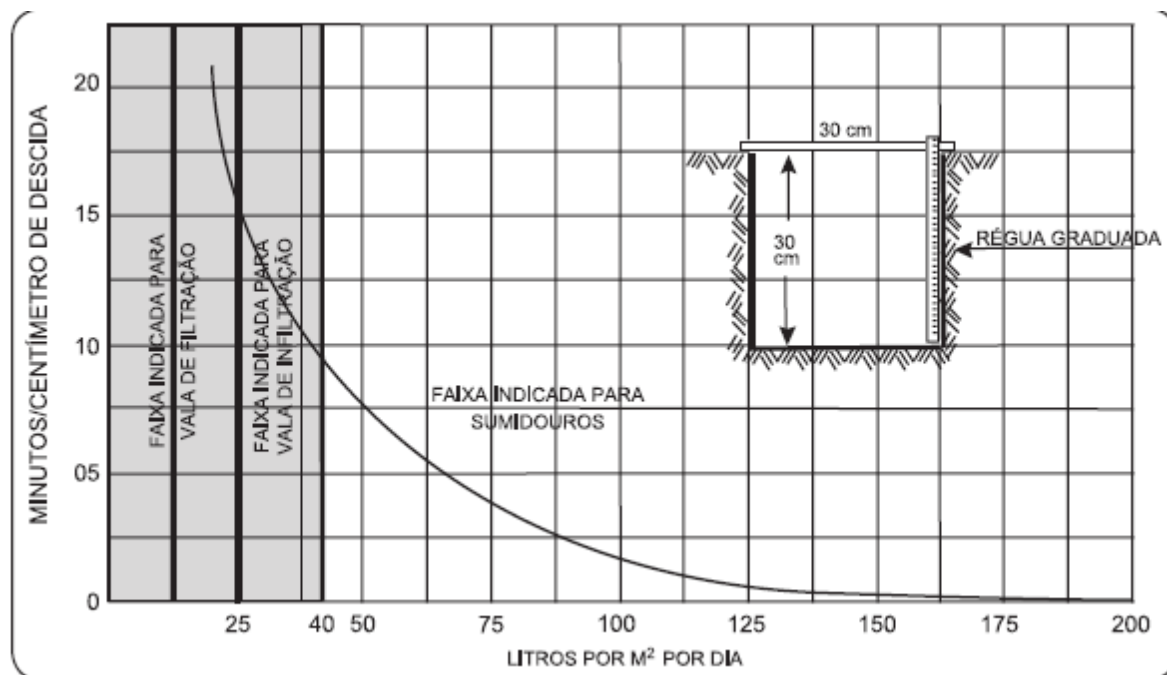


Figura 4.9. Curva de infiltração no solo. **Fonte:** FUNASA, 2015.

De acordo com a Figura (4.9), a faixa de C_i até $25 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ demonstra uma baixa permeabilidade de líquidos no solo, sendo recomendado o uso de vala de filtração como solução final de esgotamento. A faixa de C_i entre 25 a $40 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ caracteriza-se por uma infiltração lenta, propiciando o uso de vala de infiltração, e a partir de $40 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ o escoamento para sumidouro pode ser considerado como o mais indicado (FUNASA, 2015).

Através do ensaio de percolação, verificou-se que para a água infiltrar a altura de 1 cm no solo foi gasto um tempo de $3,5$ minutos. Logo, de acordo com a Equação (4.5):

$$C_i = \frac{490}{(t + 2,5)}$$

$$C_i = \frac{490}{(3,5 + 2,5)}$$

$$C_i = 81,6 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

O coeficiente de infiltração do solo encontrado para as condições da pesquisa foi de $81,6 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e a solução de escoamento final mais indicada foi o sumidouro.

A determinação da área lateral do sumidouro foi realizada através da Equação 4.6:

$$A = \frac{V}{Ci} \quad (4.6)$$

Onde:

A = área lateral necessária para o sumidouro, em metros quadrados (m^2);

V = volume de contribuição de diária, calculado pelo produto do número de contribuintes e a contribuição unitária de esgoto, em litros por dia ($L.dia^{-1}$);

Ci = coeficiente de infiltração, em litros por metros quadrados por dia ($L.m^{-2}.dia^{-1}$).

Então, de acordo com a Equação 4.6:

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

$$A = \frac{(300)}{81,6}$$

$$A = 3,67 m^2$$

A área lateral mínima necessária para o poço do sumidouro foi de $3,67 m^2$. As cotas adotadas para o sumidouro construído em formato retangular, foram:

- Comprimento: 2,0 m;
- Largura: 1,0 m;
- Altura: 1,0 m;
- Área lateral: $6,0 m^2$;
- Área de fundo: $2,0 m^2$;
- Área total molhada: $8,0 m^2$.

4.7. Construção do sistema de tratamento de efluentes

A construção do sistema de tratamento ocorreu entre os dias 09 e 28 de outubro de 2017. Inicialmente, foram realizadas escavações no terreno com as dimensões necessárias para a implantação das três unidades de esgotamento sanitário (TSE, TEVAP e sumidouro). Utilizou-se uma escavadeira para agilizar esse processo.

A abertura da vala para o TEVAP apresentou uma maior dificuldade devido a ocorrência de uma base rochosa nesse ponto (Figura 4.10).



Figura 4.10. Escavação do terreno. **Fonte:** Dados de pesquisa.

Em seguida, iniciou-se o processo de construção do TSE. Foram abertos furos para a entrada e saída de esgoto em cada uma das três bombonas, a uma distância de 10 cm da sua extremidade superior (Figura 4.11).



Figura 4.11. Preparação das bombonas. **Fonte:** Dados de pesquisa.

Foram utilizados tubos de 100 mm de diâmetro cortados em seções de 50 cm de comprimento para permitir o escoamento do esgoto entre as câmaras sépticas. Estes tubos foram colados aos dispositivos hidráulicos com adesivo de PVC (Figura 4.12).



Figura 4.12. Preparação das tubulações do TSE. **Fonte:** Dados de pesquisa.

As bombonas foram colocadas na vala e encaixadas aos tubos cortados. Utilizou-se silicone acético para evitar que o líquido vazasse pelas falhas das junções entre as bombonas e os tubos. Os tambores foram enchidos com água para verificar a inexistência de vazamentos e para realizar o assentamento correto sobre o terreno, mantendo uma inclinação de 2 cm.m^{-1} (Figura 4.13).



Figura 4.13. Montagem do TSE. **Fonte:** Dados de pesquisa.

A tampa do primeiro tambor recebeu um dispositivo para fixação do tubo exaustor. As câmaras sépticas foram fechadas (Figura 4.14).



Figura 4.14. Fechamento do TSE. **Fonte:** Dados de pesquisa.

Fixou-se um tubo de 40 mm de diâmetro por 2 m de comprimento na tampa da primeira bombona para a eliminação dos gases da digestão anaeróbia. Também foi instalado o dispositivo de amostragem de efluentes após a terceira bombona. Foram colocados pneus acima das câmaras sépticas para a identificação do seu posicionamento no terreno. As tampas foram cobertas com areia e brita para evitar o acúmulo de água pluvial (Figura 4.15).



Figura 4.15. Cobertura do TSE. **Fonte:** Dados de pesquisa.

Na sequência, começou a preparação do TEVAP através da remoção de fragmentos de rochas e raízes de plantas, seguida pelo nivelamento das paredes e fundo, a fim de deixar a superfície plana (Figura 4.16).



Figura 4.16. Preparação do TEVAP. **Fonte:** Dados de pesquisa.

O dimensionamento do TEVAP considerou a sua construção em ferrocimento. Uma argamassa impermeabilizante foi utilizada para evitar que o efluente líquido infiltre no solo. Um piso grosso foi cimentado na base do terreno, enquanto as laterais receberam uma camada de chapisco. Em seguida, foi fixada uma malha metálica nas laterais e piso para manter a forma da estrutura e evitar movimentos de solo (Figura 4.17).



Figura 4.17. Construção do piso do TEVAP. **Fonte:** Dados de pesquisa.

Uma nova camada de cimento com impermeabilizante foi aplicada no piso e paredes do TEVAP acima da malha metálica (Figura 4.18).



Figura 4.18. Impermeabilização do TEVAP. **Fonte:** Dados de pesquisa.

Após a secagem do cimento, iniciou-se a etapa de preenchimento com a colocação de pneus (obtidos em borracharias do município) no fundo do TEVAP, a partir do tubo de saída dos efluentes do TSE. Um tubo de 50 cm de comprimento por 100 mm de diâmetro foi colocado entre o TEVAP e o sumidouro, a uma altura de 30 cm abaixo da linha de superfície, para escoar os efluentes e evitar possíveis extravasamentos, servindo como um ladrão. Na saída dos efluentes da cozinha foi colocada uma caixa de retenção de gorduras. Em seguida, interligou-se um tubo de 18 m de comprimento por 75 mm de diâmetro entre essa caixa de retenção até o interior do TEVAP (Figura 4.19).



Figura 4.19. Distribuição de pneus no interior do TEVAP. **Fonte:** Dados de pesquisa.

Um tubo 150 mm de diâmetro por 2 m de comprimento foi preparado para servir de ponto de amostragem de efluentes no interior do TEVAP. A seção inferior do tubo recebeu perfurações para permitir a entrada de água e uma manta geotêxtil foi fixada para limitar a entrada de sólidos grosseiros como partículas de areia e solo em seu interior (Figura 4.20).



Figura 4.20. Tubo de amostragem do TEVAP. **Fonte:** Dados de pesquisa.

O tubo de amostragem foi colocado em posição vertical no TEVAP próximo à saída para o sumidouro. O fundo do TEVAP foi preenchido com pedra britada nº 3 até a altura de 50 cm, para servir como meio de suporte e filtragem dos sólidos (Figura 4.21).



Figura 4.21. Distribuição de brita no fundo do TEVAP. **Fonte:** Dados de pesquisa.

Mantas de geotêxtil foram colocadas sobre a brita para evitar que a areia da camada superior infiltrasse pelos espaços vazios, causando a diminuição do volume disponível para o escoamento do efluente líquido (Figura 4.22).



Figura 4.22. Cobertura do TEVAP com manta geotêxtil. **Fonte:** Dados de pesquisa.

Uma camada de areia (10 cm de altura) foi distribuída sobre as mantas de geotêxtil para complementar a filtragem dos efluentes (Figura 4.23).



Figura 4.23. Distribuição de areia sobre a manta geotêxtil. **Fonte:** Dados de pesquisa.

A parte superior do TEVAP foi preenchida com solo (Figura 4.24).



Figura 4.24. Cobertura do TEVAP com solo. **Fonte:** Dados de pesquisa.

O fundo do sumidouro foi preenchido com brita (30 cm de altura) para eliminar os efluentes no solo em caso de excesso de chuvas ou de extravasamento pelo ladrão ligado ao TEVAP (Figura 4.25). O sumidouro foi coberto por telhas galvanizadas reaproveitadas e obtidas no próprio terreno.



Figura 4.25. Distribuição de brita no fundo do sumidouro. **Fonte:** Dados de pesquisa.

A construção do TEVAP foi finalizada com uma barreira de contenção ao seu redor. Esta barreira impede que o escoamento superficial de água pluvial escoe para dentro do sistema de tratamento (Figura 4.26).



Figura 4.26. Finalização da construção do TEVAP. **Fonte:** Dados de pesquisa.

O TSE foi finalizado com uma contenção de brita ao seu redor (Figura 4.27).



Figura 4.27. Contenção de brita ao redor do TSE. **Fonte:** Dados de pesquisa.

Seis mudas de bananeiras (*Musa* sp.) da cultivar ‘Prata’ com uma altura aproximada de 33 cm foram adquiridas para serem plantadas sobre o tanque de evapotranspiração (Figura 4.28). Esta cultivar foi escolhida devido ao seu porte alto na fase adulta, que pode atingir de 4,0 m a 5,5 m e pela sua alta demanda hídrica (ROCHA, 2013).



Figura 4.28. Mudanças de bananeira. **Fonte:** Dados de pesquisa.

As bananeiras foram plantadas sobre o TEVAP com um espaçamento aproximado de 80 cm entre elas (Figura 4.29). Essa densidade de cultivo para um espaço limitado foi escolhida para priorizar uma maior taxa de evapotranspiração no sistema.



Figura 4.29. Bananeiras cultivadas sobre o TEVAP. **Fonte:** Dados de pesquisa.

A Figura 4.30 apresenta uma visão geral do sistema de tratamento de efluentes completo.



Figura 4.30. Visão geral do sistema de tratamento de efluentes. **Fonte:** Dados de pesquisa.

A Figura 4.31 apresenta o desenho técnico em vista lateral e superior do sistema de tratamento de efluentes.

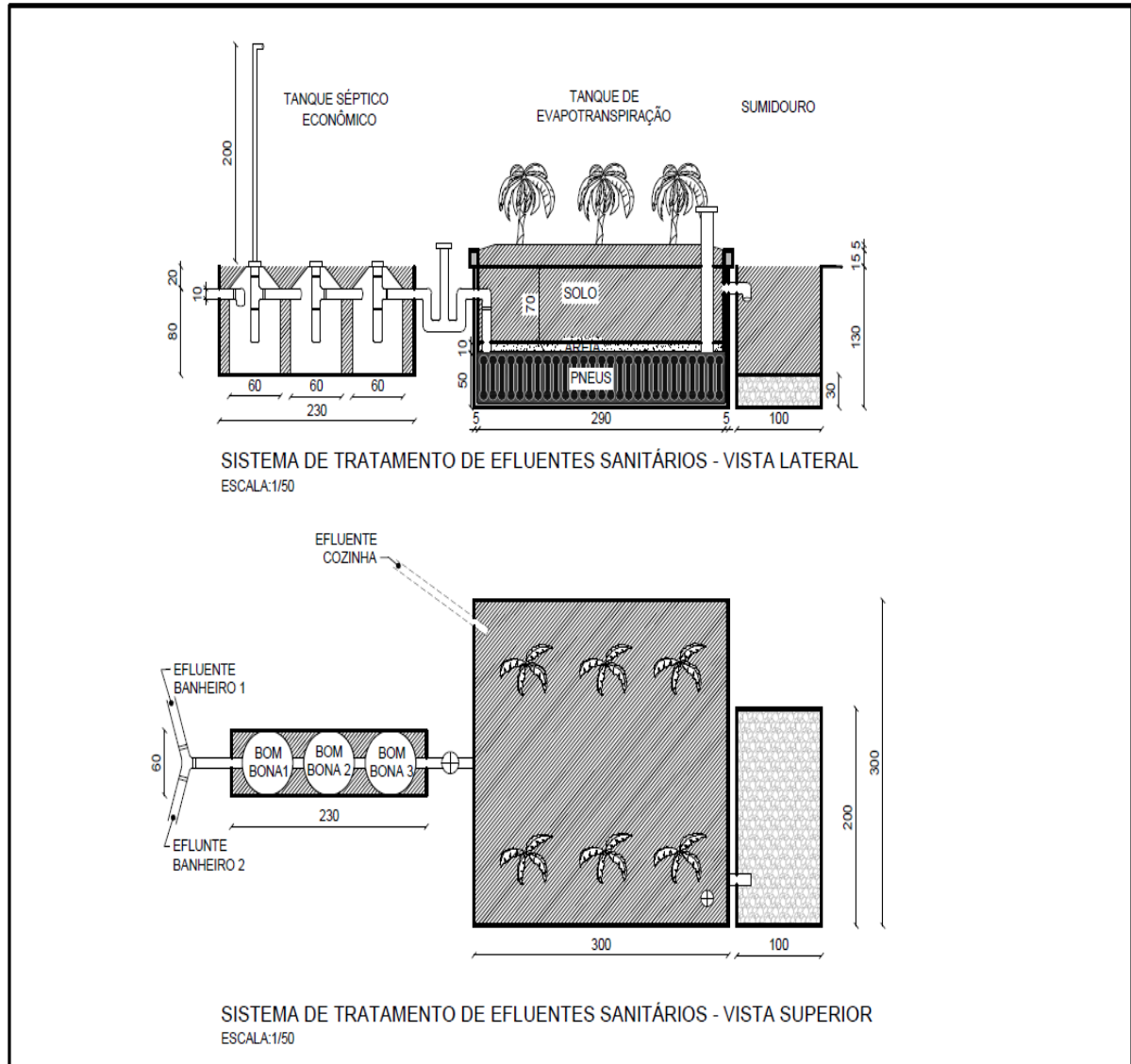


Figura 4.31. Planta lateral e superior do sistema de tratamento de efluentes. **Fonte:** Dados de pesquisa.

A Figura 4.32 apresenta o desenho em corte frontal do tanque de evapotranspiração.

