

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

GABRIEL ROCHA

**TANQUE DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES
DOMÉSTICOS EM ZONAS RURAIS**

**PONTA GROSSA
2021**

GABRIEL ROCHA

**TANQUE DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES
DOMÉSTICOS EM ZONAS RURAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Ponta Grossa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos, para a obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Dra. Maria Magdalena Ribas Döll
Co-orientador: Dr. Pedro Henrique Weirich Neto

**PONTA GROSSA
2021**

R672 Rocha, Gabriel
Tanque de evapotranspiração para tratamento de efluentes domésticos em zonas rurais / Gabriel Rocha. Ponta Grossa, 2021.
95 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental - Área de Concentração: Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos), Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientadora: Profa. Dra. Maria Magdalena Döll.
Coorientador: Prof. Dr. Pedro Henrique Weirich.

1. Saneamento ecológico. 2. Saneamento rural. 3. Águas negras. 4. Tratamento de esgoto descentralizado. 5. Tratamento de esgoto individual. I. Döll, Maria Magdalena. II. Weirich, Pedro Henrique. III. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos. IV.T.

CDD: 628.4



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL**

Certificado nº 06/2020 PPGESA



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO - DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Título da Dissertação: **“TANQUE DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICO EM ZONAS RURAIS”**

Nome: **GABRIEL ROCHA**

Orientadora: **Profª Drª Maria Magdalena Ribas Döll**

Coorientador: **Prof. Dr. Pedro Weirich Neto**

Aprovado pela Comissão Examinadora:

Profª. Drª. Maria Magdalena Ribas Döll
UEPG/Ponta Grossa (PR)

Prof. Dr. Isonel Sandino Meneguzzo
UEPG/Ponta Grossa (PR)

Prof. Dr. Fernando Hermes Passig
UTFPR/Curitiba (PR)

Ponta Grossa, 4 de dezembro de 2020.

RESUMO

No meio rural as águas residuárias domésticas, especialmente o descarte de águas negras com excreções humanas, resultam em impactos ambientais e problemas de saúde aos produtores rurais, pois em geral são encaminhadas para sistemas de tratamento rudimentares, sem impermeabilização de solo, convertendo-se em fontes de contaminação. O presente trabalho teve como objetivo avaliar o Tanque de Evapotranspiração (TEvap) para o tratamento individual e descentralizado de águas negras. A tecnologia foi implantada em escala real com 10 m² de área superficial e recebeu cargas diferentes de águas residuais provenientes de dois banheiros de salão comunitário de uma associação rural, no município de Ponta Grossa (PR). O sistema foi alimentado com cargas eventuais, não controladas devido ao uso esporádico dos sanitários relacionados a organização de eventos que ocorreram no salão, com elevado número de participantes. Apesar da carga elevada nestes momentos, o TEvap se mostrou capaz de absorvê-las. Com 172 dias de funcionamento, foram observadas na camada de base do TEvap reduções de 57% na demanda química de oxigênio, 68% de nitrogênio Kjeldahl, 57% de fósforo total, 58% de sólidos totais e 63% para *Escherichia coli*. Assim, o TEvap se constituiu em uma alternativa promissora para o tratamento de águas negras uni-residenciais.

Palavras-chave: Saneamento Ecológico; saneamento rural; águas negras; tratamento de esgoto descentralizado; tratamento de esgoto individual.

ABSTRACT

In rural community's domestic wastewater, especially disposal of blackwater containing human excreta, can reflect on environmental impacts and health problems for rural families, as they are generally directed to more rudimentary treatment systems, without soil waterproofing, becoming a source of contamination. The present work aimed to evaluate The Evapotranspiration Tank (TEvap) for individual and decentralized blackwater treatment. The technology was implanted on a full-scale, with 10 m² of surface area and received different loads of wastewater from two bathrooms at a rural association in the municipality of Ponta Grossa (PR). The system inlet occurred in large punctual loads and it was uncontrolled due to sporadic use of the toilets generally linked to events that occurred, but, despite these loads TEvap was able to absorb them. Within 172 days of operation in the first support layer, reduction of 57% of chemical oxygen demand, 68% of Kjeldahl nitrogen, 57% of total phosphorus, 58% of total solids and 63% for *Escherichia coli* was observed. Thus, TEvap is a promising alternative for blackwater treatment for single household.

Keywords: Ecological Sanitation; rural sanitation; blackwater; decentralized wastewater treatment; individual sewage treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esquema do Tanque de Evapotranspiração, composição das camadas e esquema de funcionamento indicado pelas setas.	25
Figura 2: Localização do Acampamento Emiliano Zapata, local de implantação do TEvap.	32
Figura 3: Implantação do TEvap, escavação da trincheira, execução do fundo e paredes	36
Figura 4: Implantação do TEvap, tanque séptico, camada de brita, manta geotêxtil e camada de areia	37
Figura 5: Vista em planta do TEvap, detalhe construtivo das camadas	38
Figura 6: Detalhe em planta dos pontos de amostragem do TEvap.	41
Figura 7: Esquema ilustrativo do TEvap implantado em corte, com os dutos de amostragem.	42
Figura 8: Caixa de Inspeção (Pi)	43
Figura 09: Gráfico de variação média da temperatura do líquido no interior do TEvap, nas camadas de areia (a), brita (b) e tanque séptico (c) em função do período de monitoramento experimental	64
Figura 10: Gráfico de variação média do (OD) do efluente no interior do TEvap, nas camadas em função do período de monitoramento experimental.	65
Figura 11: Gráfico de variação média do (OD%) do efluente nas camadas em função do período de monitoramento experimental.	66
Figura 12: Gráfico de Boxplot da variação de DQO no interior do tanque (pontos c) em função do período de monitoramento experimental	68
Figura 13: Gráfico de Isolinhas de DQO, representa as médias por ponto no interior do tanque ao longo do período de monitoramento experimental	69
Figura 14: Gráfico de Boxplot da variação do P_{total} no interior do tanque (pontos c) em função do período de monitoramento experimental	70
Figura 15: Gráfico de Isolinhas do P_{total} , representa as médias por ponto no interior do tanque ao longo do período de monitoramento experimental	70
Figura 16: Gráfico de boxplot da variação de NTK no interior do tanque (pontos c) em função do período de monitoramento experimental	71