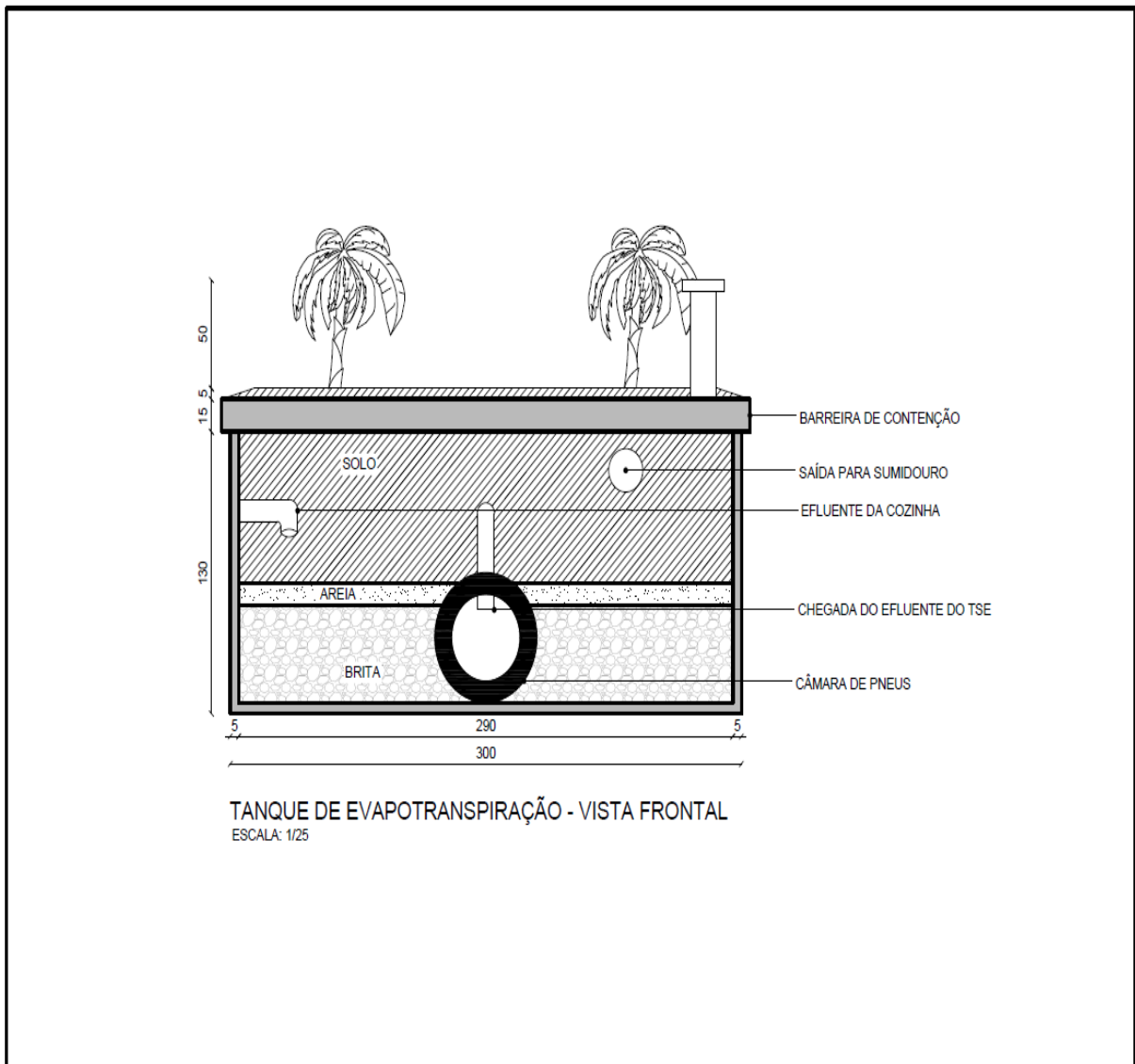


Figura 4.32. Planta em corte frontal do tanque de evapotranspiração. **Fonte:** Dados de pesquisa.

4.8. Acompanhamento e coleta de dados

Após 30 dias da implantação do sistema de tratamento, iniciou-se a etapa de avaliação do crescimento das bananeiras e da qualidade dos efluentes tratados. Esse acompanhamento teve uma frequência mensal e ocorreu entre os meses de novembro de 2017 a abril de 2018 (6 meses).

Ao final de cada mês, o desenvolvimento das bananeiras foi observado e mensurado. Com uma fita métrica, foram medidas a altura das plantas até a roseta foliar e a circunferência do pseudocaule a 0,30 m do solo, em todas as 6 plantas cultivadas no TEVAP.

Realizou-se também as amostragens dos efluentes do sistema de tratamento para avaliação da sua qualidade. As coletas foram feitas a partir da primeira câmara séptica (esgoto bruto), após a terceira câmara séptica (saída do TSE) e no tubo de inspeção do TEVAP, antes da saída para o sumidouro (efluente tratado pelo sistema combinado). Observou-se que o coletor colocado após a saída para o sumidouro permaneceu seco, indicando que não houve extravasamento de líquidos nesses meses.

As coletas foram feitas 1 vez por mês, no período da manhã e acondicionadas em caixa térmica. Os frascos foram fornecidos pelo laboratório previamente identificados (Figura 4.33) As amostras foram imediatamente enviadas para o laboratório Ecoar Monitoramento Ambiental, no município de João Monlevade. Foram realizadas análises físico-químicas e biológicas para a determinação dos seguintes parâmetros: turbidez, pH, DBO, DQO, oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, fósforo total, nitrogênio amoniacal e sólidos suspensos totais. Estes ensaios foram realizados de acordo com os procedimentos descritos em *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Por questões de custos, não foram realizadas repetições nos números de amostras analisadas.



Figura 4.33. Amostras de efluentes coletados para análises. **Fonte:** Dados de pesquisa.

As eficiências de remoção dos contaminantes pelo sistema de tratamento foram calculadas através da Equação 4.7 (VON SPERLING, 2014):

$$E = \frac{C_o - C_e}{C_o} \times 100 \quad (4.7)$$

Onde:

E = eficiência de remoção, em %;

C_o = concentração afluyente do poluente, em miligramas por litro (mg.L^{-1});

C_e = concentração efluente do poluente, em miligramas por litro (mg.L^{-1}).

Os resultados foram expressos em formas gráficas de séries temporais, relacionando as concentrações dos poluentes com as eficiências de redução ao longo dos meses avaliados.

4.9. Desenvolvimento de produto técnico

A Portaria Normativa nº 17 de 28 de dezembro de 2009 (BRASIL, 2009), que dispõe sobre o mestrado profissional no âmbito da CAPES, destaca a importância da proposta de inovações e aperfeiçoamentos tecnológicos para a solução de problemas específicos e a transferência do conhecimento para a sociedade, visando o seu desenvolvimento.

Assim, considerou-se relevante que as informações apresentadas nesta pesquisa não ficassem restritas ao âmbito acadêmico e pudessem ser disseminadas para a comunidade, através de uma linguagem simples e direta, servindo como um modelo informativo para a construção de sistemas de tratamento descentralizados de esgotos baseados em TSE e TEVAP. Com isso, foi desenvolvido uma cartilha contendo as imagens e descrições deste trabalho para posterior divulgação.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Operação e manejo do sistema de tratamento de efluentes

O sistema começou a ser operado no dia 28 de outubro de 2017. Não foi utilizado inoculante orgânico nas câmaras sépticas para dar início à digestão anaeróbia. As moradoras foram orientadas a não descartar resíduos que possam obstruir a tubulação ou acumular no interior do TSE (como papel higiênico e fio dental) e não utilizar produtos antissépticos que possam eliminar as bactérias e comprometer o tratamento biológico.

O lodo digerido no interior das câmaras sépticas deve ser removido em intervalos regulares. A NBR 7.229/1993 (ABNT, 1993) recomenda intervalos de limpeza entre 1 e 5 anos, de acordo com os critérios estabelecidos no dimensionamento do tanque séptico convencional.

Andreoli *et al.* (2014) citam que a produção *per capita* de lodo líquido no tratamento de esgotos através de tanques séptico gera um volume em torno de 0,3 a 1,0 L.hab⁻¹.dia⁻¹. Ao longo de um ano, ainda que seja adotado o menor volume *per capita* (0,3 L.hab⁻¹.dia⁻¹), um tanque séptico que atende a um domicílio com 3 pessoas produz cerca de 328,5 L de lodo a ser tratado.

Este volume representa cerca da metade da capacidade máxima de armazenamento das três câmaras sépticas juntas. Em vista disso, escolheu-se adotar o menor intervalo de remoção de lodos sugerido pela ABNT (1 ano), a fim de evitar a saturação do sistema de tratamento.

5.2. Avaliação do crescimento das bananeiras

As mudas da cultivar 'Prata' foram plantadas com uma altura média de 33 ± 2 cm e alcançaram a altura de 221 ± 30 cm aos 180 dias. Houve um incremento lento nos primeiros 30 dias (1 cm), devido às plantas utilizarem uma grande parte de energia para fixação e aclimação ao solo (MELO *et al.*, 2010). A partir de 30 dias ocorreu um rápido desenvolvimento, como pode ser observado na Figura 5.1 até a Figura 5.6.



Figura 5.1. Crescimento das bananeiras em 27/11/2017. **Fonte:** Dados de pesquisa.



Figura 5.2. Crescimento das bananeiras em 28/12/2017. **Fonte:** Dados de pesquisa.



Figura 5.3. Crescimento das bananeiras em 29/01/2018. **Fonte:** Dados de pesquisa.



Figura 5.4. Crescimento das bananeiras em 26/02/2018. **Fonte:** Dados de pesquisa.



Figura 5.5. Crescimento das bananeiras em 28/03/2018. **Fonte:** Dados de pesquisa.



Figura 5.6. Crescimento das bananeiras em 28/04/2018. **Fonte:** Dados de pesquisa.

A taxa de crescimento máxima foi observada aos 90 dias (no mês de janeiro), quando as plantas cresceram em média 53 cm (cerca de $1,76 \text{ cm.dia}^{-1}$) em relação à medição anterior. Em seguida, houve uma redução da taxa de crescimento, embora as médias de crescimento tenham se mantido ascendentes durante todo o período, indicando que as bananeiras ainda não atingiram a sua altura máxima ao final dos 180 dias (Figura 5.7).

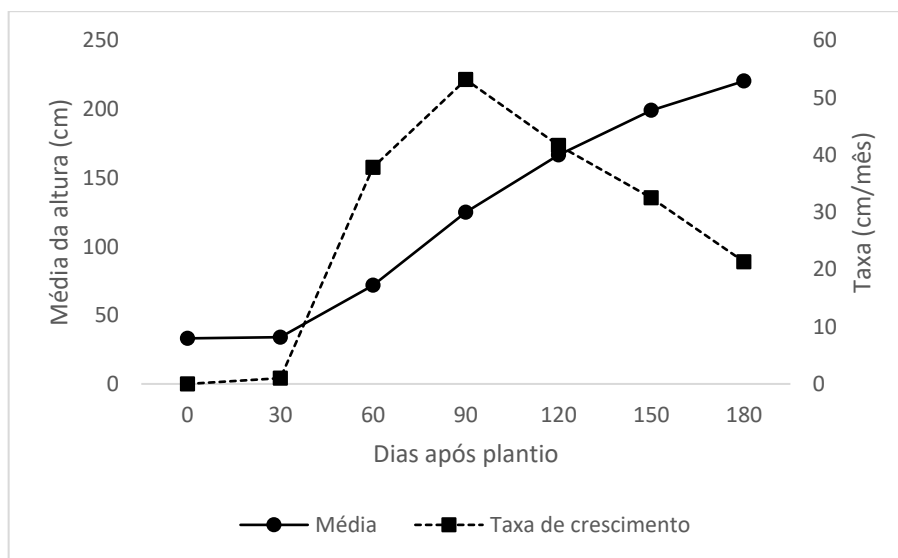


Figura 5.7. Média da altura e taxa de crescimento em função do tempo. **Fonte:** Dados de pesquisa.

A rápida evolução da taxa de crescimento contrasta com os padrões observados na literatura. Melo *et al.* (2010) comparando o crescimento da cultivar “Prata-Anã” fertirrigada com nitrogênio e potássio, observaram um crescimento lento até os 60 dias após o plantio, passando a ter um crescimento rápido a partir de 120 até 240 dias após o plantio. Ainda assim, segundo os autores, as plantas apresentaram respostas positivas às doses crescentes de nitrogênio e potássio aos 180 dias, resultando em um aumento de 58,17% e 15,46%, respectivamente, em relação às plantas dos tratamentos sem nitrogênio e potássio.

Oliveira *et al.* (2010) avaliando o efeito de diferentes lâminas de irrigação no crescimento da cultivar “Grande Naine”, observaram uma diferença significativa de altura a partir dos 180 dias. Uma taxa de crescimento máxima de 48 cm.mês^{-1} por volta dos 180 dias também foi discutida por Pereira *et al.* (2000).

Analisando o comportamento vegetativo das cultivares “falsa FHIA 18”, “Grande Naine”, “Prata” e “Thap Maeo”, Braga Filho *et al.*, (2008) relataram um efeito significativo de lâminas de irrigação na altura da cultivar “Prata”, sugerindo que o crescimento diferenciado entre as cultivares varia devido às suas próprias características.

Salomão *et al.* (2016), observaram que durante a fase de estabelecimento das mudas, até 180 dias após o plantio, as plantas maiores se desenvolveram mais rápido do que as mudas convencionais, provavelmente por causa da maior quantidade de reservas nos rizomas. Após os 180 dias, houve uma inversão e as plantas menores tornaram-se mais vigorosas, superando as demais. Essa característica foi observada no presente estudo, em que a menor planta no dia do cultivo (31 cm) se tornou a maior já aos 90 dias e permaneceu sendo a maior aos 180 dias (276 cm).

Em relação ao crescimento da circunferência do pseudocaule, observou-se um padrão similar ao do crescimento da altura (Figura 5.8). As bananeiras possuíam uma circunferência média de $4,5 \pm 0,6$ cm quando foram plantadas e alcançaram uma circunferência de $63,5 \pm 5,4$ cm aos 180 dias de pesquisa, embora ainda não tivessem atingido o seu patamar máximo. A menor taxa de crescimento ocorreu aos 30 dias (6,8 cm), e a maior aos 90 dias (14,3 cm), quando houve uma inflexão nessa variável, chegando aos 180 dias com um crescimento de 7,7 cm.

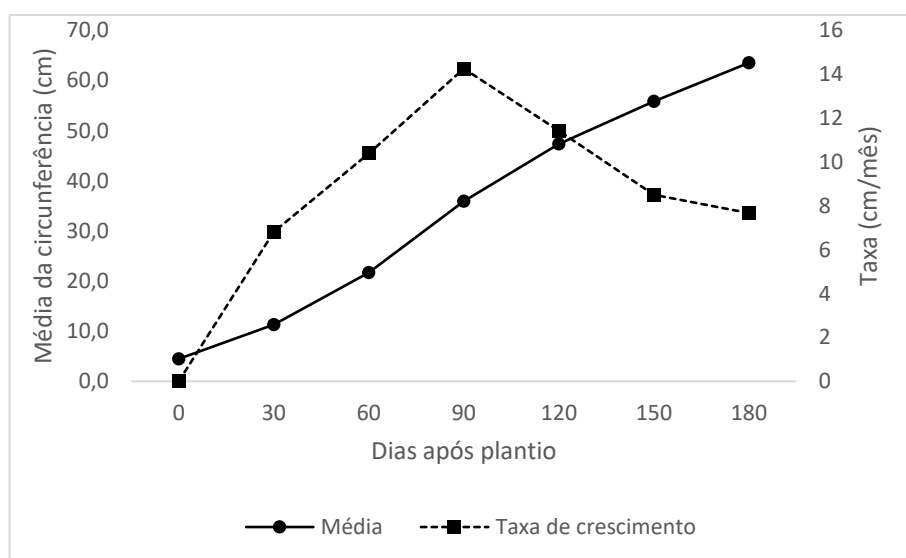


Figura 5.8. Média da circunferência e taxa de crescimento em função do tempo. **Fonte:** Dados de pesquisa.

Pereira *et al.* (2000) relatam em seu estudo realizado no município de Jaíba, região Norte de MG, que o aspecto da curva de crescimento da circunferência da cultivar “Prata-Anã” foi similar ao incremento da altura das plantas, apresentando, inicialmente, 4 cm na época do plantio, atingindo a metade do valor máximo aos 180 dias e passando para 79 cm aos 270 dias, atingindo a estabilidade. Essa taxa de crescimento também começou de forma lenta, atingindo o seu máximo (14 cm.mês^{-1}) por volta dos 180 dias. Em um experimento anterior realizado pelos mesmos autores (PEREIRA *et al.*, 1999) no município de Visconde do Rio Branco, Zona

da Mata de MG, com a mesma cultivar (Prata-Anã) e com mudas possuindo a mesma circunferência do pseudocaule no momento do plantio (4 cm), foi observado que a metade do valor máximo da circunferência só foi atingido aos 210 dias, passando ao seu máximo apenas aos 348 dias, com 64 cm, atingindo a estabilidade. Já a taxa de crescimento só atingiu o valor máximo (8 cm.mês^{-1}) próximo aos 270 dias. A explicação para o desenvolvimento mais rápido das plantas do município de Jaíba, MG, pode estar relacionada à disponibilidade constante de água de irrigação, aliada às temperaturas locais mais elevadas (PEREIRA *et al.*, 2000).

Melo *et al.* (2010) verificaram um efeito significativo da fertirrigação com nitrogênio e potássio sobre a circunferência do pseudocaule, proporcionando um aumento de 46,11% em relação às parcelas sem fertirrigação aos 180 dias. Segundo os autores, as condições edafoclimáticas ou o manejo cultural pode afetar a disponibilidade de nutrientes às plantas.

Pressupõe-se que a rápida taxa de crescimento observada nesta pesquisa esteja associada ao conjunto de condições favoráveis para o desenvolvimento das plantas, como a alta disponibilidade hídrica e de nutrientes minerais oferecidos pelo efluente líquido e/ou pelo solo, além da maior temperatura e radiação observadas na época de maior crescimento (início da estação verão).

5.3. Análise da qualidade dos efluentes

Assim como o esperado, o efluente final do TSE manteve uma concentração relativamente alta de poluentes, demonstrando a sua baixa eficiência quando utilizado como única solução de esgotamento. Foram observados no efluente do TSE uma remoção média de 24,66% (DBO), 26,95% (DQO), 48,23% (SST), 28,45% (turbidez), 25,44% (fósforo) e 78,51% de coliformes termotolerantes. O nitrogênio amoniacal apresentou eficiência negativa em três dos seis meses avaliados. A concentração média de OD foi de $0,77 \text{ mg.L}^{-1}$ (eficiência de 34,39%). O pH manteve-se próximo a 7,5.

Postigo *et al.* (2017) observaram valores acima dessa média na remoção de DBO e Sólidos Totais (ST) em um TSE construído com especificações semelhantes. Os autores relataram uma eficiência de 47,61% (DBO) e 69,30% (ST) após a terceira bombona. O pH não teve alteração. O estudo desses autores careceu de repetições e não foram encontrados outros trabalhos publicados que avaliassem os parâmetros qualitativos dos efluentes de TSE.

Mannich *et al.* (2009) avaliando o desempenho de um sistema de baixo custo formado por um tanque séptico e uma unidade tubular de pós tratamento de esgoto, encontraram uma

eficiência média do tanque séptico de 37,5%, 46,6% e 20,4% para a DBO, DQO e ST, respectivamente, enquanto o desempenho do tanque séptico combinado ao pós tratamento resultou em eficiências de 66,2%, 70,3% e 70,4% para a DBO, DQO e Sólidos Suspensos (SS), respectivamente. Na visão dos autores, esses resultados apontam o sistema combinado como uma alternativa viável e de baixo custo para o tratamento em áreas desprovidas de coleta de esgotos.

Diferentemente dos tanques sépticos convencionais que são dimensionados para receber todas as águas residuárias domiciliares, o TSE do presente estudo recebeu apenas os efluentes dos dois banheiros, contribuindo para uma concentração média de DBO na ordem de 296,03 mg.L⁻¹. Segundo Von Sperling (2016, p. 89), uma concentração de 300 mg.L⁻¹ de DBO é considerada recorrente para esgotos domésticos brutos.

As menores eficiências de remoção de DBO, DQO e SST no TSE foram observadas nos primeiros dois meses após a instalação do sistema. Essa condição era esperada devido à baixa concentração de biomassa nas câmaras sépticas para a degradação da matéria orgânica.

Foi observado que o terceiro mês (janeiro) apresentou resultados atípicos nas concentrações de esgoto bruto e saída do TSE, ocasionados, provavelmente, pelo aumento da vazão de esgotos em função da maior contribuição *per capita* nesse período. Isso pode ter resultado em uma menor detenção hidráulica dos efluentes nas câmaras de tratamento biológico, diminuindo a sua eficiência.

Em relação ao sistema de tratamento combinado (TSE e TEVAP), os parâmetros avaliados apresentaram uma eficiência média acima de 70%, exceto para o nitrogênio amoniacal. A Tabela 5.1 apresenta os valores médios dos parâmetros analisados e as eficiências de remoção em relação ao esgoto sanitário bruto e após cada fase de tratamento.

Local/Eficiência	DBO (mg L ⁻¹)	redução (%)	DQO (mg L ⁻¹)	redução (%)	SST (mg L ⁻¹)	redução (%)
esgoto bruto	296,03	0	1081,67	0	283,00	0
após TSE	223,03	24,66	790,17	26,95	146,50	48,23
após TEVAP	72,38	67,55	199,33	74,77	46,83	68,03
eficiência global (%)	-	75,55	-	81,57	-	83,45
Local/Eficiência	OD (mg L ⁻¹)	reposição (%)	Turbidez (NTU)	redução (%)	pH (H ⁺)	
esgoto bruto	0,58	0	375,50	0	7,89	
após TSE	0,78	34,39	268,67	28,45	7,56	
após TEVAP	2,01	159,57	29,55	89,00	7,37	
eficiência global (%)	-	248,84	-	92,13	-	
Local/Eficiência	Fósforo total (mg L ⁻¹)	redução (%)	N. amoniacal (mg L ⁻¹)	redução (%)	Col. term. (mg L ⁻¹)	redução (%)
esgoto bruto	18,18	0	124,04	0	1,6 x 10 ⁶	0
após TSE	13,56	25,44	131,60	-6,09	3,43 x 10 ⁵	78,51
após TEVAP	3,35	75,30	89,79	31,77	4,46 x 10 ⁴	87,03
eficiência global (%)	-	81,59	-	27,61	-	97,21

Tabela 5.1. Valores médios dos parâmetros avaliados e as eficiências de remoção (%) no sistema de tratamento de esgotos. **Fonte:** Dados de pesquisa.

Para o caso específico do OD, a eficiência expressa na Tabela (5.1) indica não a redução, mas a reposição da concentração de oxigênio dissolvido no efluente após ser submetido ao sistema de tratamento. Os aspectos qualitativos de cada parâmetro e a sua variação mensal são apresentados e discutidos a seguir.

5.3.1. Demanda bioquímica de oxigênio

As menores taxas de remoção de DBO no TEVAP foram nos dois primeiros meses de funcionamento do sistema (51,5% e 56,6%, respectivamente). Nesse estágio, não havia uma quantidade considerável de biomassa ativa nos substratos para proporcionar um tratamento eficiente. No terceiro mês, houve a maior concentração de DBO em esgoto bruto (583 mg.L⁻¹) e a menor concentração em efluente final (21,7 mg.L⁻¹ – eficiência de 96,28%). Os meses subsequentes apresentaram eficiência acima de 70%. A Figura 5.9 apresenta as concentrações de DBO antes e após a passagem do efluente pelo sistema de tratamento e as suas eficiências mensais.

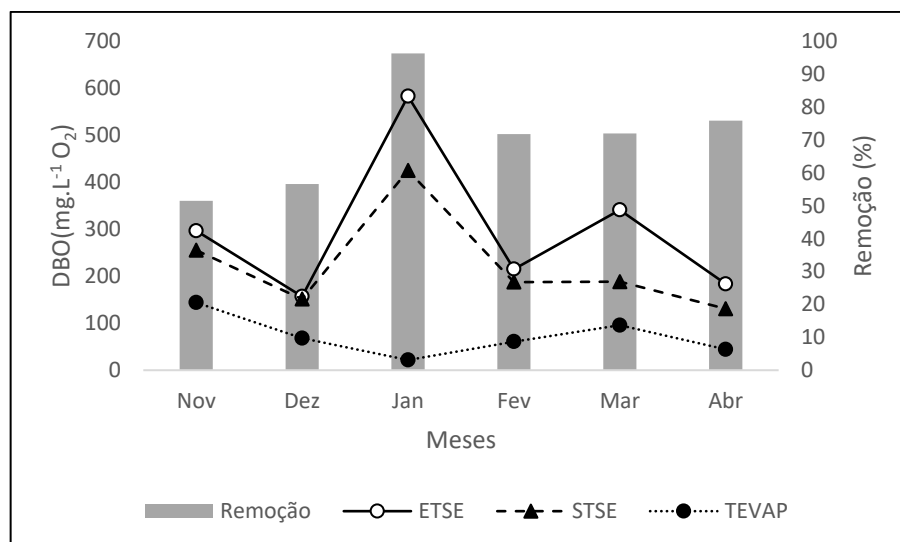


Figura 5.9. DBO no efluente de entrada do TSE (ETSE), saída do TSE (STSE), interior do TEVAP (TEVAP) e a eficiência de remoção (%). **Fonte:** Dados de pesquisa.

A média geral de remoção de DBO no sistema combinado foi de 75,55%. Essa eficiência é compatível com a reportada por Paulo *et al.* (2013), que observaram uma remoção de 79,83% de DBO em um TEVAP para o tratamento de águas negras avaliado durante oito meses. Segundo os autores, a remoção da matéria orgânica é favorecida pela passagem do efluente através das camadas de cascalho e areia em fluxo ascendente. Desse modo, o comportamento do TEVAP se assemelha tanto ao filtro anaeróbio de fluxo ascendente quanto ao sistema de leitos cultivados, no qual ocorrem os processos de sedimentação de sólidos, decomposição da matéria orgânica, filtração pelo meio e absorção pelas zonas de raízes das plantas.

Apesar de não terem sido encontrados relatos na literatura que avaliem o sistema de TSE, ou mesmo o tanque séptico convencional combinado ao TEVAP, as pesquisas sobre o tanque séptico seguido por leitos de tratamento em zona de raízes já estão mais consolidadas.

Philippi *et al.* (1999), avaliando um sistema de tanque séptico seguido por zona de raízes, observaram uma remoção de 32% de DBO efluente após o tanque séptico e uma remoção de 69% após passar por um leito cultivado com espadana (*Zizaniopsis bonariensis*).

Almeida *et al.* (2007) reportaram uma redução de 40,88% de DBO em um efluente após passar por um processo de decantação e uma eficiência final de 87,55% após passar por um leito cultivado com várias espécies de gramíneas. Valores nessa ordem foram discutidos por Colares e Sandri (2013), que observaram uma redução de 42,34% de DBO após o tanque séptico e 79,01% após um leito cultivado com *Typha sp.*

Almeida *et al.* (2010) avaliaram uma estação de tratamento de esgoto experimental, formada por um tanque séptico seguido por um leito de zona de raízes cultivado com lírio-do-brejo (*Hedychlum coronarium*) e taboa (*Typha angustifolia* L.), reportando uma remoção de 13,3% de DBO após a passagem do efluente pelo tanque séptico, e uma redução de 89,2% após a zona de raízes. Uma remoção ainda maior, de 92% de DBO, foi relatada por Nava e Lima (2012), que avaliaram um sistema de fossa-filtro combinado a um leito cultivado com junco (*Phragmites australis*).

Apesar de não haver lançamento em curso d'água, a concentração de DBO final do efluente do TEVAP atenderia aos padrões de lançamento descritos na Resolução CONAMA nº 430 (BRASIL, 2011) em todos os meses (estabelece uma eficiência de remoção mínima de 60% de DBO). A nível estadual, a concentração de DBO do efluente atenderia à Deliberação Normativa COPAM/CERH nº 01 (MINAS GERAIS, 2008) a partir do terceiro mês de tratamento (descreve uma eficiência superior a 70% de remoção de DBO para sistemas de esgotos sanitários).

5.3.2. Demanda química de oxigênio

A DQO do primeiro mês foi a única que apresentou uma eficiência abaixo de 60% de remoção (59,05%). Assim como observado na DBO, a maior remoção de DQO ocorreu no terceiro mês, quando o sistema teve uma DQO afluente de 2.270 mg.L⁻¹, passando a 196 mg.L⁻¹ ao final do tratamento (eficiência de 91,37% no terceiro mês). A evolução mensal deste parâmetro está representada na Figura 5.10.

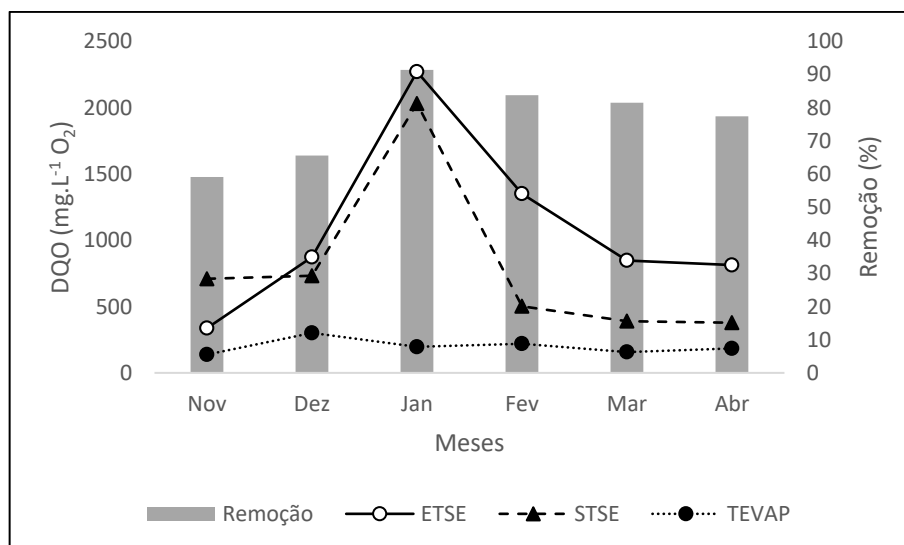


Figura 5.10. DQO no efluente de entrada do TSE (ETSE), saída do TSE (STSE), interior do TEVAP (TEVAP) e a eficiência de remoção (%). **Fonte:** Dados de pesquisa.

A DQO teve uma remoção média de 81,57% no sistema combinado. Essa eficiência supera a remoção de 43,84% observada no TEVAP avaliado por Paulo *et al.* (2013) e de 38% relatado por Oliveira Netto *et al.* (2015).

Benjamin (2013) em sua primeira fase de pesquisa, reuniu dados de um TEVAP tratando águas negras em um período de três anos, encontrando uma eficiência de 41,3% de remoção de DQO. Em uma segunda fase de pesquisa, o autor observou uma remoção de 76,83%. Para o autor, essa melhor remoção pode estar relacionada ao maior tempo de detenção hidráulica, devido ao número menor de pessoas utilizando o sistema, além do aumento da camada de biofilme aderida aos substratos no interior do tanque, possibilitando um tratamento mais eficiente. No entanto, essa segunda fase foi avaliada apenas durante um mês.

Apesar do TSE avaliado nesta pesquisa ter apresentado uma baixa eficiência de remoção de DQO (26,95%), pode-se considerar que o seu papel de retenção e armazenamento de sólidos proporcionou uma menor chegada de matéria orgânica ao interior do TEVAP, favorecendo a qualidade do efluente final. Almeida *et al.* (2007) observaram que um efluente sanitário tinha uma redução média de 46,07% de DQO apenas passando por um decantador, chegando a uma eficiência final de 86,01% após escoar em leito cultivado por zona de raízes.

A retenção do efluente nesses sistemas é importante, pois a base de todo processo biológico é o efetivo contato entre os sólidos do efluente e os microrganismos que mineralizam a matéria orgânica em suas atividades metabólicas (ERCOLE, 2003). Tal característica também foi reportada nos trabalhos que avaliaram os sistemas combinados entre tanque séptico e zona de raízes. Philippi *et al.* (1999) reportaram uma eficiência média de 33% de DQO após o tanque

séptico, passando a 71% após o leito de raízes. Valores semelhantes são relatados por Almeida *et al.* (2010) (12,7% após tanque séptico e 78,4% após zona de raízes) e Colares e Sandri (2013) (23,58% após tanque séptico e 65,40% após zona de raízes). Schirmer *et al.* (2009) observaram uma eficiência de 80,5% após o leito cultivado.

Caso o efluente do TEVAP fosse direcionado ao corpo receptor, a DQO final atenderia aos padrões estabelecidos pela Deliberação Normativa COPAM/CERH n° 01 (MINAS GERAIS, 2008) em todos os meses avaliados (descreve uma eficiência de redução de DQO de 55% e média anual acima de 65%). Na Resolução CONAMA n° 430 (BRASIL, 2011) esse parâmetro não é contemplado.

5.3.3. Sólidos suspensos totais

De uma maneira semelhante aos parâmetros discutidos anteriormente, a menor remoção de SST ocorreu no primeiro mês de tratamento, sendo o único que apresentou eficiência abaixo de 60% (56,69%). A maior remoção ocorreu no quarto mês, quando houve uma concentração inicial de 639 mg.L⁻¹, e saída de 17 mg.L⁻¹ (eficiência de 97,34% no quarto mês). A Figura 5.11 apresenta os dados mensais de SST observados.

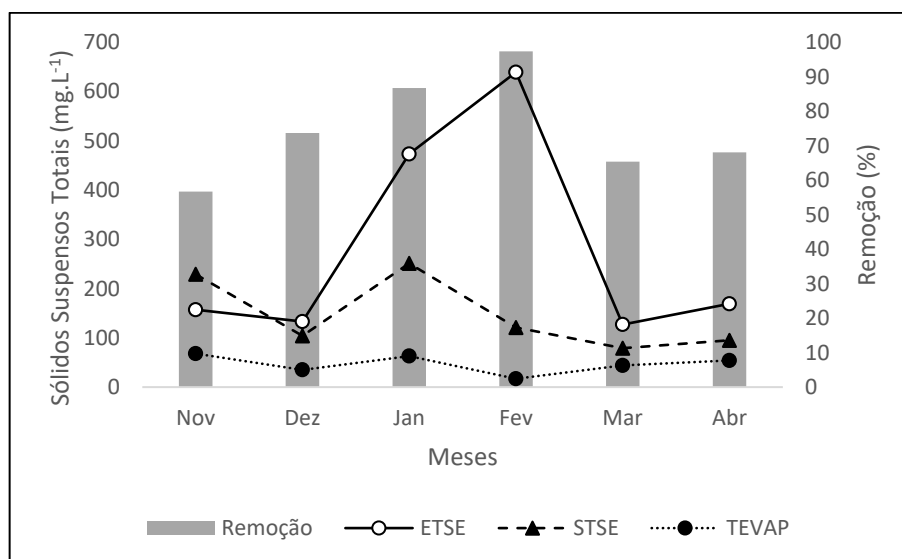


Figura 5.11. SST no efluente de entrada do TSE (ETSE), saída do TSE (STSE), interior do TEVAP (TEVAP) e a eficiência de remoção (%). **Fonte:** Dados de pesquisa.

A remoção média de SST no sistema de tratamento foi de 83,45%. O TEVAP avaliado por Paulo *et al.* (2013) teve um desempenho um pouco melhor nesse parâmetro (90,15%). Não foram encontrados outros estudos que avaliaram esse parâmetro em TEVAP.

Nos sistemas combinados entre tanque séptico e leitos por zona de raízes, Colares e Sandri (2013) relataram uma eficiência de 54,31% de SST após o tratamento do efluente pelo tanque séptico, e uma remoção final de 87,12% após o leito de raízes.

Em contrapartida, Philippi *et al.* (1999) observaram uma eficiência de remoção negativa após o tratamento pelo tanque séptico convencional, e uma eficiência de 38% após a zona de raízes. Segundo os autores, o fato dessa concentração de saída apresentar valores mais elevados do que a entrada pode ser explicado pela dificuldade enfrentada durante a ocasião da coleta, ou pela baixa retenção de sólidos na parte interna do tanque, atribuindo esse problema aos dispositivos de entrada e saída do sistema.

Silva e Souza (2011), avaliando a qualidade de tratamento de tanque séptico seguido por filtro anaeróbio em 16 ETEs que atendiam comunidades de baixa renda na área periurbana de Fortaleza, identificaram que esse sistema combinado apresentou uma eficiência de remoção de 55% de SST.

Em uma avaliação de sistemas de alagados construídos, Vymazal (2010) reportou uma remoção média de 75% de SST em alagados construídos de fluxo horizontal, e de 89% nos de fluxo vertical.

Caso o efluente do TEVAP fosse direcionado ao corpo receptor, a concentração de SST final atenderia aos padrões estabelecidos pela Deliberação Normativa COPAM/CERH nº 01 (MINAS GERAIS, 2008) em todos os meses avaliados (descreve um limite de lançamento de 100 mg.L⁻¹). Na Resolução CONAMA nº 430 (BRASIL, 2011) esse parâmetro não é contemplado.

5.3.4. Turbidez

A turbidez é uma consequência dos sólidos em suspensão e interfere na passagem da luz ao meio líquido, conferindo aspecto opaco à água e pode ser removida por filtração (VON SPERLING, 2016, p.26). Sendo assim, admite-se que uma maior eficiência de remoção da turbidez e a “clarificação” do líquido deve ocorrer nas camadas superiores do TEVAP, após o efluente passar pelo meio de filtragem formado pelos diversos tipos de substratos no interior do tanque.

O efluente do TEVAP apresentou uma remoção acima de 90% da turbidez em quatro dos seis meses avaliados. A menor eficiência ocorreu no sexto mês, com uma remoção de 70,84%. A maior eficiência de remoção foi observada no terceiro mês, no qual a turbidez de

1000 NTU no esgoto bruto, passou a 860 NTU após o tanque séptico e chegou a 34,9 NTU após o TEVAP (96,51% de eficiência no terceiro mês). A Figura 5.12 ilustra estes dados.