Figura 17: Gráfico de Isolinhas de NTK, representa as médias por ponto no interior do tanque ao longo do período de monitoramento experimental	72
Figura 18: Gráfico de Boxplot da variação de DBO no interior do tanque (pontos c) em função do período de monitoramento experimental	73
Figura 19: Gráfico de Boxplot da variação de <i>E. coli</i> no interior do tanque (pontos c) em função do período de monitoramento experimental	74
Figura 20: Gráfico de Boxplot da variação dos ST no interior do tanque (pontos c) em função do período de monitoramento experimental	76
Figura 21: Esquema ilustrativo das distâncias mínimas em relação ao TEvap.....	78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Resumo de pesquisas para o TEvap	29
Tabela 2: Volume útil de tratamento do TEvap medido pela adição de água.	39
Tabela 3: Quantitativo dos materiais utilizados para execução do TEvap, com os preços conforme aquisição do dia 27/06/2019	40
Tabela 4: Análises físico-químicas e microbiológicas realizadas nas amostras do TEvap.	45
Tabela 5: Sistema de tratamento de águas negras e cinzas adotados pelas famílias do Zapata	47
Tabela 6: Resultados dos parâmetros analisados na primeira condição do dia 30/07/2019 e na segunda condição de 07/10/2019 experimentais, médias \pm desvios padrões (número de amostras) para as águas negras no ponto (Pi) e para águas negras em tratamento no interior do tanque séptico pontos (c) – amostras brutas	50
Tabela 7: Eficiência do sistema no interior do tanque séptico, comparando os dados da 6ª coleta do dia 18/01/2020, com os resultados das coletas anteriores.	56
Tabela 8: Resultados dos parâmetros analisados na entrada do TEvap, médias \pm desvios padrões (número de amostras) para as águas negras no ponto (Pi) – amostras brutas, comparadas com os resultados de outros autores.	59
Tabela 9: Resultados dos parâmetros analisados, demonstram as médias e os desvios padrões (número de amostras) para o efluente no interior do tanque séptico (pontos c) e os resultados para os afluentes - amostras brutas.....	63

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 OBJETIVO GERAL	12
2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	12
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
3.1 ÁGUA	13
3.2 SANEAMENTO BÁSICO	14
3.3 SISTEMAS CONVENCIONAIS DE TRATAMENTO DE ESGOTO	17
3.4 SISTEMAS INDIVIDUAIS CONVENCIONAIS DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO	19
3.5 SISTEMA ALTERNATIVO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS NEGRAS DE DOMICÍLIOS RURAIS POR TANQUE DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO	21
4 MATERIAL E MÉTODOS	32
4.1 LOCAL DE INSTALAÇÃO DO TANQUE DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO	32
4.2 CONFIGURAÇÃO DO TEVAP INSTALADO NA ASSOCIAÇÃO EMILIANO ZAPATA	34
4.3 CONFIGURAÇÃO DO TEVAP EXPERIMENTAL	40
4.4 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL, AMOSTRAGEM E ANÁLISES REALIZADAS	44
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
5.1 ASPECTOS GERAIS DO TEVAP NO ACAMPAMENTO ZAPATA	47
5.2 DESEMPENHO DO TEVAP DURANTE O INÍCIO DE OPERAÇÃO	49
5.2.1 Primeira condição	51
5.2.2 Segunda condição	53
5.3 COMPOSIÇÃO DAS ÁGUAS NEGRAS NO PERÍODO EXPERIMENTAL	58
5.4 MONITORAMENTO TEMPORO-ESPACIAL NO TANQUE SÉPTICO	61
5.4.1 Temperatura	64
5.4.2 Oxigênio dissolvido	65
5.4.3 Oxigênio dissolvido porcentagem da saturação	65
5.4.4 Demanda química de oxigênio	66
5.4.5 Fósforo total	69

.....	70
5.4.6 Nitrogênio orgânico e amoniacal	71
5.4.7 Demanda bioquímica de oxigênio	72
5.4.8 <i>Escherichia coli</i>	73
5.4.9 Sólidos Totais.....	75
5.5 DIMENSIONAMENTO E OPERAÇÃO DO TEVAP	77
6 CONCLUSÕES	83
7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	84
REFERÊNCIAS	86

1 INTRODUÇÃO

O produtor rural se encontra essencialmente sozinho, sendo o único responsável pela disponibilidade e gerenciamento de água de maneira racional e sustentável do recurso (SEIFFERT, 2011). De modo geral, as diversas políticas públicas governamentais, com o objetivo de universalizar o acesso ao saneamento, não se aplicam ao meio rural eis que inviável o uso de sistemas centralizados de tratamento de esgoto com redes coletoras e distribuição de água devido à complexidade construtiva e da baixa concentração de pessoas em uma mesma área (RESENDE et al., 2018).

De acordo com Silva e Nour (2005), os esgotos de origem sanitária são lançados sem o devido tratamento nos corpos d'água mais próximos da propriedade rural ou são tratados por fossas sépticas. O IBGE, aponta que cerca de 75% dos esgotos gerados nas residências rurais são lançados em fossas rudimentar ou fossa séptica e sumidouro (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2015).

Ocorre que estes sistemas, quando mal dimensionados e confeccionados, podem provocar contaminação do solo. Se dispostos em áreas de nível freático alto, também são potenciais poluidores das águas subterrâneas da propriedade, pela infiltração de poluentes e patógenos (CALDERÓN-VALLEJO et al., 2015).

Deste modo, é de vital importância o desenvolvimento de soluções descentralizadas (LAM et al., 2015) e tecnológicas de baixo custo que venham atender às reais necessidades e particularidades da população rural (RESENDE et al., 2018).

A presente pesquisa propõe o estudo de um sistema simples, porém completo, chamado de TEvap (Tanque de Evapotranspiração) ou Bacia de Evapotranspiração (BET), que combina camadas sequenciais de um reator anaeróbio, seguido de filtro biológico e zona de raízes (GALBIATI, 2009; VIEIRA, 2010; BENJAMIN, 2013; PAULO et al., 2019; FIGUEIREDO et al., 2019).

Trata-se de um sistema simples de fácil construção, que utiliza materiais reciclados, de fácil manutenção e eficiente no tratamento de esgoto (GALBIATI, 2009).

Na camada superior há o cultivo de plantas que são responsáveis pela evapotranspiração da água para atmosfera, completando o ciclo sem a geração de

efluente, ou seja, de descarga zero de esgoto tratado, desde que bem dimensionado e executado com técnicas construtivas adequadas.

O TEvap está sendo adotado em diversas localidades no Brasil e em diversos municípios no estado do Paraná, principalmente nas áreas rurais, como alternativa para o tratamento de águas negras.

Embora que implantado há duas décadas no Brasil, seu dimensionamento é empírico e ainda existem diversas lacunas quanto a sua concepção, tais como; nas características construtivas do sistema, da eficiência do sistema sob diferentes condições climáticas e, principalmente, à ausência estudos de longo prazo.

Com o objetivo de aprofundar a despeito do potencial deste sistema como alternativa viável para o saneamento rural no Brasil, o presente estudo monitorou um TEvap, durante um período de 6 meses. O sistema foi implantado em escala real no salão comunitário de uma associação rural, no município de Ponta Grossa (PR). Durante esse período, foi avaliado o impacto que cargas concentradas proporcionaram no interior do sistema e seu impacto ao longo do tempo. Nesse contexto foi proposto técnicas construtivas para o sistema e sugestões quanto a particularidades que devem ser adotadas para construção da tecnologia.

2 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar um Tanque de Evapotranspiração como sistema alternativo e descentralizado para o tratamento de esgoto sanitário.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos deste trabalho foram:

- Projetar, planejar e implantar em escala real o Tanque de Evapotranspiração em uma Associação de uma comunidade rural no município de Ponta Grossa – PR;
- Avaliar o início da operação ou a fase inicial de funcionamento do Tanque de Evapotranspiração em regime alimentação descontínuo;
- Avaliar temporalmente e espacialmente o sistema por meio de análises físico-químicas e biológicas quanto a alguns parâmetros;
- Sugerir adequações técnicas do sistema como diretrizes de dimensionamento e operação do Tanque de Evapotranspiração.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 ÁGUA

A água é o recurso natural mais vital do planeta, crucial à saúde humana e, portanto, o mais susceptível a impor limites ao desenvolvimento de populações e atividades diversas (HELLER, 1997). Além disso, a água sustenta os ecossistemas e climas, que, por sua vez, preservam e mantêm nosso mundo construído e o natural (THE WORLD'S WATER CHALLENGE, 2017).

A relativa abundância de água não necessariamente sugere que haja água em quantidade e qualidade adequadas para atender às necessidades humanas básicas (THE WORLD'S WATER CHALLENGE, 2017), como; abastecimento público, irrigação e produção de alimentos, além de ser insumo capital para indústria e geração de energia. Trata-se de recurso essencial para oferecer padrão de qualidade de vida à população.

No final do milênio, Rebouças (1999) alertou que a água de beber perdeu sua característica de recurso renovável. Este aponta que a degradação dos mananciais atingiu níveis alarmantes devido ao crescimento acelerado da urbanização em associação ao lançamento de efluentes não tratados aos rios, consequências da industrialização das cidades a partir da década de 70.

Ademais, praticamente toda atividade humana resulta em contaminação e poluição deste recurso. Mais de 80% das águas residuais do mundo eram e, provavelmente, continuam sendo descartadas de volta aos rios, riachos e oceanos sem qualquer tipo de tratamento, causando danos generalizados, desequilíbrios aos ecossistemas e contaminando fontes essenciais de água (WWAP, 2017). Neste contexto, é manifesta a restrição ao acesso a água de qualidade, devido a contaminação de aquíferos e áreas costais, as mudanças climáticas e em razão a outros fatores que ficam evidenciados em locais superpopulosos (NGUVAVA et al., 2019; ZIADI et al., 2019).

Outro agravante relacionado a contaminação dos cursos d'água, é o efeito adverso nos aspectos social, econômico, cultural e, principalmente, na saúde humana (LEMES

et al., 2008; SATTERTHWAITTE, 2016; REID et al., 2019). A poluição dos cursos d'água é um desafio global, tanto para os países em desenvolvimento quanto para os países desenvolvidos, que vem se intensificando ao longo dos anos, causando prejuízos de todas as ordens (MATEO-SAGASTA; ZADEH; TURRAL, 2017).

As consequências de resíduos lançados diariamente no ambiente, podem gerar consequências negativas e muitas vezes irreversíveis à saúde humana e ambiental (VARNIER; HIRATA, 2002). O lançamento de resíduos domésticos indiscriminadamente nos cursos d'água, como forma de destino final (LIMA, 1995) proporciona poluição biológica devido a elevada contagem de coliformes fecais e a presença de resíduos que possam produzir transformações biológicas consideráveis, influenciam diretamente a qualidade de vida dos seres que habitam o meio aquático.

No que concerne à saúde infantil, está é, de modo geral, afetada drasticamente por excremento humanos quando administrados de forma inadequada, além de que agravam a qualidade do ar, contaminam a água superficial e subterrânea, solos, alimentos e contribuem para proliferação de vetores responsáveis por diversas doenças (RAY et al., 2019).

Preservar esse recurso natural é fundamental para existência da vida humana no planeta. Para tanto, são necessários esforços de esfera global. Entretanto, o cenário global ainda é alarmante no contexto do saneamento básico, é vulnerável aos interesses governamentais e carece de investimentos públicos.

3.2 SANEAMENTO BÁSICO

De acordo com a Organização das Nações Unidas (ONU) e a Organização Mundial da Saúde (OMS) em 2018, no planeta, 2,2 bilhões de pessoas, o equivalente a três a cada 10 pessoas, eram desprovidas de água potável e 4,2 bilhões, 6 a cada 10 pessoas, não tinham acesso a saneamento básico (WHO; UNICEF, 2019). Aproximadamente 2,4 bilhões de pessoas não dispõem de acesso a instalações sanitárias adequadas, como vasos ou latrinas. Além disso, 14% da população mundial (1 bilhão de pessoas) carece de alguma forma de instalação sanitária. Interessante destacar que desse total 90% viviam em áreas rurais (WHO; UNICEF, 2019).

A falta de disposição adequada de esgoto sanitário, a ausência ao acesso a água potável, saneamento básico e higiene precária tendem a promover níveis elevados de exposição e contaminação com infecções microbianas, doenças diarreicas, tracoma, esquistossomose, hepatite, entre outros (WHO; UNICEF, 2019; RESENDE et al., 2018).

O saneamento básico tem potencial para prevenir pelo menos 9,1% das doenças no mundo e reduzir em 6,3% do total de mortes (PRÜSS-ÜSTÜN et al., 2008).

O acesso à água e ao saneamento básico já foram reconhecidos como direitos de todos os seres humanos (ONU, 2010). Entretanto, trata-se de conceito em construção, que não tem sido abordado e interpretado de maneira consensual, seja nas esferas políticas, públicas ou privadas (BROWN; NEVES-SILVA; HELLER, 2016).

Neste contexto de déficit global, a situação na área rural é ainda mais debilitada no que se refere ao tratamento de efluentes doméstico. A OMS em 2015, alertou que em escala global, 7 em cada 10 pessoas não tem acesso a saneamento básico no meio rural (WHO; UNICEF, 2019). Problema também presente nos países considerados desenvolvidos, onde o tratamento do efluente doméstico no meio rural é precário ou até mesmo inexistente (MOLINOS-SENANTE et al., 2014).

No Brasil o cenário também é preocupante, o índice de atendimento total com rede de esgotos em 2019, é igual a 54,1%, sendo o índice urbano de 61,9% (SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS, 2020). Outra pesquisa, mostram índices mais preocupantes, onde a parcela efetivamente atendida com coleta e tratamento dos esgotos representa 46,5% da população urbana brasileira (AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA, 2020).

Se a situação urbana não é nada satisfatória, a situação rural é ainda mais problemática, aproximadamente 96% da população rural no Brasil não tem rede coletora de esgoto (LAM et al., 2015; CRISPIM et al., 2010). Na Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD), no meio rural, observou-se que somente 5,1% da população está interligada a redes coletoras de esgoto. Cerca de 49,9% dos domicílios utilizam fossa rudimentar, 26,2% possuem fossa séptica e sumidouro, 11,4% não dispõem de nenhuma solução ou tratamento, 7,4 possui outra forma de

tratamento (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2015).