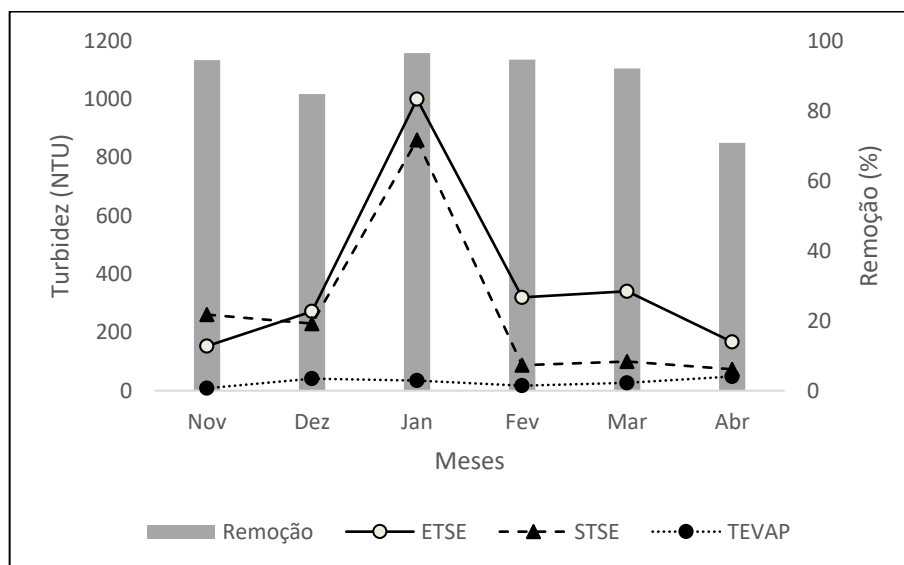


Figura 5.12. Turbidez no efluente de entrada do TSE (ETSE), saída do TSE (STSE), interior do TEVAP (TEVAP) e a eficiência de remoção (%). **Fonte:** Dados de pesquisa.

A remoção média de turbidez no sistema de tratamento foi de 92,13%. Uma redução um pouco menor foi reportada por Paulo *et al.* (2013) e Bernardes (2014), que verificaram uma remoção de 81,70% e 86%, respectivamente, nos efluentes de TEVAP avaliados por esses autores.

Em relação aos sistemas combinados entre tanque séptico e zona de raízes, houve bastante variação nos resultados apontados. Colares e Sandri (2013) relataram uma eficiência de 37,80% após o tanque séptico e de 82,54% após o leito cultivado, enquanto Schirmer (2009) cita uma remoção de 67% de turbidez do efluente final. Nava e Lima (2012) observaram uma eficiência de 94% nos efluentes de um sistema de fossa-filtro seguido por zona de raízes.

O efluente de tanque séptico seguido por filtro anaeróbio foi reportado por Silva e Souza (2011) com uma eficiência de remoção de 41% da turbidez efluente.

A Resolução CONAMA nº 430 (BRASIL, 2011) não contemplam limites toleráveis de turbidez no lançamento de efluentes em corpos receptores. No entanto, a Resolução CONAMA Nº 357 (BRASIL, 2007) e a Deliberação Normativa COPAM/CERH nº 01 (MINAS GERAIS, 2008) preconizam que qualquer efluente a ser lançado em corpos receptores de classe 2 não devem elevar a turbidez destes corpos hídricos a valores acima de 100 UNT. Os valores de

turbidez avaliados nesta pesquisa são bem inferiores a esse limite e não representaria danos ambientais caso o efluente final fosse eliminado em um corpo receptor.

5.3.5. pH

O pH final manteve-se próximo à neutralidade em praticamente todos os meses da pesquisa. A maior variação foi observada no terceiro mês, quando houve um pH de 8,6 no efluente bruto e de 7,3 no efluente final. O pH final ficou situado entre 7,04 e 7,88 durante toda a pesquisa. Este parâmetro não foi expresso graficamente em termos de eficiência de remoção, porque a sua qualidade não está relacionada ao seu aumento (alcalinidade) ou diminuição (acidez). Recomenda-se que o pH permaneça neutro, uma vez que os valores afastados dessa margem podem afetar a atividade dos microrganismos anaeróbios metanogênicos responsáveis pelo tratamento biológico dos esgotos (Von Sperling, 2014, p. 28). Os dados das medições são apresentados na Figura 5.13.

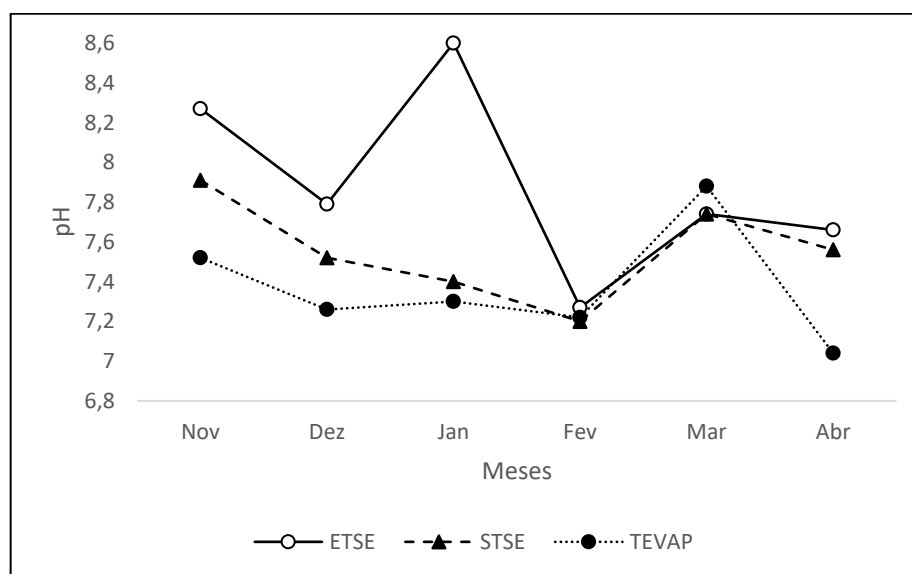


Figura 5.13. PH no efluente de entrada do TSE (ETSE), saída do TSE (STSE) e interior do TEVAP.

Fonte: Dados de pesquisa.

Em pesquisas conduzidas em TEVAP, Paulo *et al.* (2013) e Bernardes (2014) relataram que não ocorreram alterações no pH do efluente. Este segundo autor observou um pH de 7,75 na primeira fase de pesquisa e de 7,37 na segunda fase.

Nos sistemas combinados de tanque séptico seguido por zona de raízes, Colares e Sandri (2013) observaram que o pH de 8,23 no esgoto bruto foi reduzido a 7,44 após o tratamento pelo

tanque séptico e praticamente manteve-se constante após o leito de raízes. Philippi *et al.* (1999) e Silva e Souza (2011) também relataram um pH constante.

Em relação aos limites toleráveis de atendimento aos padrões ambientais, o pH do efluente atenderia tanto a Resolução CONAMA nº 430 (BRASIL, 2011) (estabelece um limite de pH entre 5 e 9) quanto a Deliberação Normativa COPAM/CERH nº 01 (MINAS GERAIS, 2008) (cujos limites para o pH variam entre 6 a 9).

5.3.6. Oxigênio dissolvido

A concentração média de oxigênio dissolvido era de $0,57 \text{ mg.L}^{-1}$ no esgoto bruto, passando a $0,77 \text{ mg.L}^{-1}$ no TSE e $2,01 \text{ mg.L}^{-1}$ no TEVAP. Seguindo a tendência observada na DBO, os dois primeiros meses de tratamento foram os que apresentaram o menor OD final, provavelmente por ser um meio em que as bactérias aeróbias ainda encontravam condições de competição, enquanto a menor variação ocorreu no quarto mês, em que as concentrações em todas as fases do sistema de tratamento foram praticamente as mesmas ($0,5 \text{ mg.L}^{-1}$). A maior variação de OD ocorreu no terceiro mês, enquanto a concentração máxima no efluente final foi observada no sexto mês ($5,45 \text{ mg.L}^{-1}$). A Figura 5.14 apresenta estes resultados.

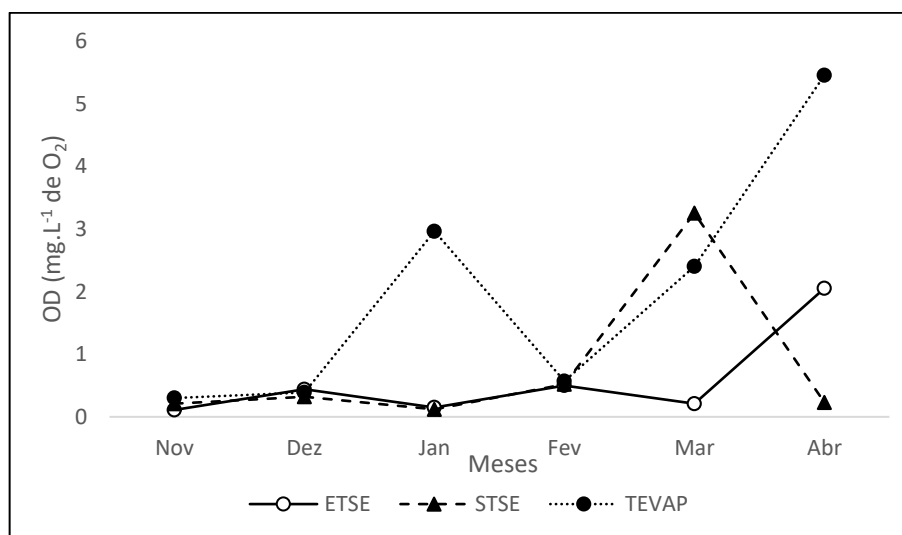


Figura 5.14. OD no efluente de entrada do TSE (ETSE), saída do TSE (STSE) e interior do TEVAP.

Fonte: Dados de pesquisa.

Não foram encontradas pesquisas que avaliaram a dinâmica de OD em TEVAP. Em sistema de zona de raízes precedido por decantação, Almeida *et al.* (2007) observaram um incremento de OD no tratamento com todas as plantas utilizadas, representando um acréscimo

de 45,78% no teor de oxigênio. Na caixa de decantação, o autor observou uma redução de 20% do oxigênio em função do consumo pelos microrganismos. Na zona de raízes, os autores observaram que o efluente bruto apresentava uma média de 1,13 mg.L⁻¹ de OD, passando a uma eficiência negativa de 0,90 mg.L⁻¹ após o processo de decantação e voltando a 1,64 mg.L⁻¹ após o leito cultivado.

No presente estudo, foi observado uma concentração média de 0,57 mg.L⁻¹ de OD no esgoto bruto, passando a 0,77 mg.L⁻¹ após o TSE e chegando a uma média de 2,01 mg.L⁻¹ no efluente do TEVAP, representando um acréscimo em torno de 250%.

5.3.7. Fósforo total

O fósforo teve uma remoção acima de 80% em três dos seis meses avaliados. A maior eficiência ocorreu no terceiro mês, quando foi observado uma concentração no esgoto bruto na ordem de 26,4 mg.L⁻¹, passando a 12,3 mg.L⁻¹ no TSE e reduzindo a 3,8 mg.L⁻¹ no TEVAP (eficiência de 85,61% no terceiro mês). A menor eficiência ocorreu no quarto mês, em que a concentração de fósforo manteve-se praticamente a mesma após as duas fases de tratamento. A Figura 5.15 apresenta os valores mensais deste parâmetro.

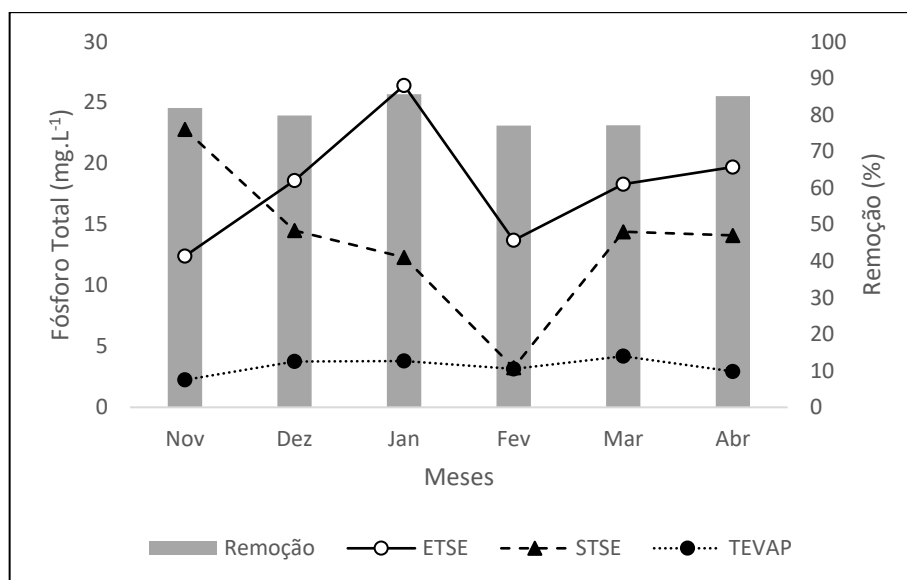


Figura 5.15. Fósforo total no efluente de entrada do TSE (ETSE), saída do TSE (STSE), interior do TEVAP (TEVAP) e a eficiência de remoção (%). **Fonte:** Dados de pesquisa.

Houve uma remoção média de 81,58% de fósforo no sistema de tratamento. Essa eficiência é quase quatro vezes superior à observada no TEVAP avaliado por Paulo *et al.* (2013), que relataram uma remoção de 20,73%.

De acordo com Siqueira (2014), em sistemas de tratamento baseados em biorremediação vegetal, a remoção do fósforo ocorre principalmente pela adsorção ao material de substrato e pela absorção das plantas. Miranda (1995) observou que a aplicação de efluente de uma ETE em culturas elevou em 19% a concentração de matéria orgânica no solo, em comparação à análise inicial. A capacidade de troca catiônica (CTC) aumentou 15,4% após a adição do efluente, indicando uma maior disponibilidade de nutrientes para as plantas. Segundo a autora, o teor de fósforo total no solo teve um aumento de 13,9%, ficando em suas formas mais estáveis.

Sistemas como o tanque séptico que possuem biomassa dispersa no meio líquido, as taxas de remoção de fósforo (e nitrogênio) são quase sempre baixas. A remoção de fósforo observada no TSE desta pesquisa foi de apenas 25,43%. Philippi *et al.* (1999) citam uma remoção de 13% na concentração de fósforo em um efluente de tanque séptico, passando a 72% após o tratamento por zona de raízes.

Almeida *et al.* (2007) observaram uma redução de fósforo de 12,68% após decantador, e de 48,54% após o tratamento pelo leito de raízes, reportando uma eficiência total de 55,07%, enquanto Schirmer *et al.* (2009) relatam uma remoção final semelhante, na ordem de 54%. Em termos de concentração de fósforo no efluente final, o teor apontado por esses autores (3,18 mg.L⁻¹ e 4,0 mg.L⁻¹, respectivamente) é bem próximo ao observado na atual pesquisa (2,94 mg.L⁻¹).

Não são estabelecidos limites específicos para o lançamento de fósforo em corpos receptores. A Resolução CONAMA nº 430 (BRASIL, 2011) e a DN COPAM/CERH nº 01 (MINAS GERAIS, 2008) indicam que os padrões de lançamento de fósforo podem ser definidos a critérios do órgão ambiental.

5.3.8. Nitrogênio amoniacal

O nitrogênio amoniacal foi o parâmetro que teve a menor eficiência de remoção neste estudo. Foram observadas eficiências negativas após o tratamento pelo TSE no primeiro, segundo e quarto mês, e eficiência negativa no TEVAP no segundo mês. As maiores remoções foram de 67,44% e 63,73%, observadas no quarto e quinto mês, respectivamente. A média de remoção de nitrogênio amoniacal no sistema combinado foi de 27,61%. A Figura 5.16 apresenta os dados mensais deste parâmetro.

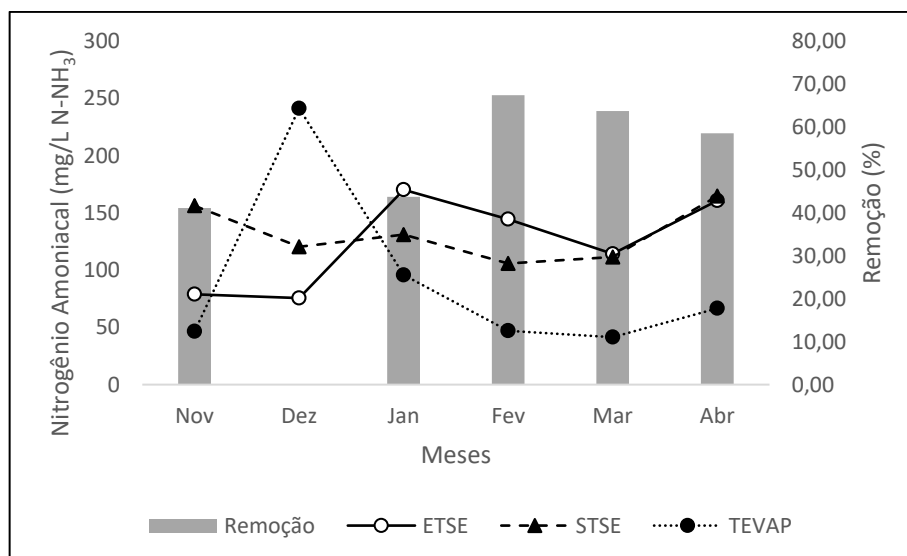


Figura 5.16. Nitrogênio amoniaco no efluente de entrada do TSE (ETSE), saída do TSE (STSE), interior do TEVAP (TEVAP) e a eficiência de remoção (%). **Fonte:** Dados de pesquisa.

Pitaluga (2011) cita que o mecanismo de remoção de nitrogênio é a nitrificação da amônia (existente no esgoto ou formada pela amonificação do nitrogênio orgânico) em regiões aeróbias, seguida pela desnitrificação do nitrato em zonas anóxicas, formando o nitrogênio gasoso. Em seu experimento, o autor observou uma elevação do nitrogênio amoniaco, aumentando a sua concentração em 39% no tanque séptico em relação ao efluente bruto. Já no filtro anaeróbio, ocorreu uma remoção de 9%, resultando em um aumento final de 27% (eficiência negativa).