A ausência de redes coletora de esgoto na zona rural faz com que sua população seja compelida a gerenciar seu efluente doméstico. Ocorre que, em razão da falta de conhecimento, ausência de políticas públicas voltadas para saneamento rural e/ou renda familiar baixa, acabam por adotar práticas convencionais de tratamento apontadas pelo levantamento do IBGE. Fato que acarreta soluções de sistemas de tratamento precários, ineficientes ou até mesmo inexistente, causando impactos ambientais e problemas de saúde.

Não há dúvidas que o acesso ao saneamento básico é, em diversos casos, privilégio exclusivo de determinados grupos populacionais. Fato decorrente de estruturas inadequadas, inexistente e por conta de falta de políticas públicas (THE WORLD'S WATER CHALLENGE, 2017).

Saneamento básico é compreendido como problema estrutural das políticas públicas em países de renda média e baixa. E inexistente sem políticas públicas e recursos financeiros estatais (MCGRANAHAN, 2015). Ocorre que, o investimento e financiamento público esbarra em esferas de interesses governamentais e na disponibilização de recursos (DE SOUSA; COSTA, 2013).

Posto isso, no meio rural, melhorar a gestão dos recursos hídricos e buscar a conservação da água doce, visando seu uso de forma racional, integrada e otimizada nos múltiplos usos é essencial a fim de mitigar impactos e poluição dos cursos hídricos (BHATIA; BHATIA, 2006). Eliminar problemas sanitários relacionados a doenças de veiculação hídrica, promove desenvolvimento social, econômico, estimula a economia e promove significativa melhoria na qualidade de vida. Como consequência, estimula positivamente a geração de empregos e renda na população rural que depende primordialmente de água de qualidade para diversos usos (BHATIA; BHATIA, 2006). No Brasil ao longo dos anos, foram criadas diversas políticas públicas com o objetivo de universalizar o acesso ao saneamento (RESENDE et al., 2018). Os autores citam que uso dos sistemas centralizados de tratamento de esgoto com redes coletoras e distribuição de água é inviável no meio rural. Impedimento que se deve à complexidade construtiva e da baixa concentração de pessoas em uma mesma área.

Defende ainda políticas e tecnologias de baixo custo que venham atender às reais necessidades e particulares da população rural.

3.3 SISTEMAS CONVENCIONAIS DE TRATAMENTO DE ESGOTO

De modo geral, uma Estação de Tratamento de esgoto (ETE) objetiva a redução da matéria orgânica, dos microrganismos patogênicos, dos sólidos em suspensão e, em circunstâncias especiais, dos nutrientes presentes nos esgotos sanitários provenientes de centros urbanos (ANA, 2017).

Existem diferentes tecnologias e sistemas de tratamento de esgoto, estes são classificadas conforme métodos de tratamento que utilizam: sistema de lagoas, lodos ativados, tratamento químico e biológico, reatores anaeróbios, processos simplificados ou miscelânea de processos (ANA, 2020)

A escolha do processo de tratamento está relacionada a diversos fatores de aspectos econômicos, sociais, operacionais, da disponibilidade de área e até dos anseios da comunidade, esses inter-relacionados com às exigências ambientais, de saúde pública e/ou legais, assim como às características do corpo receptor e da legislação vigente (ANA, 2017).

A norma que rege o padrão de lançamento de efluente tratado em corpos d'água no Brasil é a resolução número 430, de 2011 (Conselho Nacional do Meio Ambiente). Esta estabelece padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores. Entretanto, a resolução é branda e não estabelece valores mínimos para diversos parâmetros (BRASIL, 2011).

Dentre as diversas tecnologias de (ETE), variam-se os custos de implantação, manutenção e complexidade de operação (VAN LIER; LETTINGA, 1999). Sendo assim, pode ser inviável a implantação de certos sistemas em áreas rurais e pequenas comunidades. Ainda, Davis (2008) discutem que as ETE convencionais são questionáveis em razão dos grandes investimentos necessários para implantação e manutenção desses sistemas.

Alguns autores apontam a desvalorização dos resíduos humanos, em virtude dos tratamentos convencionais (GALBIATI, 2009; LARSEN et al., 2016;

POORTVLIET, 2017). As fezes e urina são fontes de nitrogênio (em forma de uréia), fósforo (como superfosfato) e potássio (na forma iônica) que, nas formas apontadas, são ideias para serem absorvidos pelas plantas (ESREY et al., 1998).

O suprimento de alimentos depende desses nutrientes (N, T, K), assim como a água, porém, representam fator limitante universal para a produção de biomassa, porém são recursos finitos e de disponibilidade limitada (CORDEL et al., 2009; POORTVLIET et al., 2018).

O fósforo provê da extração da crosta terrestre em número limitado de países e, assim, sua obtenção insere-se em contexto de geopolítica internacional. Já as fontes de nitrogênio para fabricação de fertilizantes requerem o uso de petróleo para sua síntese (CORDEL et al., 2009; KAHILUOTO et al., 2014).

Além do desperdício de nutrientes, emissão de cargas residuais poluentes, desperdício de água das ETE convencionais, outros riscos reais, até então desconhecidos, em decorrência do despejo, com ou sem tratamento, são os contaminantes emergentes ou micropoluentes, encontrados em escalas alarmantes nos recursos hídricos superficiais (SCHWINDT et al., 2014; MATAMOROS et al., 2016).

No Brasil, de modo geral, os sistemas convencionais de tratamento de esgotos não são adaptados para remover nutrientes como fósforo e nitrogênio, nem micropoluentes, tais como resíduos farmacêuticos, hormônios, produtos de beleza, cafeína, pesticidas agrícolas entre outros, que representam riscos ainda pouco conhecidos para o meio ambiente, vida aquática e a saúde humana em razão da escassez de estudos científicos na área (ALVAREZ-RUIZ; PICÓ, 2019).

Apesar de tudo, o saneamento básico, no contexto do tratamento de esgoto sanitário, é uma ferramenta importante na mitigação ou reversão dos impactos negativos causados pelo homem no meio ambiente (FEWTRELL, 2001).

Deste modo, faz-se necessário estudos mais aprofundados, que ponderem os diversos aspectos característicos das comunidades mais remotas, sem acesso aos serviços de coleta e tratamento de esgotos sanitários.

3.4 SISTEMAS INDIVIDUAIS CONVENCIONAIS DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

No tratamento de esgoto sanitário existe duas variantes: os sistemas coletivos e os sistemas individuais. Em algumas localidades como, regiões pouco desenvolvidas, com peculiaridades topográficas, em áreas rurais com residências isoladas e entre outros aspectos socioeconômicos e culturais, é inviável o uso de soluções coletivas (DA SILVA; DOS SANTOS, 2008). Nesses casos, os sistemas individuais de tratamento de esgoto são os indicados, compreendidos como aqueles que pressupõem a solução no local, usualmente adotados para atendimento unifamiliar, embora possam também atender a um certo número de residências próximas entre si (VON SPERLING, 2005).

Na solução individual as excretas humanas geradas na residência são lançadas em fossas e infiltradas no solo. Esta solução pode funcionar de maneira satisfatória se a densidade de ocupação for baixa (como ocorre no meio rural) e se o solo apresentar boas condições de infiltração (VON SPERLING, 2005). Porém, como discutido anteriormente, a disposição de esgoto sanitário em fossas seguidas de sumidouros pode ocasionar contaminações por microrganismos patogênicos se o nível da água subterrânea não se encontre a uma profundidade adequada.

A fossa séptica é um sistema de tratamento do esgoto de dejetos humanos, sendo seu conteúdo, a matéria orgânica biodigerida por processos anaeróbios, seu intuito é substituir o esgoto a céu aberto. Pode ser composta por caixas herméticas de polietileno sequenciais impermeáveis e tampadas (DA COSTA CINTHIA; GUILHOTO, 2014).

A fossa negra ou fossa rudimentar é amplamente utilizada como alternativa nas regiões rurais devido sua simplicidade construtiva e baixo custo de implantação (FUNASA, 2015). Porém é a menos segura, trata-se de uma escavação profunda, que recebe os dejetos humanos e outros tipos de águas das residências, sem nenhum tipo de revestimentos nas paredes e na sua base, onde o seu fundo pode se aproximar ou entrar em contato com lençol freático, contaminando e até mesmo poluindo rios, lagos aquíferos e solo (SOUZA, 2015).

Portanto, são potenciais poluidores das águas subterrâneas da propriedade, pela infiltração de poluentes e patógenos (CALDERÓN-VALLEJO et al., 2015). Outro problema iminente, está relacionado à proximidade entre a disposição final dos efluentes domésticos, oriundos dessas fossas negras, com a captação de água das propriedades, podendo ocasionar, conseqüentemente, a contaminação dos poços e/ou nascentes, fontes relevantes de água potável (TONETTI, 2010).

O efeito antagônico do lançamento de resíduos domésticos indiscriminadamente nos cursos d'água, como forma de destino final, pode causar assoreamento, aumento da turbidez e variação do gradiente de temperatura, causando a quebra do ciclo vital das espécies. A poluição biológica das águas, se traduz pela elevada contagem de coliformes fecais e pela presença de resíduos. Que podem produzir transformações biológicas consideráveis e influenciar diretamente a qualidade de vida dos seres que habitam o meio aquático ou dele tiram o seu sustento (LIMA, 1995).

Não obstante, o saneamento básico é uma ferramenta importante na mitigação ou reversão dos impactos negativos causados pelo homem no meio ambiente (PHILIPP, 2005).

Dentro desse contexto, a precarização do tratamento de efluentes doméstico aliado a necessidade de novos conceitos para o saneamento, sistemas como o *Ecological Sanitation (EcoSan)* (ESREY et al., 1998) e o *New Sanitation* (HERNANDEZ-LEAL et al., 2017; LONDONG, 2013) vem ganhando pauta. Esses conceitos têm como objetivo atender as questões socioeconômicas, visando a recuperação máxima de energia, águas residuárias e a prevenção da poluição, bem como a contaminação do lençol freático e do solo (WERNER et al., 2009).

O *EcoSan* é uma filosofia de abordagem alternativa, uma reconceituação do saneamento que visa o saneamento sustentável (HAQ; CAMBRIDGE, 2012; LANGERGRABER; MUELLEGGER, 2005). Tratam-se de sistemas descentralizados de tratamento que consistem em ciclos fechados de reciclagem de nutrientes, matéria orgânica e água.

Conforme definido na NBR 13.969 (ABNT, 1997), sistema local ou descentralizado de tratamento de esgotos é aquele onde as distâncias entre as fontes

geradoras de esgotos, seu tratamento e disposição final são próximas entre si, não necessitando normalmente de rede coletora extensa, coletor-tronco, poços de visita, emissários, estações elevatórias, etc.

O *New Sanitation* segue os mesmos princípios e abordagens do EcoSan, com sistemas de tratamento *in loco* de águas residuais (POORTVLIET, 2017), prezando pelo uso sustentável da água, com utilização, por exemplo, de sanitários a vácuo, minimizando o consumo de água e concentrando o efluente (DE WILT et al., 2016).

Essas concepções preconizam a separação no local das águas cinzas e negras, oferecendo outras opções de tratamento em separado (VINNERAS, 2006), economia de energia para o tratamento centralizado e transporte do efluente, aproveitamento da energia renovável do metano gerado (quando o sistema de tratamento é o processo anaeróbio de digestão) (RITTMANN, 2013).

As águas residuárias geradas nas residências são classificadas em dois grupos, as águas negras e as águas cinzas. Águas negras que são caracterizadas por águas residuais proveniente dos vasos sanitários, contendo basicamente fezes, urina e papel higiênico. As águas cinzas, caracterizada por águas residuais, provenientes dos demais pontos de consumo de água, como lavatórios, chuveiros, pias de cozinha, máquina de lavar roupa e tanque (ALLEN; CHRISTIAN-SMITH; PALANIAPPAN, 2010; TERVAHAUTA et al., 2013).

As águas negras geradas nas residências rurais, sem o tratamento adequado e tolhidas da destinação correta, desencadeiam doenças aos agricultores familiares, afetando, especialmente, os pequenos agricultores. Como alternativa aos sistemas convencionais, sistemas descentralizados de tratamento de efluente, tem potencial de implantação em áreas rurais e periurbanas.

3.5 SISTEMA ALTERNATIVO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS NEGRAS DE DOMICÍLIOS RURAIS POR TANQUE DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO

Como alternativa em potencial para implantação de sistemas descentralizados de tratamento de efluentes, zonas úmidas ou zonas de raízes são utilizadas em áreas rurais nos países em desenvolvimento. Comparado aos sistemas convencionais,

possuem vantagens como: baixo custo de implantação e operação, facilidade operacional, ausência da necessidade de requisitos energéticos e a satisfatória eficiência na remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes (VON SPERLING, 2013).

Esses sistemas imitam processos naturais, que ao longo das décadas vem apresentado eficiência na decomposição de matéria orgânica em diversos países (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2009).

Nas zonas úmidas, a decomposição é feita por processos microbianos aeróbios e anaeróbios, bem como por sedimentação e filtração de matéria orgânica particulada. As plantas são a parte fundamental do sistema, conforme reportado em diversos estudos (ZURITA, 2009; LANA et al., 2013).

Essas têm influência direta na biodegradação de nutrientes, matéria orgânica e sólidos, assim como a associação com o aumento da nitrificação e favorecimento de crescimento de microrganismos (LANA et al., 2013).

Nesse sistema as plantas absorvem os compostos orgânicos produzidos pela decomposição anaeróbia dos dejetos e filtram os gases poluidores que são emitidos no processo. Desse modo, inibem a contaminação do solo e, conseqüentemente, dos mananciais (GALBIATI, 2009).

Os sistemas de zonas de raízes, segundo o estudo comparativo de diferentes estações de tratamento (MOLINOS-SENANTE et al., 2014), são apresentados, também, como a tecnologia mais sustentável, levando em consideração parâmetros econômicos e sociais. Assim como as zonas úmidas, apresentam boa eficiência em comparação as ETE convencionais na remoção de alguns micropoluentes, como a cafeína, fármacos e produtos de beleza (HIJOSA-VALSERO et al., 2010).