Condições semelhantes foram descritas por Souza *et al.*, (2010), que observaram as concentrações médias de nitrogênio orgânico e amoniaco no esgoto bruto passarem de 24,10 mg.L⁻¹ e 33,92 mg.L⁻¹, respectivamente, para 8,61 mg.L⁻¹ e 60,44 mg.L⁻¹ após um tratamento em filtro anaeróbio com substrato de bambu, representando uma eficiência negativa de 78% de nitrogênio amoniaco.

Ao contrário do TEVAP avaliado nesta pesquisa, Paulo *et al.* (2013) observaram uma eficiência na remoção de nitrogênio amoniaco bem relevante, na ordem de 85,86%. Essa melhor remoção pode estar associada ao meio aeróbio onde foi realizada a coleta (fora do TEVAP, em condições normais de O₂), que possibilitou a nitrificação do nitrogênio amoniaco a nitrito. No presente estudo, a coleta de efluentes ocorreu em ambiente anaeróbico, no interior do TEVAP.

Vymazal (2010) observou que em sistemas de alagados construídos de fluxo horizontal subsuperficial, a remoção média de nitrogênio amoniaco situa-se entre 30% e 39% devido a baixa nitrificação em condições anaeróbicas. Em contrapartida, os alagados construídos de

fluxo vertical, que são aeróbicos, possibilitam uma remoção quase duas vezes maior, na ordem de 73%.

Almeida *et al.* (2007) relataram uma redução de 2,81% após processo de decantação e de 27,98% após o tratamento por zona de raízes, reportando uma redução total de 30,01%. De acordo com os autores, nenhuma das espécies avaliadas no experimento foram eficientes em reduzir o nitrogênio amoniacal de forma satisfatória, revelando que a parcela de tratamento formada por areia e brita apresentaram o melhor desempenho. Como sugestão para aumentar essa eficiência, os autores recomendaram a ampliação do tempo de detenção do leito de tratamento, a utilização de plantas mais eficientes ou a utilização de sistemas múltiplos que possam recircular o efluente e promover a sua desnitrificação.

No sistema combinado de tanque séptico e zona de raízes avaliado por Philippi *et al.* (1999), foi observada uma remoção de 5% do nitrogênio total após o tanque séptico, e de 78% após a zona de raízes, decorrentes da desnitrificação ocorridas nesse meio. Siqueira (2014) relatou uma eficiência de 35,87% na remoção de nitrogênio amoniacal em seu experimento com leito cultivado.

Naval e Couto (2005) sugerem o emprego de hidróxido de cálcio como alternativa para volatilizar o nitrogênio amoniacal de efluentes de reatores anaeróbios através do aumento de pH. Segundo as autoras, no pH próximo a 9,5, aproximadamente 50% da amônia apresenta-se na forma de NH_3 , passível de volatilização. Além disso, outros compostos também foram removidos por precipitação, como íons fosfato e contaminantes orgânicos. Entretanto, como valores de pH superiores a 9 não atendem a legislação, as autoras sugerem que o aumento não ultrapasse a esse limite.

Ercole (2003) pondera que o nitrogênio, em muitos casos, não representa motivo de grande preocupação para o tratamento de efluentes em leito cultivado, em virtude da sua eliminação quase completa pela vegetação do solo e pela assimilação dos microrganismos. Para o autor, a utilização de esgotos no solo apresenta uma incorporação de nitrogênio na vegetação em cerca de 0,02 kgN por kg de matéria seca e o restante é lixiviado para o lençol freático ou perdido para a atmosfera na forma de N_2 .

Assim como o fósforo, não são estabelecidos limites específicos para o lançamento de nitrogênio amoniacal em corpos receptores, e os padrões de lançamento desse parâmetro podem ser definidos a critérios do órgão ambiental.

5.3.9. Coliformes termotolerantes

A concentração média de coliformes termotolerantes no efluente do TEVAP foi de $4,5 \times 10^4$ NMP.100ml⁻¹, representando uma eficiência de 97,21% em relação ao esgoto bruto. A maior remoção foi de 99,71%, observada no primeiro mês, e a menor remoção ocorreu no terceiro mês, com uma redução de 90%. Observou-se um pico de saída do TSE decorrente do menor tempo de detenção hidráulica no terceiro mês. A concentração de entrada em todos os meses avaliados foi representada como a mesma ($1,6 \times 10^6$ NMP.100ml⁻¹) porque ultrapassava o limite de quantificação pelo método de análise. A Figura 5.17 apresenta os valores deste parâmetro.

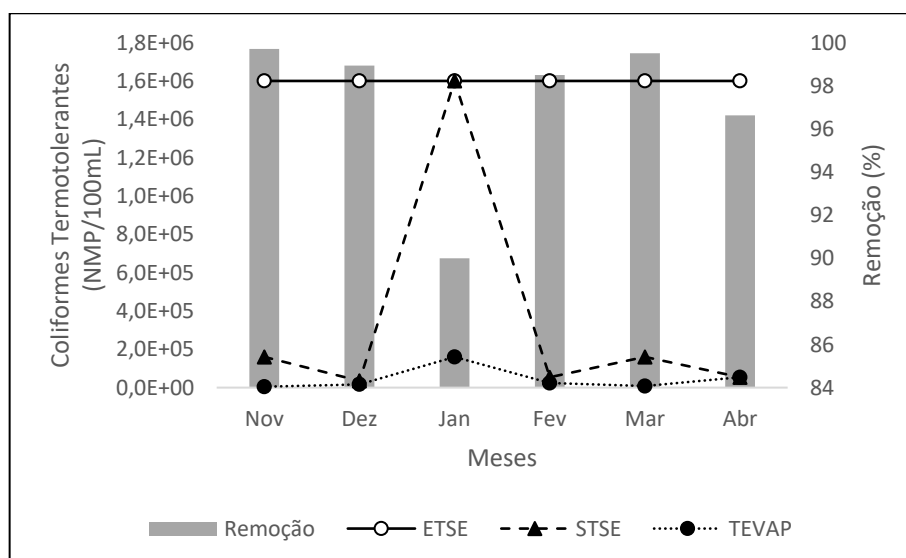


Figura 5.17. Coliformes termotolerantes no efluente de entrada do TSE (ETSE), saída do TSE (STSE), interior do TEVAP (TEVAP) e a eficiência de remoção (%). **Fonte:** Dados de pesquisa.

As concentrações de coliformes são expressas em termos de ordem de grandeza ou em logaritmos, considerando a imprecisão da quantidade exata de microrganismos e a sua grande variabilidade presentes em uma amostra. Desse modo, mesmo que eficiências acima de 90% possam parecer elevadas, é preciso considerar formas de remoções ainda maiores, em virtude da elevada concentração de coliformes nos efluentes sanitários (VON SPERLING, 2014, p. 208).

Paulo *et al.* (2013) observaram que não houve redução de coliformes nos efluentes do TEVAP avaliado. Os autores citam a presença de $1,7 \times 10^7$ NMP.100ml⁻¹ no efluente do interior do tanque, aumentando a $3,2 \times 10^7$ NMP/100 ml no efluente de saída. Em relação a *E. coli*, os

autores observaram uma redução pouco significativa, passando de $5,2 \times 10^6$ NMP.100ml⁻¹ a $3,7 \times 10^6$ NMP.100ml⁻¹.

Almeida *et al.* (2007) observaram uma concentração de $3,8 \times 10^7$ NMP.100ml⁻¹ de coliformes termotolerantes em um esgoto bruto, reduzindo a $6,1 \times 10^6$ NMP.100ml⁻¹ depois de passar por um decantador, e a $5,8 \times 10^5$ NMP.100ml⁻¹ após o tratamento pela zona de raízes, apresentando uma eficiência média de 98,47%. Segundo os autores, a taboa e o lírio foram as espécies vegetais mais eficientes dentre as avaliadas.

Colares e Sandri (2013) reportaram uma eficiência de 75,99% de remoção de coliformes totais após tratamento por tanque séptico, e de 90,20% após a zona de raízes, com uma avaliação final de 92%. Essa remoção está na faixa de eficiência considerada esperada para sistemas de tanques sépticos combinados (remoção de 70 a 90%), de acordo com Von Sperling (2014, p. 207).

Desde que não haja extravasamentos, os coliformes mantidos dentro do tanque de evapotranspiração não geram prejuízos ao homem ou ao meio ambiente. Assim, o consumo de frutas cultivadas no tanque não gera riscos sanitários. Já o cultivo de hortaliças para consumo não é recomendado, em virtude do risco de contaminação das superfícies das folhas, como relatado por Paulo *et al.* (2013).

A Resolução CONAMA nº 430 (BRASIL, 2011) e a DN COPAM/CERH nº 01 (MINAS GERAIS, 2008) não estabelecem limites específicos para o lançamento de coliformes termotolerantes em corpos receptores.

5.4. Dispêndio da pesquisa

A maior parte dos materiais para a construção do sistema de tratamento foram custeados pela FAPEMIG. O restante dos insumos de construção, os serviços dos profissionais que construíram o sistema e os ensaios laboratoriais dos efluentes foram arcados com recursos próprios do pesquisador. Não foi exigida nenhuma contrapartida financeira às moradoras que cederam o seu local de domicílio para o desenvolvimento desta pesquisa. A Figura 5.18 apresenta a relação dos custos da pesquisa em função das atividades desenvolvidas e o valor total. A relação completa com os custos individuais em função dos materiais e serviços realizados foram apresentados no Apêndice A.

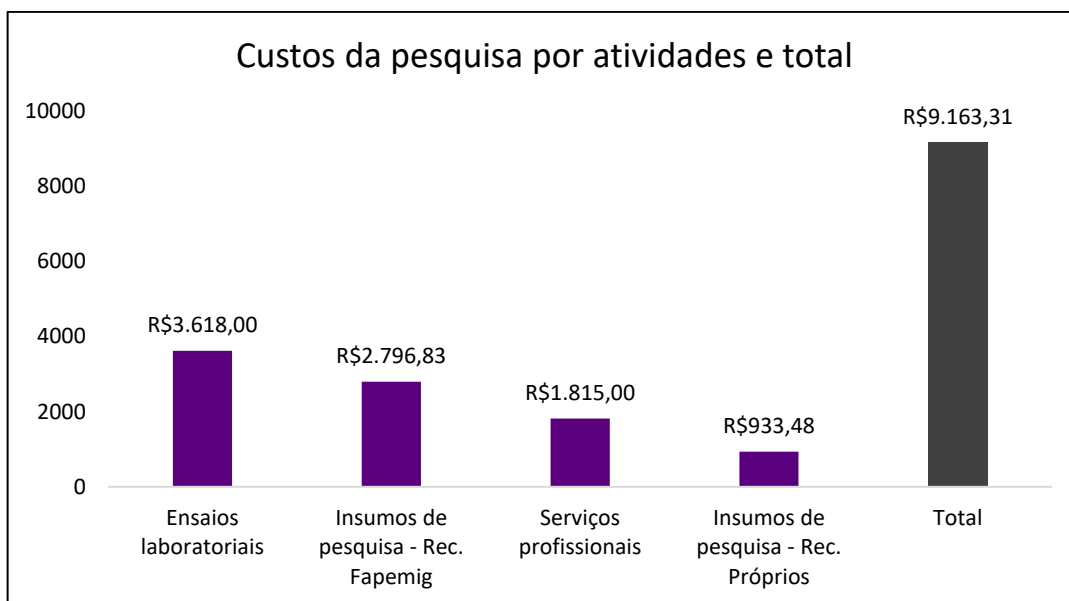


Figura 5.18. Custos da pesquisa. **Fonte:** Dados de pesquisa.

5.5. Produto técnico

Após as etapas de dimensionamento, construção, avaliação e discussão dos resultados do sistema de tratamento de efluentes, considerou-se relevante, para a conclusão desta pesquisa, a criação de um produto técnico no formato de cartilha, que descreve e ilustra as principais informações da metodologia e dos resultados deste trabalho.

Este produto, denominado “Tanque séptico econômico e tanque de evapotranspiração: guia para a construção de um sistema descentralizado de tratamento de esgotos” (Apêndice B), foi redigido em uma linguagem acessível para que possa ser compreendido mesmo por pessoas que não tenham conhecimentos na área de saneamento.

As informações apresentadas na cartilha têm o objetivo de sintetizar os conhecimentos adquiridos pelo autor e servir como um modelo para a divulgação e reprodução deste sistema descentralizado de tratamento de efluentes, contribuindo para a ampliação do acesso às alternativas de esgotamento sanitário pelas populações das áreas rurais e periurbanas, aliando as condições de higiene à prática da sustentabilidade.

6. RECOMENDAÇÕES E OBSERVAÇÕES FINAIS

A concentração de sólidos nos lodos do TSE pode causar desde a diminuição da eficiência do tratamento de efluentes até a obstrução parcial ou total das câmaras sépticas. Recomenda-se que essa remoção seja feita por um caminhão limpa-fossa através da abertura das tampas superiores das bombonas por um operador, seguida pela inserção do mangote para a sucção. Os resíduos devem ser eliminados em leitos de secagem ou enviados para estação de tratamento de esgotos (FUNASA, 2015).

Quanto ao TEVAP, o manejo das bananeiras é importante para que o sistema funcione de maneira adequada. Plantas daninhas e parasitas devem ser removidas. Tratos culturais como a retirada, o replantio de mudas e a capina devem ser realizados sempre que necessários. Recomenda-se diminuir a densidade de bananeiras sobre a área do TEVAP, a fim de melhorar o seu desenvolvimento e diminuir a competição por espaço, nutrientes e radiação solar, permitindo que elas sejam capazes de produzir frutos. Os mesmos podem ser consumidos pelos moradores, uma vez que não apresentam riscos de contaminação.

Observou-se o afloramento de água no fundo do sumidouro nos meses de maior precipitação (dezembro a fevereiro), indicando o aumento da área saturada pelo lençol freático. A sondagem de profundidade realizada a 2 m de profundidade para verificar se o lençol não estava próximo à superfície do terreno e a escavação da vala do sumidouro foram realizadas em épocas diferentes, nos meses de maio (quando foi medido o coeficiente de infiltração do solo) e outubro (quando foi construído o sistema de tratamento), respectivamente.

Em ambas as escavações não houve o afloramento de água. Essa condição não afeta a qualidade do tratamento e não provoca riscos de contaminação do lençol freático, visto que o TEVAP foi construído com compostos impermeabilizantes e não houve extravasamento do efluente do TEVAP para o sumidouro.

Esperava-se que os custos do sistema de tratamento fossem mais acessíveis, a fim de facilitar a sua abrangência, principalmente para as pessoas mais vulneráveis aos problemas decorrentes da falta investimentos em estruturas de saneamento. Nesse sentido, sugere-se que na medida do possível, sejam feitas adequações em projetos semelhantes, substituindo alguns materiais por outros de reuso. Como exemplo, a brita utilizada no leito do TEVAP pode ser substituída por outros materiais inertes, como resíduos de construção, tijolos, telhas, entre outros materiais já empregados por diversos permacultores.

Em relação ao sistema de tratamento, sugere-se uma contínua avaliação dos efluentes, contemplando períodos de monitoramento acima de seis meses e comparando o comportamento do sistema em períodos de escassez e de precipitação.

Em relação às bananeiras, sugere-se a observação das possíveis causas para a taxa de crescimento mais rápida. Essa condição pode estar relacionada a fatores diversos, como as características próprias da cultivar, do tipo de solo, do clima, do regime de chuvas, dos nutrientes a partir dos efluentes sanitários, entre outros.

Espera-se que essa pesquisa possa ser difundida e cumpra com o seu papel socioambiental, tanto para embasar os trabalhos de outros autores na área acadêmica, como para servir de guia para os gestores públicos e profissionais da área ambiental (ou de outras áreas).

Espera-se, ainda, que este modelo de sistema de tratamento seja difundido para as localidades onde são necessárias essas melhorias, promovendo a dignidade e a qualidade de vida das populações atendidas.

7. CONCLUSÃO

Os critérios observados na literatura para o dimensionamento e a implantação do sistema de tratamento foram positivos em termos de aplicação e eficiência.

A combinação entre o TSE e o TEVAP demonstraram resultados satisfatórios na redução da maior parte dos contaminantes avaliados.

O nitrogênio amoniacal foi o único parâmetro que apresentou baixo potencial de remoção.

Os dois primeiros meses avaliados demonstraram a menor eficiência de remoção para a maioria dos parâmetros, tanto no TSE, quanto no TEVAP.

A deficiência de remoção nos primeiros meses era esperada em face do lento crescimento de microrganismos nas câmaras sépticas responsáveis pelo tratamento biológico.

A quantidade de sólidos tende a crescer no interior do TSE até atingir o ponto de saturação, quando a eficiência de remoção dos contaminantes diminui.

A estimativa do tempo de utilização do TSE até o período necessário para a remoção dos lodos digeridos ainda é muito imprecisa.

A utilização do TSE sem um sistema de tratamento complementar não é recomendada em virtude da baixa eficiência de remoção observada nessa unidade (< 50% para todos os parâmetros), podendo trazer riscos sanitários e ambientais caso os seus efluentes sejam eliminados diretamente nos solos ou em corpos receptores.

O TEVAP não apresentou extravasamentos durante o período avaliado.

As bananeiras apresentaram uma taxa de crescimento mais rápida do que as descritas na literatura.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7.229/1993: **Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. 1993.

_____. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13.969/1997: **Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação**. 1997.

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

ALMEIDA, R. de A.; OLIVEIRA, L. F. de; KLIEMANN, H. J. Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário. **Pesq. Agropec. Trop.**, Goiânia, v. 37, n. 1, p. 1-9, mar., 2007. Disponível em: < <https://www.revistas.ufg.br/pat/article/download/1839/1751> >. Acesso em: 11 maio 2018.

ALMEIDA, R. de A.; PITALUGA, D. P. da S.; REIS, R. P. A. Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes procedida de tanque séptico. **Revista Biociências**, Taubaté-SP, v. 16, n. 1, p. 73-80, 2010. Disponível em: < http://www.unialfa.com.br/arqsfck/files/PDF%202_TRAMENTO%20DE%20ESGOTO%20DOM%C3%89STICO1107-3535-1-PB.pdf >. Acesso em 19 fev. 2018.

ANDRADE NETO, C. O.; CAMPOS, J. R. (Org.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Disponível em: < <https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosabcamposfinal.pdf> >. Acesso em: 20 fev. 2018.