As zonas úmidas de fluxo subterrâneo foram avaliadas como pós tratamento de reatores anaeróbio de fluxo ascendente (UASB). Os autores observaram que o sistema cultivado com *Typha latifolia* removeu 94% de matéria orgânica, 70% de fósforo e 40% de nitrogênio (DA COSTA et al., 2015).

Outro sistema que alguns autores descrevem é o Tanque de Evapotranspiração, composto parcialmente por zona de raízes (ALCOCER et al., 2015; PAULO et al., 2013). Esse sistema tem ganhado foco em diversas regiões no

Brasil e foi objeto de estudo por alguns autores (PAULO; BERNARDES, 2008; RODRIGUES et al., 2016; PERJESSY, 2017; ATHAYDE et al., 2018).

O Tanque de Evapotranspiração, conhecido pela sigla (TEvap), é um sistema adaptado, da ideia original atribuída ao permacultor americano Tom Watson, conhecido por Watson Wick (GALBIATI, 2009). Essa tecnologia é popularmente conhecida na literatura como: Ecofossa, Fossa Verde, Fossa Bioséptica, Fossa Evapotranspiradora, Fossa de Bananeira e Canteiro Bio-séptico (FIGUEIREDO; SANTOS; TONETTI, 2018). Esse conceito foi originalmente introduzido no Brasil em 2000, por um permacultor e arquiteto estadunidense Scott Pitman, então difundido por Pamplona e Venturi (2004).

O conceito de Permacultura ou Cultura Permanente, foi desenvolvido na década de 70 por dois professores universitários australianos: David Holmgren e Bill Mollison (HOLMGREN; MOLLISON, 1978).

A Permacultura é um sistema de gestão alternativo que se baseia no planejamento e implantação de sistemas simples, integrados e sustentáveis para criar e gerir sistemas humanos. Dentro dela encontra-se a área de saneamento ecológico (GALBIATI, 2009).

Os autores defendem que o TEvap é um sistema alternativo e descentralizado para tratamento de efluentes doméstico, é sustentável, ecológico, de baixo custo de implantação e de fácil manutenção, concebido para receber efluentes doméstico de águas negras, oriundas exclusivamente de vasos sanitários (MANDAI, 2006; PERJESSY, 2017).

No Brasil o sistema vem sendo implantado há alguns anos, em especial, por permacultores em Santa Catarina e no Distrito Federal. Mais de 100 unidades já foram implementadas em todo o país e tem elevada taxa de aceitação dos usuários (PAULO et al., 2019). Porém, carece de estudos científicos, no âmbito de entender o comportamento desse sistema e estimar sua eficiência (ATHAYDE et al., 2018).

Trata-se de sistema complexo composto por diferentes camadas com fluxo ascendente, sendo, de baixo para cima, compreendido por um decanto-digestor enterrado (impermeável e fechado nas laterais e fundo), um filtro anaeróbio (composto

por areia fina e brita) e, por fim, uma zona de raízes (FUNASA, 2018). A principal característica do tanque é a não geração de efluente, ou seja, não há descarga.

O TEvap é baseado em dois processos naturais, a decomposição e a evapotranspiração.

A decomposição baseia-se na entrada de água negra na câmara de recepção ou tanque séptico localizada na parte inferior do tanque. Esta camada é composta por pneus inservíveis de carro de passeio dispostos horizontalmente em fila de forma a promover um túnel no comprimento do TEvap descrito por (PAULO et al., 2013; PAULO et al., 2019).

Ainda segundo os mesmos autores, a matéria orgânica sólida é retida no interior da câmara e fermentada por digestão anaeróbia, reduzindo sua concentração. O efluente preenche os vazios dos pneus, percorre os espaços e perfurações entre eles ocupando lacunas. Na sequência, a água residuária passa, por fluxo ascendente, para a próxima camada superior composta de entulho (material cerâmico e brita) naturalmente colonizado por bactérias que complementam a digestão.

À medida que o nível de água dentro do sistema aumenta, o efluente percola por fluxo ascendente as camadas superiores compostas por filtro de brita e areia fina, onde ocorre a mineralização e a absorção de nutrientes por microrganismos facultativos. Quando os níveis de água atingem a última camada, que é a zona de raízes composta por solo local e vegetais, a água residuária alcança à superfície e, assim, é eliminada do sistema de forma natural, por evaporação, vento e calor (PAULO et al., 2013; PAULO et al., 2019).

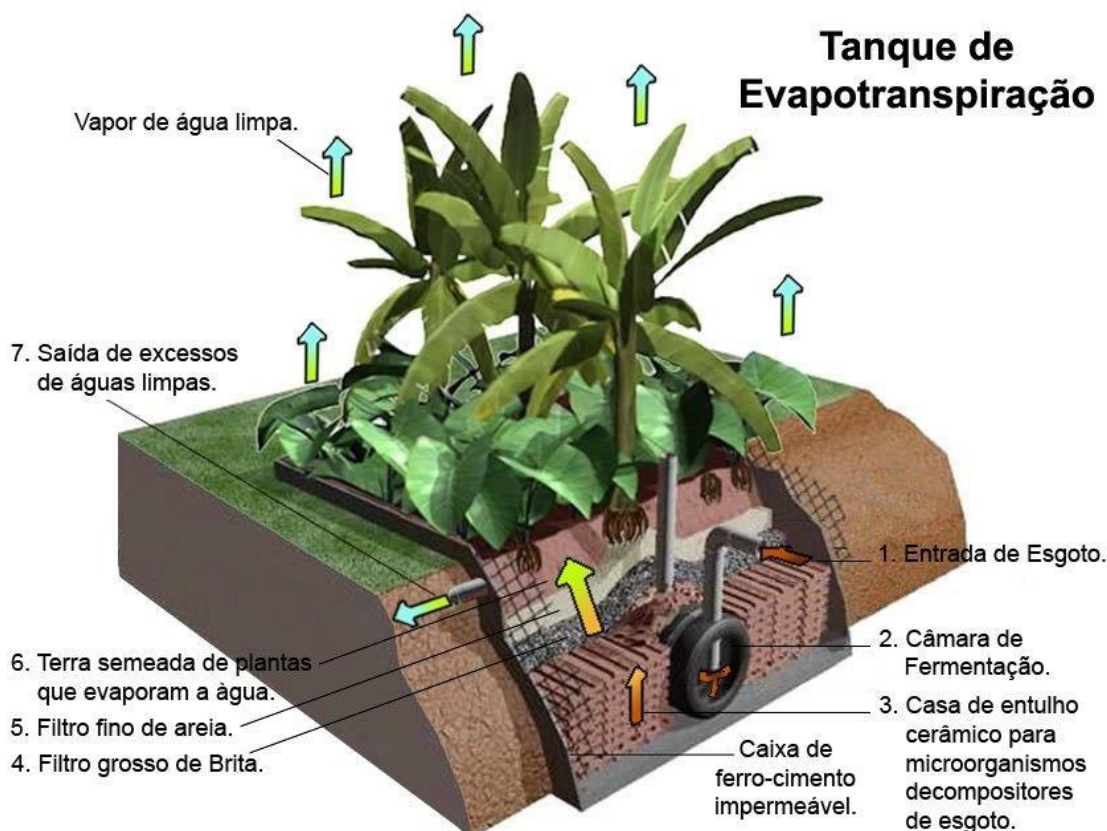
A temperatura ambiente parece ser um fator bastante importante nestes sistemas, especialmente porque afeta a evapotranspiração das folhas da parte aérea das plantas (PAPAEVANGELOU; GIKAS; TSIHRINTZIS, 2012).

O TEvap, suas camadas e esquema de funcionamento descritos estão representados na Figura 1.

O processo de evapotranspiração, decorre da transpiração das plantas, as quais, devem possuir como características alta demanda por água e folhas largas (GALBIATI, 2009; ALCOCER et al., 2015).

As raízes das plantas são parte fundamental do sistema responsáveis pelo tratamento final do sistema, que absorvem a água e é por meio da transpiração das folhas que ocorre a transição da água para a atmosfera (VIEIRA, 2010).

Figura 1: Esquema do Tanque de Evapotranspiração, composição das camadas e esquema de funcionamento indicado pelas setas.



Fonte: Adaptado de Galbiati (2009).

Dentre as espécies as mais recomendadas estão a banana (*Musa sp*), o mamão (*Carica papaya*), o inhame (*Dioscorea spp*) e a taioba (*Xanthosoma*) (PAMPLONA; VENTURI, 2004). Existem ainda a possibilidade espécies ornamentais, tais como copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica*); maria sem-vergonha (*Impatiens walleriana*); lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*); caeté banana (*Heliconia farinosa*), junco (*Ziznopsis bonariensis*) e beri (*Canna sp*) (EMATER/FBB, 2016).

Em relação ao consumo de água pelas plantas, a necessidade diária depende da integração de diferentes fatores, tais como sua fase fenológica, as variáveis físicas

da cultura e as condições do ambiente (COELHO et al., 2012). A bananeira (*Musa sp*) apresentou valores de consumo médio diário que variaram de 27 a 36 litros por planta em diferentes ciclos de produção em Petrolina (PE) (BASSOI et al., 2001).

Nesse sistema a vegetação na camada de raízes se desenvolve em busca, além da água, de nutrientes provenientes das águas negras decompostos nas camadas subjacentes em estado ideal para serem absorvidos pelas plantas: o nitrogênio em forma de ureia, fósforo como fosfatos e potássio na forma iônica (KIRCHMANN et al., 1995).

Os nutrientes presentes no efluente que atingem a camada da zona de raízes são removidos através de incorporação na biomassa das plantas, completando o ciclo sem descarga final do efluente ao ambiente (PAULO et al., 2013).

Assim, previne a contaminação do solo e dos cursos d'água, em decorrência de efluentes não tratados e não gera odores desagradáveis. Nessa concepção o efluente deve permanecer dentro do sistema. No entanto, se mal projetado pode propiciar infiltração e, em ocasiões excepcionais, de sobrecarga hidráulica extravasar (GALBIATI, 2009).

Os resultados obtidos com a instalação desse sistema contribuem para amenizar o problema da falta de saneamento na zona rural e proporciona melhor qualidade de vida as famílias atendidas, integrando-as ao conhecimento de técnicas não convencionais de tratamento de efluentes (PAULO; BERNARDES, 2008; PERJESSY, 2017; ATHAYDE et al., 2018). Este cenário promove o desenvolvimento e a ampliação da consciência ecológico-ambiental, a sustentabilidade em dimensões culturais, econômicas, e o bem-estar social, da mesma maneira que oportuniza terra fértil, com produção de frutos e ervas.

Pela sua versatilidade Paulo et al. (2013) defendem, também, a implantação do TEvap em residências urbanas.

Outra vantagem do TEvap é a independência de um tratamento preliminar como grades e desarenador, reduzindo o custo de implantação. Este sistema, além do mais, exige pouca manutenção, sendo necessário serviço de jardinagem, como podas eventuais, retirada de partes secas de plantas, remoção de mudas e mato em excesso e a colheita de frutos (GALBIATI, 2009; PAULO et al., 2013; FIGUEIREDO

et al, 2019). Desde que, os moradores utilizem o banheiro de forma consciente, ressaltando a importância para cuidados, como não jogar lixo (papel, plástico, cabelo, produtos de limpeza e etc.) no vaso sanitário. Por fim, a longo prazo pode haver a necessidade de limpeza e a possível necessidade de retirada do lodo do tanque séptico, até então não reportada no meio científico.

Dentro do contexto do saneamento ecológico o TEvap é uma ótima opção (FIGUEIREDO et al., 2019). O sistema faz a reciclagem de água e nutrientes, produz biomassa e pode produzir alimento que, segundo pesquisas realizadas, são adequados para o consumo humano (BENJAMIN, 2013; COELHO, 2013). Os autores comprovaram que os frutos e as folhas produzidos são isentos de contaminação por patógenos (bactérias do grupo coliformes e *Salmonella*).

Apesar de apresentar bons resultados, os parâmetros existentes de dimensionamento e projetos para implantação desse sistema são empíricos, baseados na experiência e na observação, talvez pela ausência de estudos de longo prazo (PAULO et al., 2013; PAULO et al., 2019).

Todavia existente um consenso, não publicado no meio científico, outrora resultado da implantação do sistema por permacultores ao longo dos últimos anos de que o dimensionamento empírico sugerido de 2 m² de área superficial para cada usuário é suficiente para o tratamento de águas negras e para que o sistema funcione sem extravasamentos.

Existe trabalho discutindo se esta área superficial de 2 m² por usuário realmente evitaria o extravasamento. Nesse, são defendidos a utilização de parâmetros como volume de descarga diária por usuário bem como as condições climáticas locais. O tanque monitorando pelos autores tinha 4 m² de área superficial para atender uma residência de 2 moradores. Foi relatado o colapso do sistema quando a entrada de efluente superava 50 L/dia, aliado a precipitação mais intensa e possível utilização dos banheiros por mais usuários (PAULO et al., 2019).

Relatos de extravasamento, no geral não são comuns e geralmente está ligado a má concepção e manutenção do sistema, por exemplo sistemas sem plantio de bananeiras (COELHO, 2013).

Ainda, em estudos de zonas alagadas conhecidas como *wetlands* construídas, utilizadas como pós tratamento de reatores anaeróbios de fluxo ascendente, a área superficial necessária a ser implantada por habitante em sistemas de 1,0 m de profundidade, é de 1,04 m² (FADANELLI et al., 2019).

Após a difusão da tecnologia por Pamplona e Venturi (2004), o TEvap vem sendo implantado em diversos estados pelo Brasil. A Tabela 1 resume os principais trabalhos que estudaram a eficiência de tratamento do sistema proposto.