ANDRADE NETO, C. O.; SOBRINHO, P. A.; MELO, H. N. de S.; AISSE, M. M. Decanto-digestores. In: CAMPOS, J. R. (Org.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Disponível em: < <https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosabcamposfinal.pdf> >. Acesso em: 20 fev. 2018.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 2012.

ARCHELA, E.; CARRARO, A.; FERNANDES, F.; BARROS, O. N. F.; ARCHELA, R. S. Considerações sobre a geração de efluentes líquidos em centros urbanos. **Geografia**, v. 12, n. 1, p. 517-525, jan./jun., 2003. Disponível em: < <http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/geografia/article/view/6711> >. Acesso em: 02 fev. 2018.

ARAUJO, R. de. O esgoto sanitário. In: NUVOLARI, A. (Org.). **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso**. 2. ed. São Paulo: Blucher, 2011.

BARRETO, L. V.; BARROS, F. M.; BONOMO, P.; ROCHA, F. A.; AMORIM, J. D. S. Eutrofização em rios brasileiros. **Centro Científico Conhecer**, Goiânia, v. 9, n. 16, p. 2165-2179, 2013. Disponível em: < <http://www.conhecer.org.br/enciclop/2013a/biologicas/EUTROFIZACAO.pdf> >. Acesso em: 02 fev. 2018.

BASSIN, J. P. DEZOTTI, M. Tratamento primário, secundário e terciário de efluentes. In: DEZZOTI, M. (Org.). **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos**. Rio de Janeiro: E-papers, 2008.

BENJAMIN, A. M. **Bacia de evapotranspiração: tratamento de efluentes domésticos e de produção de alimentos**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Lavras, Lavras. Disponível em: < http://repositorio.ufla.br/bitstream/1/1701/3/DISSERTACAO_Bacia%20de%20evapotranspiracao%20C3%A7%C3%A3o....pdf >. Acesso em: 03 mar. 2018.

BERNARDES, F. S. Avaliação do tratamento domiciliar de águas negras por um tanque de evapotranspiração (TEvap). *Especialize*, Campo Grande, v. 1, n. 7, jul., 2014. Disponível em: < <https://www.ipog.edu.br/download-arquivo-site.sp?arquivo=avaliacao-do-tratamento-domiciliar-de-aguas-negras-por-um-tanque-de-evapotranspiracao-tevap-114161310.pdf> >. Acesso em: 11 maio 2018.

BERNARDES, R. S.; SOARES, S. R. A. **Esgotos combinados e controle da poluição: estratégia para planejamento do tratamento da mistura de esgotos sanitários e águas pluviais**. Brasília: CAIXA, 2004.

BERTONCINI, E. I. Tratamento de efluentes e reuso da água no meio agrícola. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, v. 1, n. 1, p. 152-169, jun, 2008. Disponível em: < http://www.apta.sp.gov.br/Publicacoes/T&IA/T&IAv1n1/Revista_Apta_Artigo_118.pdf >. Acesso em: 19 fev. 2018.

BONZATTO, E. A. **Permacultura e as tecnologias de convivência**. São Paulo: Ícone, 2010.

BORGES, A. L.; SOUZA, L. da S. (Org.). **O cultivo da bananeira**. Cruz das Almas, BA: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2004. Disponível em: < <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1005043/o-cultivo-da-bananeira> >. Acesso em: 15 mar. 2018.

BRAGA, B. *et al.* **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRAGA FILHO, J. R.; NASCIMENTO, J. L. do; NAVES, R. V.; BORGES E SILVA, L.; PEREIRA, A. C. da C. P.; GONÇALVES, H. M.; RODRIGUES, C. Crescimento e desenvolvimento de cultivares de bananeira irrigadas. **Rev. Bras. Frutic.**, Jaboticabal, SP, v. 30, n. 4, p. 981-988, 2008. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/rbf/v30n4/a24v30n4.pdf> >. Acesso em: 06 abr. 2018.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico.... **Diário oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 5 jan. 2007. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm >. Acesso em: 12 fev. 2018.

_____. Portaria normativa nº 17, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre o mestrado profissional no âmbito da Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES. **Diário oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 17 set. 2009. Disponível em: < https://www.capes.gov.br/images/stories/download/legislacao/PortariaNormativa_17MP.pdf >. Acesso em: 28 maio 2018.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459> >. Acesso em: 12 fev. 2018.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430**, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília, 2011. Disponível em:< <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646> >. Acesso em: 12 fev. 2018.

CAPP, N.; AYACH, L. R.; SANTOS, T. M. B. dos, GUIMARÃES, S. T. de L. Qualidade da água e fatores de contaminação de poços rasos na área urbana de Anastácio, MS. **Geografia Ensino e Pesquisa**, v. 16, n 3, set./dez., 2012. Disponível em: < <https://periodicos.ufsm.br/geografia/article/view/7581> >. Acesso em: 06 fev. 2018.

CARATINGA. **Projeto fossas sépticas da prefeitura é premiado como o melhor de MG**. Caratinga, 2014. Disponível em: < <http://www.caratinga.mg.gov.br/detalhe-da-materia/info/projeto-fossas-septicas-da-prefeitura-e-premiado-como-o-melhor-de-mg/7116> >. Acesso em 23 fev. 2018.

CARDOSO, I. P.; FRANCO, E. S.; SANTOS, C. J. dos; PINHEIRO, J. P. O. Manual de instalação de tanque séptico econômico: um sistema prático, econômico e eficiente. **Revista Vozes dos Vales**, v. 6, n. 11, 2017. Disponível em: < <http://site.ufvjm.edu.br/revistamultidisciplinar/files/2017/03/Elton0402.pdf> >. Acesso em 25 fev. 2018.

CERNICHARO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.

CLEMENTE, K. M. **Alterações na qualidade da água decorrentes do lançamento de efluente industrial em João Monlevade, MG**. 2014. 56 f. Monografia (Graduação em Geografia) – Instituto Federal de Minas Gerais, Campus Ouro Preto. Ouro Preto. 2014.

COELHO, E. F.; COSTA, E. L. da, TEIXEIRA, A. H. de C. Irrigação. *In*: BORGES, A. L.; SOUZA, L. da S. (Org.). **O cultivo da bananeira**. Cruz das Almas, BA: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2004. Disponível em: < <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1005043/o-cultivo-da-bananeira> >. Acesso em: 15 mar. 2018.

COELHO, E. F.; DONATO, S. L. R.; OLIVEIRA, P. M de; CRUZ, A. J. S. Relações hídricas II: evapotranspiração e coeficientes de cultura. In: COELHO, E. F. (Org.). **Irrigação da bananeira**. Brasília: Embrapa, 2012. Disponível em: < <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/951586/irrigacao-da-bananeira> >. Acesso em: 15 mar. 2018.

COLARES, C. J. G.; SANDRI, D. Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. **Ambi-Agua**, Taubaté-SP, v. 8, n. 1, 2013. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/ambiagua/v8n1/13.pdf> >. Acesso em: 11 maio 2018.

DEZOTTI, M. (Org.) **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos**. Rio de Janeiro: E-papers, 2008.

DIAS, G. F. **Educação ambiental: Princípios e práticas**. 9. ed. São Paulo: Gaia, 2004.

ERCOLE, L. A. dos S. **Sistema modular de gestão de águas residuárias domiciliares: uma opção mais sustentável para a gestão de resíduos líquidos**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. Disponível em: < <http://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/5529> > Acesso em: 02 mar. 2018.

FEAM – Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Plano para incremento do percentual de tratamento de esgotos sanitários na Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba**. Fundação Estadual do Meio Ambiente, v. 2. Belo Horizonte: FEAM, 2013. p. 614. Disponível em: < <http://www.feam.br/minas-trata-esgoto/bacia-do-rio-piracicaba> > Acesso em 16 jun. 2017.

FORESTI, E.; FLORÊNCIA, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. Fundamentos do Tratamento Anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. (Org.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Disponível em: < <https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosabcamposfinal.pdf> >. Acesso em: 20 fev. 2018.

FRANCO, E. S.; ASSIS, L. E. de; FERREIRA, A. de C. P.; LUIZ, T. A. Desenvolvimento de sistemas econômicos de tratamento de efluentes domésticos por sistemas de tanques sépticos em localidade não atendida pela rede coletora de Bela Vista de Minas, Minas Gerais, Brasil. **Revista Vozes dos Vales**, v. 5, n. 10, 2016. Disponível em: < <http://site.ufvjm.edu.br/revistamultidisciplinar/files/2016/09/Elton.pdf> >. Acesso em 25 fev. 2018.

FREITAS, W. da S.; RAMOS, M. M.; COSTA, S. L. da. Demanda de irrigação da cultura da banana na bacia do Rio São Francisco. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 343-349, 2008. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v12n4/v12n04a02.pdf> >. Acesso em: 15 mar. 2018.

FUNASA – Fundação Nacional de Saúde. **Manual de saneamento**. 4. ed. Brasília: Funasa, 2015. Disponível em: < <http://www.funasa.gov.br/> >. Acesso em 08 fev. 2018.

GALBIATI, A. F. **Tratamento domiciliar de águas negras através de tanque de evapotranspiração**. 2009. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal de Mato Grosso Sul, Campo Grande. Disponível em: < <http://fazenda.ufsc.br/files/2017/02/2009-GALBIATTI-Tratamentode-aguas-negras-por-tanque-de-evapotranspiracao.pdf> >. Acesso em: 02 mar. 2018.

GALVÃO JUNIOR, A.C. Desafios para a universalização dos serviços de água e esgoto no Brasil. **Rev. Panam Salud Publica**, v. 25, n. 6, p. 548-556, 2009. Disponível em: < <http://www.scielo.org/pdf/rpsp/v25n6/v25n6a12.pdf> >. Acesso em: 15 fev. 2018.

GIL, A. C. **Métodos e técnicas de pesquisa social**. 6. ed. São Paulo: Editora Atlas, 2008.

HENDERSON, D. F. **Permacultura: as técnicas, o espaço, a natureza e o homem**. 2012. Monografia (Graduação em Ciências Sociais) – Instituto de Ciências Sociais, Universidade de Brasília, Brasília.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo 2010**. Disponível em: < <http://censo2010.ibge.gov.br/pt/> > Acesso em 06 dez. 2017.

_____. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável**. Rio de Janeiro: IBGE, 2015. Disponível em: < <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv94254.pdf> >. Acesso em 13 mar. 2018.

_____. **Informações estatísticas do município de João Monlevade, Minas Gerais**. 2017. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/v4/brasil/mg/joao-monlevade/panorama> >. Acesso em: 04 dez. 2017.

_____. **Pesquisa nacional por amostra de domicílios**. 2015. Rio de Janeiro: IBGE, 2016.

_____. **Pesquisa nacional por amostra de domicílios**. 2018. Disponível em: < <https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/sociais/trabalho/17270-pnad-continua.html> >. Acesso em: 13 mar. 2018.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Plano integrado de recursos hídricos da bacia do Rio Doce e dos planos de ações de recursos hídricos para as unidades de planejamento e gestão de recursos hídricos no âmbito da Bacia do Rio Doce**. Plano de ação de recursos hídricos da unidade de planejamento e gestão dos recursos hídricos Piracicaba. Belo Horizonte: IGAM, 2010.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. **Normais climatológicas do Brasil**. 2018. Disponível em: < <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisClimatologicas> >. Acesso em: 22 mar. 2018.

JACINTHO, C. R. dos S. **A agroecologia, a permacultura e o paradigma ecológico na extensão rural: uma experiência no assentamento Colônia I, Padre Bernardo, Goiás**. 2007. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável), Universidade de Brasília, Brasília.

JOÃO MONLEVADE. **Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico do Município de João Monlevade, MG**. João Monlevade. 2011.

- LEAL, J. T. da C. P. **Tanque de evapotranspiração**. Belo Horizonte: EMATER-MG, 2014.
- LICHTEMBERG, L. A.; LICHTEMBERG, P. dos S. F. Avanços na bananicultura brasileira. **Rev. Bras. Frutic.**, Jaboticabal, SP, v. E., p. 29-39, out, 2011. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/rbf/v33nspe1/a05v33nspe1.pdf> >. Acesso em: 15 mar. 2018.
- MACHADO, D. F.; ANDRADE, A. de O.; MAIA, H. M; REZENDE, A. A. P. Construção participativa de sistemas individuais de esgotamento sanitário em comunidades rurais. In: **Congresso latino-americano de agroecologia**, 5, 2015, La Plata. Anais eletrônicos... La Plata: Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, 2015. Disponível em: < <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/54409> >. Acesso em: 04 mar. 2018.
- MANNICH, P. K. A.; SANTOS, D. C. dos; MANNICH, M. Sistema biológico alternativo para pós-tratamento de esgoto. **Revista DAE**, n. 181, p.23-32, set., 2009. Disponível em: < http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_181_n_1456.pdf >. Acesso em: 20 fev. 2018.
- MATOS, A. T. de; MATOS, M. P. de. **Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2017.
- MEADOWS, D.; RANDERS, J.; MEADOWS, D. **Limites do crescimento**: a atualização de 30 anos. Rio de Janeiro: Qualitymark, 2007.
- MIRANDA, T. L. G. **Reuso de efluente de esgotos domésticos na irrigação de alface (*Lactuca sativa* L.)**. 1995. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- MELO, A. S. de; FERNANDES, P. D.; SOBRAL, L. F.; BRITO, M. E. B.; DANTAS, J. D. M. Crescimento, produção de biomassa e eficiência fotossintética da bananeira sob fertirrigação com nitrogênio e potássio. **Rev. Ciênci. Agron.**, v. 41, n. 3, p. 417-426, jul./set., 2010. Disponível em: < <http://ccarevista.ufc.br/seer/index.php/ccarevista/article/view/489> >. Acesso em: 06 abr. 2018.
- MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Deliberação Normativa Conjunta nº 1**, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Belo Horizonte, 2008. Disponível em:< <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151> >. Acesso em: 11 fev. 2018.
- MOLLISON, B.; SLAY, R. M. **Introdução à permacultura**. Brasília: MA/SDR/PNFC, 1998.
- MORAES, L. R. S. *et al.* **Panorama do saneamento básico no Brasil - Vol. 2**: Análise situacional do déficit em saneamento básico. Brasília: Ministério das Cidades, 2014. Disponível em: < http://www.cidades.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/PlanSaB/panorama/vol_02_miolo.pdf >. Acesso em 22 mar. 2018.

NAVA, L.; LIMA, C. de. Avaliação da eficiência da estação de tratamento de esgoto por zona de raízes (etezr) instalada no Horto florestal de Caçador, SC. **Ignis**, Caçador-SC, v. 1, n. 1, jan./jun., 2012. Disponível em: < <http://periodicosuniarp.com.br/ignis/article/download/21/44> >. Acesso em: 11 maio 2018.

NAVAL, L. P.; COUTO, T. C. Remoção de nitrogênio amoniacal em efluentes de sistemas anaeróbios. In: **Congresso Regional IV Región**, 5., 2005, Asunción. *Anais...* Asunción: Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, Paraguay, 2005. Disponível em: < <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/paraguay5/IIAS01.pdf> >. Acesso em: 07 jul. 2018.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 1989. Disponível em: < <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv81099.pdf> >. Acesso em 20 mar. 2018.

NOVAES, A. P.; *et al.* **Utilização de uma fossa séptica biodigestora para melhoria do saneamento rural e desenvolvimento da agricultura orgânica**. São Carlos: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2002. Disponível em: < https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPDIA/8905/1/CT46_2002.pdf >. Acesso em 18 fev. 2018.

NUVOLARI, A (Org.). **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso**. 2. ed. São Paulo: Blucher, 2011.

OLIVEIRA, J. M.; COELHO FILHO, M. A.; FERNANDES FILHO, J. S.; SILVA, R. O. da; GUIMARÃES, M. J. M. Crescimento de bananeira “Grande Naine” sob diferentes lâminas de irrigação. In: **Congresso Brasileiro de Fruticultura**, 21, 2010, Natal. *Anais...* Natal: Sociedade Brasileira de Fruticultura, 2010. Disponível em: < <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/36218/1/ID27195pdf1800.pdf> >. Acesso em: 06 abr. 2018.

OLIVEIRA NETTO, A. P.; GUERRA, L. R. M.; SILVA, M. R. P.; SILVA, R. F. Biorremediação vegetal do esgoto domiciliar: o caso da fossa verde em comunidades rurais do alto sertão alagoano. **Revista Produção e Desenvolvimento**, v. 1, n. 3, p. 103-113, set./dez., 2015. Disponível em: < <http://revistas.cefet-rj.br/index.php/producaoedesenvolvimento/article/view/101> >. Acesso em: 03 mar. 2018.

PAMPLONA, S.; VENTURI, M. Esgoto à flor da terra: sistema de evapotranspiração é solução simples, acessível e sustentável. **Permacultura Brasil: soluções ecológicas**, v. 6, n. 16, p. 18-19, set./nov., 2004. Disponível em: < <http://fazenda.ufsc.br/files/2017/02/Pamplona-Venturi-Permacultura-Brasil-2004-n16.pdf> >. Acesso em: 02 mar. 2018.

PAULO, P. L.; AZEVEDO, C.; BEGOSSO, L.; GALBIATI, A. F.; BONCZ, M. A. Natural systems treating greywater and blackwater on-site: integrating treatment, reuse and landscaping. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 95-100, jan., 2013. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857412001176> >. Acesso em: 11 maio 2018.

PEREIRA, M. C. T.; SALOMÃO, L. C. C.; OLIVEIRA E SILVA, S. de; SEDIYAMA, C. S.; SILVA NETO, S. P. da; COUTO, F. A. D. A. Crescimento e produção de primeiro ciclo da bananeira (*Musa spp.*) 'Prata Anã' (aab) em sete espaçamentos, em Visconde do Rio Branco, MG. **Rev. Ceres**, Viçosa, v. 46, n. 263, p. 53-66, 1999.

PEREIRA, M. C. T.; SALOMÃO, L. C. C.; OLIVEIRA E SILVA, S. de; SEDIYAMA, C. S.; COUTO, F. A. D. A.; SILVA NETO, S. P. da. Crescimento e produção de primeiro ciclo da bananeira 'Prata Anã' (aab) em sete espaçamentos. **Pesq. Agropec. Bras.**, v. 35, n. 7, p. 1377-1387, jul., 2000. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/pab/v35n7/1377.pdf> >. Acesso em: 06 abr. 2018.

PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos** IPH-UFRGS, v. 1, n. 1, p. 20-36, 2004. Disponível em: < http://www.aedmoodle.ufpa.br/pluginfile.php?file=%2F201909%2Fmod_folder%2Fcontent%2F0%2FRevista%20Elet%C3%B4nica%20de%20Recursos%20H%C3%ADricos.pdf&forcedownload=1 >. Acesso em: 06 jan. 2018.

PHILIPPI JUNIOR, A. *et al.* **Saneamento, saúde e ambiente**: fundamentos para um desenvolvimento sustentável. Barueri, SP: Manole, 2005.

PHILIPPI, L. S.; COSTA, R. H. R.; SEZERINO, P. H. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. **Wat. Sci. Tech.**, v. 40, n. 3, p. 125-131, 1999. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0273122399004552> >. Acesso em: 11 maio 2018.

PINDAMONHANGABA. **Prefeitura faz lançamento oficial das fossas sépticas econômicas**. Pindamonhangaba, 2006. Disponível em: < <http://www.pindamonhangaba.sp.gov.br/noticias.asp?materia=1693> >. Acesso em: 23 fev. 2018.

PIRES, F. J. **Construção participativa de sistemas de tratamento de esgoto doméstico no assentamento rural Olga Benário - MG**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. Disponível em: < <http://www.locus.ufv.br/handle/123456789/3786> >. Acesso em 06 mar. 2018.

PITALUGA, D. P. da S. **Avaliação de diferentes substratos no tratamento de esgoto sanitário por zona de raízes**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia. Disponível em: < <https://repositorio.bc.ufg.br/tede/handle/tede/5099> >. Acesso em: 11 maio 2018.

POSTIGO, M. D.; BRESSANE, A.; FRANCESCHINI, G.; CHAVES, M. R. de M.; LONGO, R. M. Avaliação da eficiência de fossa séptica de baixo custo desenvolvida para o saneamento rural. **Engenharia Ambiental**: pesquisa e tecnologia, Espírito Santo do Pinhal, SP, v. 14, n. 1, p. 26-35, jan./jun., 2017. Disponível em: < <http://ferramentas.unipinhal.edu.br/engenhariaambiental/viewarticle.php?id=1469&layout=abstract> >. Acesso em: 23 fev. 2018.

REIS, L.B. dos; FADIGAS, E.A.A.; CARVALHO, C.E. **Energia, recursos naturais e a prática do desenvolvimento sustentável**. Barueri, SP: Manole, 2005.

ROCHA, A. **Cultura da banana**: conheça as principais cultivares plantadas no Brasil. 2013. Disponível em: < <http://www.portalagropecuario.com.br/agricultura/fruticultura/cultura-da-banana-conheca-as-principais-cultivares-plantadas-no-brasi/> >. Acesso em: 15 mar. 2018.

SALOMÃO, L. C. C.; SIQUEIRA, D. L. de; LINS, L. C. R. de; CECON, P. R. Crescimento e produção da bananeira (*Musa spp. aab*) ‘Prata-Anã’, oriunda de rizoma e micropropagada. **Rev. Ceres**, Viçosa, v. 63, n. 3, p. 340-347, maio/jun., 2016. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/rceres/v63n3/2177-3491-rceres-63-03-00340.pdf> >. Acesso em: 06 abr. 2018.

SCHIRMER, W. N.; MACHADO, G. de O.; STUMPF, G.; LEMES, J. L. V. B.; AGASSI, J. D.; KAICK, T. V. Tratamento de esgoto por zona de raízes em comunidade rural – parte 2: avaliação. **Ciênc. Agrar. Ambient.**, Curitiba, v. 7, n. 2, p. 165-173, abr./jun., 2009. Disponível em: < <https://periodicos.pucpr.br/index.php/cienciaanimal/article/view/9858/9315> >. Acesso em: 11 maio 2018.

SILVA, F. J. A. da; SOUZA, R. O. de. Turbidez e cloro residual livre na monitoração de ETE tipo tanque séptico seguido de filtro anaeróbio. **Acta Scientiarum Technology**, Maringá-PR, v. 33, n. 4, p. 407-413, 2011. Disponível em: < <http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciTechnol/article/view/9603> >. Acesso em: 11 maio 2018.

SILVA, G. H. R. da; NOUR, E. A. A. Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio: sistema de baixo custo para tratamento de esgotos de pequenas comunidades. **R. Bras. Eng. Agric. Ambiental**, Campina Grande, v. 9, n. 2, p. 268-275, 2005. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v9n2/v9n2a19.pdf> >. Acesso em: 18 fev. 2018.

SILVA, L. T. D.; DANTAS, E. W. Zooplâncton (Rotifera, Cladocera e Copepoda) e a eutrofização em reservatórios do nordeste brasileiro. **Oecologia Australis**, v. 17, n. 2, p. 53-58, jun, 2013. Disponível em: < <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/download/8270/6768> >. Acesso em: 02 fev. 2018.

SILVA, R. de C. A.; ARAÚJO, T. M. de. Qualidade da água do manancial subterrâneo em áreas urbanas de Feira de Santa, BA. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 8, n. 4, p. 1019-1028, 2003. Disponível em: < <https://www.scielo.org/pdf/csc/2003.v8n4/1019-1028/pt> >. Acesso em 02 fev. 2018.

SILVA, S. de O E.; SANTO-SEREJO, J. A. dos.; CORDEIRO, Z. J. M. Variedades. *In*: BORGES, A. L.; SOUZA, L. da S. (Org.). **O cultivo da bananeira**. Cruz das Almas, BA: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2004. Disponível em: < <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1005043/o-cultivo-da-bananeira> >. Acesso em: 15 mar. 2018.

SILVEIRA, B. **O consumo de água na cultura da bananeira**, 2013. Disponível em < <https://dica.madeira.gov.pt/index.php/producao-vegetal/fruticultura/240-o-consumo-de-agua-na-cultura-da-bananeira> >. Acesso em: 15 mar. 2018.

SIQUEIRA, E. R. **Tratamento dos resíduos de fossas e tanques sépticos em um sistema de alagado construído**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) –

Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia. Disponível em: < <https://repositorio.bc.ufg.br/tede/handle/tde/2936> >. Acesso em: 11 maio 2018.

SNSA – Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB)**: Mais saúde com qualidade de vida e cidadania. Brasília: SNSA, 2014. Disponível em: < <http://www.cidades.gov.br/saneamento-cidades/plansab> >. Acesso em: 12 fev. 2018.

_____. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**: Diagnóstico dos serviços de água e esgotos. Brasília: SNSA, 2018. Disponível em: < <http://snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2016> >. Acesso em 13 mar. 2018.

SOARES, V. R. **Tanques biosépticos para o tratamento de esgotos domésticos em zonas rurais**. 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Civil) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016. Disponível em: < <http://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/159592> >. Acesso em: 02 mar. 2018.

SOUZA, M. M.; GASTALDINI, M. D. C. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 19, n. 3, p. 267-274, 2014. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/esa/v19n3/1413-4152-esa-19-03-00263.pdf> >. Acesso em: 26 jan. 2018.

SOUZA, R. C. de; ISOLDI, L. A.; OLIZ, C. M. Tratamento de esgoto doméstico por filtro anaeróbio com recheio de bambu. **Vetor**, Rio Grande, v. 20, n. 2, p. 5-19, 2010. Disponível em: < <https://periodicos.furg.br/vetor/article/viewFile/825/1371> >. Acesso em: 07 jul. 2018.

VASCONCELOS, V. de M. M.; SOUZA, C. F. Caracterização dos parâmetros de qualidade da água do manancial Utinga, Belém, PA, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté-SP, v. 6, n. 2, p. 305-324, 2011. Disponível em: < http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/viewFile/504/pdf_498 >. Acesso em: 06 fev. 2018.

VERÓL, A. P.; VOLSCHAN JR., I. Inventário e análise de padrões de lançamento de esgotos sanitários: visão nacional e internacional. In: **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 17, 2007, São Paulo. *Anais...* São Paulo: ABRH, 2007. Disponível em: < http://aquafluxus.com.br/wp-content/uploads/2012/03/ALINE_VEROL.pdf >. Acesso em: 06 fev. 2018.

VESILING, P. A.; MORGAN, S. M. **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo: Cengage Learning, 2013.

VIEIRA, I. **Bacia de evapotranspiração**, 2010. Disponível em: < <http://www.setelombas.com.br/2010/10/bacia-de-evapotranspiracao-bet/> >. Acesso em: 02 mar. 2018.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water*, v. 2, p. 530-549, 2010. Disponível em: < http://smiley.nmsu.edu/pdnwc/docs/water-02-00530_wetlands%20wastewater%20treatment.pdf >. Acesso em: 11 maio 2018.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

_____. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 2 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016a.

_____. **Lodos ativados**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016b.

WOLFF, G.; GONÇALVES, J. A. C.; PEREIRA, G. C.; MARTINS JÚNIOR, D. Caracterização hidrogeológica e aspectos qualitativos das águas subterrâneas da área do aterro sanitário do Vale do Aço, MG. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal-SP, v. 6, n. 3, p. 003-014, set./dez., 2009. Disponível em: <
<http://ferramentas.unipinhal.edu.br/engenhariaambiental/viewarticle.php?id=273> >. Acesso em: 11 maio 2018.

APÊNDICE A – Dispendio da pesquisa em função dos materiais e serviços realizados

Insumos de pesquisa adquiridos com recursos da Fapemig					
Descrição	Unidade	Quantidade	Valor Unitário	Valor Total	
Adaptador pvc soldavel, com flanges livres, 40 mm x 1 1/4"	un.	1	R\$ 13,00	R\$ 13,00	
Tubo pvc serie normal, dn 40 mm, para esgoto predial	m	5	R\$ 2,38	R\$ 11,90	
Tubo pvc serie normal, dn 100 mm, para esgoto predial	m	13	R\$ 6,35	R\$ 82,55	
Adesivo plastico para pvc (175 g)	un.	1	R\$ 6,05	R\$ 6,05	
Silicone acetico uso geral incolor (280 g)	un.	1	R\$ 8,50	R\$ 8,50	
Mini arco de serra	un.	1	R\$ 10,50	R\$ 10,50	
Joelho pvc, soldavel, 90 graus, dn 40 mm, para esgoto predial	un.	1	R\$ 0,48	R\$ 0,48	
Joelho pvc, soldavel, 90 graus, dn 100 mm, para esgoto predial	un.	3	R\$ 2,45	R\$ 7,35	
Tê sanitario, pvc, dn 100 mm, serie normal, para esgoto predial	un.	5	R\$ 5,70	R\$ 28,50	
Bombona polietileno, 240 L, tampa rosqueada	un.	3	R\$ 203,00	R\$ 609,00	
Areia fina	m³	4	R\$ 90,00	R\$ 360,00	
Pedra britada nº 3	m³	8	R\$ 108,75	R\$ 870,00	
Cimento portland (saco de 50 kg)	un.	4	R\$ 20,00	R\$ 80,00	
Tela de arame galvanizada, hexagonal (largura de 1 m)	m	30	R\$ 7,30	R\$ 219,00	
Impermeabilizante para massa e argamassa vedacit (3,6 L)	un.	2	R\$ 113,00	R\$ 226,00	
Manta geotextil bidim (1 m x 5 m)	un.	2	R\$ 132,00	R\$ 264,00	
			Subtotal	R\$2.796,83	
Insumos de pesquisa adquiridos com recursos próprios					
Tubo pvc serie normal, dn 75 mm, para esgoto predial	m	18	R\$ 5,13	R\$ 92,34	
Tubo pvc serie normal, dn 100 mm, para esgoto predial	m	36	R\$ 7,56	R\$ 272,16	
Tubo pvc serie normal, dn 150 mm, para esgoto predial	m	3	R\$ 16,61	R\$ 49,83	
Cap pvc serie normal, dn 100 mm, para esgoto predial	un.	1	R\$ 4,80	R\$ 4,80	
Cap pvc serie normal, dn 150 mm, para esgoto predial	un.	1	R\$ 4,80	R\$ 4,80	
Joelho pvc, soldavel, 90 graus, dn 40 mm, para esgoto predial	un.	4	R\$ 4,95	R\$ 19,80	
Joelho pvc, soldavel, 90 graus, dn 75 mm, para esgoto predial	un.	2	R\$ 0,80	R\$ 1,60	
Joelho pvc, soldavel, 90 graus, dn 100 mm, para esgoto predial	un.	4	R\$ 3,85	R\$ 15,40	
Joelho pvc, soldavel, 45 graus, dn 100 mm, para esgoto predial	un.	3	R\$ 5,10	R\$ 15,30	
Luva simples, pvc, dn 100 mm, serie normal, para esgoto predial	un.	10	R\$ 3,90	R\$ 39,00	
Luva de redução, pvc, dn 75 mm, serie normal, para esgoto predial	un.	1	R\$ 7,15	R\$ 7,15	
Tê sanitario, pvc, dn 100 mm, serie normal, para esgoto predial	un.	1	R\$ 8,15	R\$ 8,15	
Anel de borracha, dn 75 mm, para esgoto predial	un.	6	R\$ 0,76	R\$ 4,56	
Anel de borracha, dn 100 mm, para esgoto predial	un.	20	R\$ 1,90	R\$ 38,00	
Arame recozido (2,77 mm)	m	5	R\$ 7,60	R\$ 38,00	
Revestimento impermeabilizante denvertec super (18 kg)	un.	1	R\$ 76,89	R\$ 76,89	
Caixa de gordura com cesto 2 entradas 30 - 50 mm 1 saída 75 mm	un.	1	R\$ 127,05	R\$ 54,72	
Muda de bananeira variedade prata	un.	6	R\$ 20,00	R\$ 120,00	
Cimento portland (saco de 50 kg)	un.	3	R\$ 23,66	R\$ 70,98	
			Subtotal	R\$ 933,48	
Serviços profissionais					
Escavação e retirada de solo	un.	1	R\$ 215,00	R\$ 215,00	
Serviços de pedreiro e auxiliar	un.	1	R\$ 1.600,00	R\$ 1.600,00	
			Subtotal	R\$1.815,00	
Ensaio laboratoriais					
Turbidez	un.	18	R\$ 10,00	R\$ 180,00	
pH	un.	18	R\$ 10,00	R\$ 180,00	
DBO	un.	18	R\$ 35,00	R\$ 630,00	
DQO	un.	18	R\$ 25,00	R\$ 450,00	
Oxigênio dissolvido	un.	18	R\$ 20,00	R\$ 360,00	
Coliformes termotolerantes	un.	18	R\$ 30,00	R\$ 540,00	
Fósforo total	un.	18	R\$ 25,00	R\$ 450,00	
Nitrogênio amoniacal	un.	18	R\$ 28,00	R\$ 504,00	
Sólidos suspensos totais	un.	18	R\$ 18,00	R\$ 324,00	
			Subtotal	R\$3.618,00	
			Total	R\$9.163,31	

APÊNDICE B – Produto técnico



Tanque Séptico Econômico e Tanque de Evapotranspiração:

**Guia para a construção de um sistema descentralizado
de tratamento de esgotos**

IFMG
BAMBUÍ - MG
Julho / 2018

Ficha Técnica

Autores:

Alex Eduardo Lopes¹
Graziele Wolff de Almeida Carvalho²

¹Engenheiro ambiental. Mestre em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais (IFMG) *campus* Bambuí, MG.
e-mail: alex.eduardo@gmail.com

²Engenheira sanitária e ambiental. Doutora em Ecologia Aplicada. Professora do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais (IFMG) *campus* São João Evangelista, MG.
e-mail: graziele.wolff@ifmg.edu.br

IFMG *campus* Bambuí
Fazenda Varginha, Km 05, Rod. Bambuí/Medeiros
Bambuí, MG.
www.bambui.ifmg.edu.br

2

3. Tanque séptico econômico

O tanque séptico econômico (TSE), também conhecido como fossa econômica, é um sistema de tratamento de esgotos construído a partir de bombonas reaproveitadas que funcionam como câmaras de decantação, digestão e armazenamento dos lodos dos esgotos sanitários.

Vantagens: facilidade de construção; não requer conhecimentos técnicos; utilização de materiais de custos acessíveis ou reaproveitados. Desvantagens: remoção limitada de contaminantes dos esgotos; necessidade de limpeza dos lodos em períodos regulares.

4. Tanque de evapotranspiração

O tanque de evapotranspiração (TEVAP), também conhecido como fossa de bananeira, é um sistema de tratamento de esgotos proveniente da permacultura, e consiste na construção de um tanque impermeável, preenchido com camadas de substratos para a digestão e remoção da matéria orgânica dos esgotos. A superfície do tanque é coberta por solo fértil, em que são cultivadas bananeiras ou outras plantas que promovam a absorção da água pelas raízes. Através da radiação solar, a água retorna ao ambiente pela evaporação do solo e transpiração das folhas.

Vantagens: não produz efluente líquido se bem dimensionado; evita a contaminação das águas subterrâneas; possibilidade

de utilização de materiais reaproveitados (como pneus, tijolos, telhas...); os nutrientes dos esgotos (nitrogênio e fósforo) são assimilados pelos microrganismos do solo e raízes das plantas; as frutas colhidas nas bananeiras podem ser consumidas, harmonia paisagística.

Desvantagens: riscos de extravasamentos de líquidos na superfície do terreno, sobretudo em épocas de chuvas; entupimento dos espaços vazios do tanque pelos sólidos dos esgotos com o passar do tempo (colmatação); dificuldade de remoção dos lodos digeridos; custos de construção variáveis e dependentes da quantidade de moradores residentes no domicílio e dos tipos de materiais de construção utilizados.

4

1. Apresentação

Este Guia é parte dos resultados da dissertação de mestrado "Tratamento descentralizado de efluentes sanitários por sistema de tanque séptico econômico seguido por tanque de evapotranspiração" [1], do engenheiro ambiental Alex Eduardo Lopes, pelo Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental, mantido pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais, *campus* Bambuí, MG.

O seu objetivo é apresentar as considerações dos autores sobre o tratamento de esgotos domésticos, através de um estudo de caso realizado em um domicílio sem sistema de esgotamento, no município de João Monlevade, MG. A pesquisa combinou e avaliou duas tecnologias

sociais distintas em um único sistema descentralizado: o tanque séptico econômico e o tanque de evapotranspiração. Estas duas soluções já vêm sendo utilizadas em diversas localidades de maneira individual para o tratamento de efluentes fecais (águas negras) unidomiciliares.

Pretende-se, assim, que as informações contidas neste Guia possam ser utilizadas por gestores, profissionais da área ambiental ou de outras áreas, além da população de modo geral, servindo como um modelo para a construção de sistemas similares em domicílios que não possuem ligações às redes coletoras ou de eliminação adequada dos esgotos, principalmente nas áreas rurais e periferias urbanas.

2. Justificativa

Atualmente, cerca de 66,4% dos moradores residentes em domicílios urbanos têm os esgotos escoados por redes coletoras, enquanto 20,5% utilizam tanques sépticos e 10,8% não possuem formas de esgotamento ou usam fossas rudimentares. Já nos domicílios rurais, apenas 5,9% dos moradores são atendidos por redes coletoras, enquanto 36,6% utilizam tanques sépticos e

54,5% não possuem opções adequadas de esgotamento ou utilizam fossas rudimentares [2]. Os esgotos lançados diretamente no solo ou próximos aos cursos hídricos agravam os riscos de contaminação das águas subterrâneas e superficiais, podendo desequilibrar os ecossistemas naturais e promover diversos impactos negativos na saúde humana.

3

5. Sistema combinado

A utilização de um sistema combinado possui as vantagens de melhorar a qualidade do efluente final, diminuir os riscos de colmatação do TEVAP e, se ligado a uma unidade de disposição final, como vala de infiltração ou sumidouro, elimina os riscos de extravasamentos para a superfície do terreno.

Nesse sentido, foi dimensionado e construído um sistema com as características combinadas do TSE + TEVAP + sumidouro em um domicílio localizado em uma área periurbana do município de João Monlevade, MG, que não possuía ligação à rede pública de esgotos ou tanque séptico instalado.

6. Dimensionamento e construção do tanque séptico econômico

O TSE é formado por bombonas de 240 L interligadas por tubos de 100 mm de diâmetro. A quantidade de bombonas utilizadas neste sistema está relacionada ao número de moradores residentes no domicílio. Para domicílios com até 5 pessoas, utilizam-se 3 bombonas. Acima de 5 moradores, deve-se acrescentar 1 bombona a cada 2 pessoas. (Exemplo: domicílios com 7 pessoas, usam-se 4 bombonas, com 9 pessoas, usam-se 5 bombonas...). A pesquisa que originou este Guia foi realizada em um domicílio com 3 moradores, sendo assim, o tanque séptico econômico foi construído com 3 bombonas.

O local escolhido para a construção do sistema de tratamento deve possuir uma baixa declividade em relação à residência, uma vez que o efluente escoará para o TSE por gravidade. As distâncias mínimas horizontais para a construção do sistema foram seguidas de acordo com as orientações da ABNT que determina: 1,50 m de construções, limites de terreno, sumidouros, valas de infiltração e ramal predial de água; 3,0 m de árvores e pontos de rede pública de abastecimento de água; 15 m de poços freáticos e de corpos de água [3]. Também foi realizada uma perfuração de aproximadamente

5

2,0 m de profundidade para verificar se o lençol freático não estava próximo à superfície do terreno.

As tubulações dos dois banheiros da residência foram direcionadas para a entrada da primeira bombona do TSE, incluindo os efluentes da privada e de banho. Os efluentes da cozinha foram direcionados apenas para o tanque de evapotranspiração.

As dimensões da vala escavada no terreno para a instalação do TSE foram de 2,5 m de comprimento, 0,80 m de altura e 1,6 m de altura (Figura 1). Em cada uma das bombonas foram abertos furos a uma distância de 10 cm da extremidade superior, para a colocação dos tubos de entrada e saída de esgotos (Figura 2). Foram utilizados tubos de 100 mm de diâmetro, cortados



Figura 1. Abertura de vala para o TSE. Fonte: LOPES, 2018.

em seções de 50 cm e colados aos dispositivos hidráulicos com adesivo de PVC (Figura 3). As bombonas foram colocadas na vala e ligadas às tubulações. Foi utilizado silicone acético entre as junções das bombonas e dos tubos para evitar o vazamento de líquidos. As bombonas foram preenchidas com água para a verificar se havia vazamentos e realizar o assentamento correto sobre o terreno, mantendo uma inclinação de 2 cm por metro. (Figura 4). Na parte central da tampa da primeira bombona foi feito um furo e instalado um adaptador para fixação de um tubo para a eliminação dos gases da digestão anaeróbica e, em seguida, as bombonas foram fechadas (Figura 5). O tubo de 40 mm de diâmetro por 2 m de comprimento foi encaixado na tampa da primeira bombona.



Figura 2. Preparação das bombonas. Fonte: LOPES, 2018.

na. Também foi instalado o dispositivo de amostragem de efluentes. Sobre as câmaras sépticas foram colocados pneus descartados para a identificação do posicionamento das bombonas sob o terreno. As tampas foram cobertas com areia e brita para evitar o acúmulo de água de chuva (Figura 6). O TSE foi finalizado com uma contenção de brita ao seu redor (Figura 7).



Figura 3. Preparação das tubulações do TSE. Fonte: LOPES, 2018.



Figura 4. Montagem do TSE. Fonte: LOPES, 2018.



Figura 5. Fechamento do TSE. Fonte: LOPES, 2018.



Figura 6. Cobertura do TSE. Fonte: LOPES, 2018.



Figura 7. Contenção de brita ao redor do TSE. Fonte: LOPES, 2018.

7. Dimensionamento e construção do tanque de evapotranspiração

De modo geral, o TEVAP também pode ser dimensionado em função do número de moradores na residência. Os permacultores sugerem uma área superficial de 2,0m² por morador e uma altura entre 1,0 e 1,5 m.

O dimensionamento adotado nesta pesquisa foi um pouco diferente [4]. A área superficial do TEVAP foi definida a partir da Equação 1:

$$A = \frac{n \times C}{VE}$$

Onde:

A = área superficial do tanque, em m²

n = número de moradores no domicílio

C = contribuição diária de esgoto por cada morador, em L

VE = volume de evapotranspiração, em L/m².d

A contribuição diária (C) de esgoto produzido por cada morador pode ser estimada de acordo com o Quadro 1:

Residência	Unidade	Volume de esgoto (L)
Padrão alto	pessoa	160
Padrão médio	pessoa	130
Padrão baixo	pessoa	100

Quadro 1: Contribuição de esgoto per capita em função do padrão do domicílio. Fonte: ABNT, 1993.

O volume de evapotranspiração (VE) é definido a partir da temperatura média anual da localidade em que deve ser construído o TEVAP, e pode ser estimado de acordo com o Quadro 2:

T (°C)	Taxa de evapotranspiração (L/m ² .dia)
<15	5
15 < T < 25	35
>25	70

Quadro 2: Taxa de evapotranspiração em função da temperatura média local. Fonte: ERCOLE, 2003.

O município de João Monlevade tem uma temperatura média anual de 20,7 °C. Substituindo os termos da Equação 1 pelo número de moradores residentes no domicílio (3 moradores), a contribuição diária de esgoto em uma residência de padrão baixo (100 L), em razão do volume de evapotranspiração estimado (35 L/m².d), de acordo com a faixa de temperatura média do município, chegou-se ao resultado de que a área superficial do TEVAP deve ser de 8,57 m². Este valor foi arredondado, sendo adotado o valor de 9,0 m². As demais cotas adotadas para o TEVAP foram: lado: 3,0 m; altura: 1,3 m.

O sumidouro foi construído em formato retangular e com as seguintes dimensões adotadas: comprimento: 2,0 m; largura: 1,0 m; altura: 1,0 m.

O TEVAP foi dimensionado para ser construído em ferrocimento. Recomenda-se a utilização de uma argamassa impermeabilizante para evitar que os efluentes infiltrem no solo. A preparação do TEVAP começou pelo nivelamento das paredes e base, a fim de deixar a superfície plana e sem obstáculos (Figura 8). Um piso foi cimentado na base, enquanto as laterais receberam uma camada de chapisco. Em seguida, foi fixada uma malha metálica nas paredes e piso para manter a forma da estrutura e evitar movimentos de solo (Figura 9). Acima da malha metálica foi aplicada uma nova camada de cimento com impermeabilizante nas superfícies internas do TEVAP (Figura 10). Após a secagem do cimento, iniciou-se a fase de preenchimento. Foi montado um canal (utilizando pneus de descarte sobrepostos em fila) a partir do tubo de saída de efluentes do TSE. Um tubo de 100 mm de diâmetro por 50 cm de comprimento foi instalado entre o TEVAP e o sumidouro, a uma altura de 30 cm abaixo da linha de superfície. Sua finalidade é de escoar os efluentes do TEVAP e evitar extravasamentos, servindo como um ladrão. Uma caixa de retenção de gorduras foi colocada na saída dos efluentes da cozinha.

Um tubo de 75 mm de diâmetro por 18 m de comprimento foi instalado a partir da caixa de gordura até o interior do TEVAP para o tratamento das águas cinzas do domicílio (Figura 11). Sobre as britas foram colocadas mantas de geotêxtil para evitar que a areia entre pelos espaços vazios em direção ao fundo do TEVAP (Figura 13). Uma camada de areia (10 cm de altura) foi distribuída sobre as mantas de geotêxtil para complementar a filtragem dos efluentes (Figura 14). A parte superior do TEVAP foi preenchida com solo (Figura 15). O fundo do sumidouro foi preenchido com brita (30 cm de altura) (Figura 16). O sumidouro foi coberto por telhas galvanizadas reaproveitadas. O TEVAP foi finalizado com uma barreira de contenção ao seu redor, para evitar o escoamento de água de chuva para dentro do sistema de tratamento. (Figura 17). Por último, seis mudas de bananeiras da cultivar "Prata" foram plantadas sobre o TEVAP, com um espaçamento aproximado de 80 cm entre elas (Figura 18). O sistema de tratamento descentralizado combinando o TSE e o TEVAP ficou pronto para começar a ser utilizado (Figura 19).



Figura 8. Preparação do TEVAP.
Fonte: LOPES, 2018.



Figura 9. Construção do piso do TEVAP.
Fonte: LOPES, 2018.



Figura 10. Impermeabilização do TEVAP.
Fonte: LOPES, 2018.



Figura 11. Distribuição de pneus no interior do TEVAP.
Fonte: LOPES, 2018.



Figura 12. Distribuição de brita no fundo do TEVAP.
Fonte: LOPES, 2018.



Figura 13. Cobertura do TEVAP com manta geotêxtil.
Fonte: LOPES, 2018.

10



Figura 14. Distribuição de areia sobre as mantas geotêxtil.
Fonte: LOPES, 2018.



Figura 15. Cobertura do TEVAP com solo.
Fonte: LOPES, 2018.



Figura 16. Distribuição de brita no fundo do sumidouro.
Fonte: LOPES, 2018.



Figura 17. Finalização da construção do TEVAP.
Fonte: LOPES, 2018.



Figura 18. Bananeiras cultivadas sobre o TEVAP.
Fonte: LOPES, 2018.



Figura 19. Visão geral do sistema de tratamento.
Fonte: LOPES, 2018.

11

8. Representação gráfica do sistema de tratamento de efluentes

A Figura (20) apresenta uma visão geral do sistema de tratamento de efluentes completo.

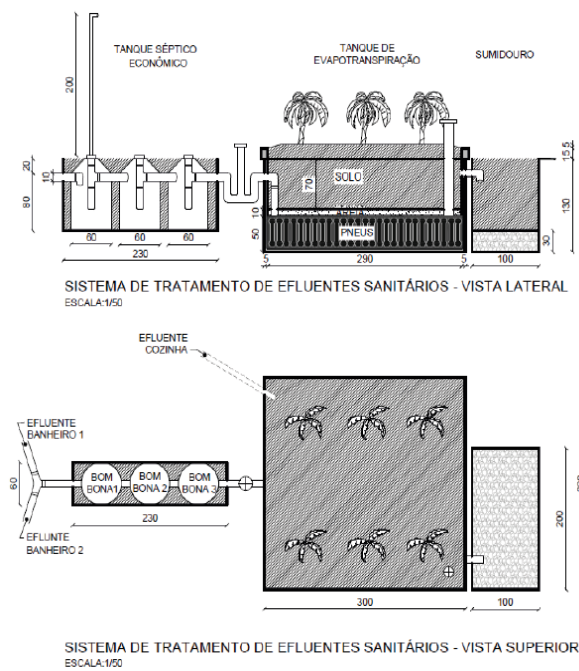


Figura 20. Planta lateral e superior do sistema de tratamento de efluentes.
Fonte: LOPES, 2018.

12

A Figura (21) apresenta o desenho em corte frontal do tanque de evapotranspiração

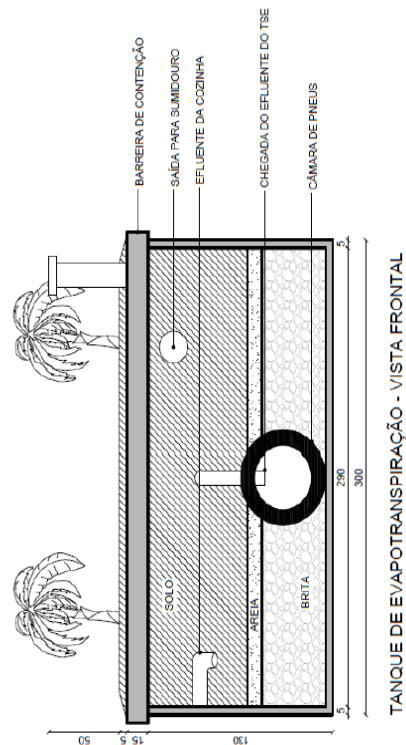


Figura 21. Planta em corte frontal do tanque de evapotranspiração.
Fonte: LOPES, 2018.

13

9. Eficiências de remoção

O sistema de tratamento foi avaliado durante seis meses. Nesse período, foram coletadas amostras mensais de esgoto bruto, efluente tratado após o TSE e efluente no interior do TEVAP. As amostras foram analisadas em laboratório para a determinação da concentração dos seguintes parâmetros físico-químicos e microbiológicos: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos Totais (SST), Oxigênio Dissolvido (OD), turbidez, pH, fósforo total, nitrogênio amoniacal e coliformes termotolerantes. O TSE sozinho apresentou baixa eficiência de

remoção dos contaminantes (<50% em todos os parâmetros avaliados). A combinação entre o TSE e o TEVAP demonstrou resultados satisfatórios na redução da maior parte dos parâmetros avaliados. Foram observadas uma eficiência média de redução na ordem de 75,55% (DBO), 81,57% (DQO), 83,45% (SST), 92,13% (turbidez), 81,59% (fósforo total) e 97,21% (coliformes termotolerantes). O nitrogênio amoniacal foi o único parâmetro que apresentou baixa eficiência de remoção (27,61%). Houve um aumento médio da concentração de OD para 2,0 mg/L. O pH do efluente tratado ficou próximo a 7,3.

10. Materiais para a construção do sistema

A quantidade e os custos dos materiais necessários para a construção do sistema de tratamento variam de acordo com o dimensionamento realizado. A construção do TSE e do TEVAP apresentados neste Guia tiveram um custo aproximado de R\$3600,00. Sugere-se, na medida do possível, que sejam

feitas adequações em projetos semelhantes, substituindo alguns materiais por outros de reuso, a fim de diminuir os custos.

O Quadro (2) apresenta uma relação aproximada de materiais necessários para a construção do sistema de tratamento em um domicílio com 3 moradores.

Materiais		
Descrição	Unidade	Quantidade
Adaptador pvc soldavel, com flanges livres, 40 mm x 1 1/4"	un.	1
Tubo pvc serie normal, dn 40 mm, para esgoto predial	m	5
Tubo pvc serie normal, dn 75 mm, para esgoto predial	m	18
Tubo pvc serie normal, dn 100 mm, para esgoto predial	m	36
Adesivo plastico para pvc (175 g)	un.	1
Silicone acetico uso geral incolor (280 g)	un.	1
Joelho pvc, soldavel, 90 graus, dn 40 mm, para esgoto predial	un.	1
Joelho pvc, soldavel, 90 graus, dn 75 mm, para esgoto predial	un.	2
Joelho pvc, soldavel, 90 graus, dn 100 mm, para esgoto predial	un.	3
Tê sanitario, pvc, dn 100 mm, serie normal, para esgoto predial	un.	5
Luva simples, pvc, dn 100 mm, serie normal, para esgoto predial	un.	10
Luva de redução, pvc, dn 75 mm, serie normal, para esgoto predial	un.	1
Anel de borracha, dn 75 mm, para esgoto predial	un.	6
Anel de borracha, dn 100 mm, para esgoto predial	un.	20
Bombona polietileno, 240 L, tampa rosqueada	un.	3
Areia fina	m ³	4
Pedra britada nº 3	m ³	8
Cimento portland (saco de 50 kg)	un.	7
Tela de arame galvanizada, hexagonal (largura de 1 m)	m	30
Impermeabilizante para massa e argamassa (3,6 L)	un.	2
Impermeabilizante de revestimento (18 kg)	un.	1
Caixa de gordura	un.	1
Arame recozido (2,77 mm)	m	5
Manta geotextil	m	10

Quadro 2. Materiais utilizados na construção do sistema de tratamento. Fonte: LOPES, 2018.

11. Observações complementares

Os lodos digeridos no interior do TSE acumulam-se com o passar do tempo, diminuindo a eficiência do sistema. Os intervalos de limpeza dos tanques sépticos convencionais variam de 1 a 5 anos,

de acordo as especificações do seu dimensionamento [3]. Como o TSE é uma unidade com volume interno bem menor do que o tanque séptico convencional, sugere-se que a remoção dos lodos nas câmaras

sépticas seja realizada a cada ano. O TEVAP não requer o mesmo tipo de manutenção. No entanto, as operações de capina, retirada de ervas daninhas e o replantio de mudas após o ciclo das bananeiras

é importante para manter uma evapotranspiração eficiente. Por último, os frutos produzidos podem ser consumidos, uma vez que não há risco de contaminação das superfícies aéreas das plantas.

Referências Bibliográficas

- [1] LOPES, A. E. **Tratamento descentralizado de efluentes sanitários por sistema de tanque séptico econômico seguido por tanque de evapotranspiração**. 2018. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais, Bambuí, MG.
- [2] IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa nacional por amostra de domicílios**. 2015. Rio de Janeiro: IBGE, 2016.

- [3] ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7.229/1993: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. 1993.

- [4] ERCOLE, L. A. dos S. **Sistema modular de gestão de águas residuárias domiciliares: uma opção mais sustentável para a gestão de resíduos líquidos**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS.