Tabela 1: Resumo de resultados de pesquisas para o TEvap

Fonte	Local de Implantação	Área/hab. e prof.	Plantas	Eficiência do sistema					Principais Resultados e Conclusões
				DQO (%)	DBO (%)	SST (%)	P _{total} (%)	NTK (%)	
Galbiatti (2009)	Urbano - Campos Grande (MS)	2,0 m ² 1,0 m	(<i>Musa cavendishii</i>), (<i>Xanthosoma sagittifolium</i>), (<i>Canna</i>)	40 (9)*	80 (5)	90 (9)		32 (5)	1. ovos de helmintos e coliformes termotolerantes no efluente final. 2. coliformes totais, (1,1 x 10 ⁴), nas taiobas. 3. Amostra de solo, distante 3 metros do tanque, foi detectada a <i>Strongyloides stercoralis</i> . 4. O TEvap, tem potencial na composição paisagística.
Pires (2012)	3 ud, Rural - Visconde do Rio Branco, (MG)	2,0 m ² 1,5 m	(<i>Musa paradisiaca</i>) e (<i>Xanthosoma sagittifolium</i>)	95 a 98	95 a 98	97			1. Eficiência na remoção de matéria orgânica e sólidos. 2. Vazamento na parede por rachaduras, técnicas construtivas inadequadas. 3. Coliformes totais nas folhas de taioba (3,0 NMP g ⁻¹).
Coelho, Reinhardt e Araújo (2018)	70 ud, Rural no semiárido brasileiro	1,5 – 2,0 m ² 1,0 m	(<i>Musa</i>), (<i>Solanum esculentum</i>), (<i>Capsicum chinense</i>) e (<i>Plectranthus amboinicus</i>)						1. folhas e frutos com qualidade sanitária para consumo. 2. Lodo pode ser aplicado como fertilizante após desidratação, frequência de manutenção de 5 anos e 3 meses. 3. TEvap se enquadra no saneamento ecológico.
Rezende (2019)	Rural- Monte Carmelo, (MG)	2,5 m ² 1,0 m	(<i>Lactuca sativa L.</i>), (<i>Eruca sativa L.</i>) e (<i>Raphanus sativus</i>)						1. Presença de coliformes termotolerantes, hortaliças inadequadas para consumo. 2. Tecnologia sustentável, preserva solo e recursos hídricos.
Paulo et al. (2019)	Urbano - Campos Grande, (MS)	2,0 m ² 1,0 m	(<i>Musa cavendishii</i>), (<i>Xanthosoma sagittifolium</i>), (<i>Canna</i>)	77 (9)					1. Período de retenção hidráulica de 51 dias. 2. Transbordo, com vazão de entrada maior que 50 L·dia ⁻¹ . 3. Dimensionamento da área (m ²) por morador deve considerar o volume de descarga por morador por dia clima da região.
Figueiredo et al. (2019)	Rural - Campinas, (SP).	1,5 m ² 1,3 m	(<i>Musa sp</i>) e (<i>Xanthosoma sagittifolium</i>)	91 (17)	94 (8)	99 (16)	58 (7)	-34 (16)	1. Eficiência em remoção de DBO e DQO, sólidos e turbidez. 2. Satisfação dos moradores pelo sistema. 3. TEvap recicla a água e nutrientes, produz alimento e biomassa, se enquadra no contexto do saneamento ecológico.

* número de amostras, ud - unidade

Fonte: O Autor (2020).

Os resultados apresentados são satisfatórios e promissores com relação a eficiência de tratamento do sistema. Os três trabalhos apresentaram taxas acima de 90% para remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e sólidos suspensos totais (SST), assim como resultado favorável para remoção da demanda química de oxigênio (DQO) com taxas acima de 90%, exceto Galbiati (2009), que apresentou taxa bem abaixo dos outros (40%). Esses valores, quando comparados com a resolução que rege o padrão de lançamento de efluente tratado em corpos d'água, CONAMA 430 (BRASIL, 2011). Apesar desta ser branda, e não estabelecer valores mínimos para diversos parâmetros, os resultados das pesquisas são interessantes.

Com relação a DBO, sua remoção mínima exigida é de 60% ou concentração de 120 mg.L⁻¹ para emissão do efluente, o TEvap apresentou excelente eficiência para todos os autores, sendo os valores médios do efluente de saída do sistema de 73 mg.L⁻¹ e 64 mg.L⁻¹, Galbiati (2009) e Figueiredo et al. (2019) respectivamente e apresentou valores quase absolutos de remoção no trabalho de Pires (2012).

Segundo a resolução para sólidos em suspensão a remoção mínima é de 20%, outro parâmetro para o qual o sistema se apresentou com excelente eficiência (BRASIL, 2011).

O nitrogênio orgânico e o nitrogênio amoniacal (que podem ser determinados pelo nitrogênio na forma de NTK que é chamado nitrogênio total Kjeldahl, apresentou resultados distintos. Figueiredo et al. (2019) relatou que houve um aparente aumento, porém, não apresentou diferença significativa estatisticamente. No estudo de Galbiati (2009), houve uma redução de 32%, sem relato de diferença estatística. Posto que, é ao encargo da planta a remoção do nitrogênio. O resultado da absorção ótima é restrito ao período de dia, pois depende níveis de irradiância solar, embora ainda, as condições climáticas e temperaturas mais amenas podem reduzir a absorção, assim como, depende da demanda do nutriente pela planta para o seu crescimento (GLASS, 2003).

O fósforo total, apresentou remoção de 58%, (FIGUEIREDO et al., 2019). Este, explica a remoção devido a absorção pelas plantas, ainda, é relatada a absorção no material filtrante e na areia, (YANG et al., 2012; TONON et al., 2015; DE OLIVEIRA CRUZ et al., 2018).

É relatado por Figueiredo et al. (2019) remoção de 81% da *Escherichia coli*, resultado compatível com reatores anaeróbios, a qual varia tipicamente entre 70 e

90% (VON SPERLING, 2014), entretanto o trabalho de Galbiati (2009) não apresentou diferença significativa. Essa autora, também relatou que as folhas da planta taioba (utilizado no sistema) não apresentaram coliformes termotolerantes, resultado igualmente apresentado por Coelho (2013) e Coelho, Reinhardt e Araújo (2018).

Ainda como interação entre solo e planta, já foi relatado aumento da saturação da base do solo do tanque culminando em aumento do pH (BENJAMIN, 2013). Coelho (2013) relatou o substrato com altas taxa de condutividade elétrica e níveis de fósforo total, o que pode prejudicar o desenvolvimento da vegetação. Nesse âmbito, o estudo do solo do TEvap e o desenvolvimento das plantas devem ser o foco pesquisas complementares.

A proposta da tecnologia é a permanência do efluente no seu interior, ou seja, a eliminação de descarga. Contudo, os autores que pesquisaram a eficiência do sistema, adotaram pontos de coleta no seu interior e/ou utilizaram canos para o extravasamento do sistema, esses mais na superfície e no lado oposto a entrada. Esses foram caracterizados como “saída do efluente” e onde foram obtidas as amostras para realizar as análises do efluente em tratamento.

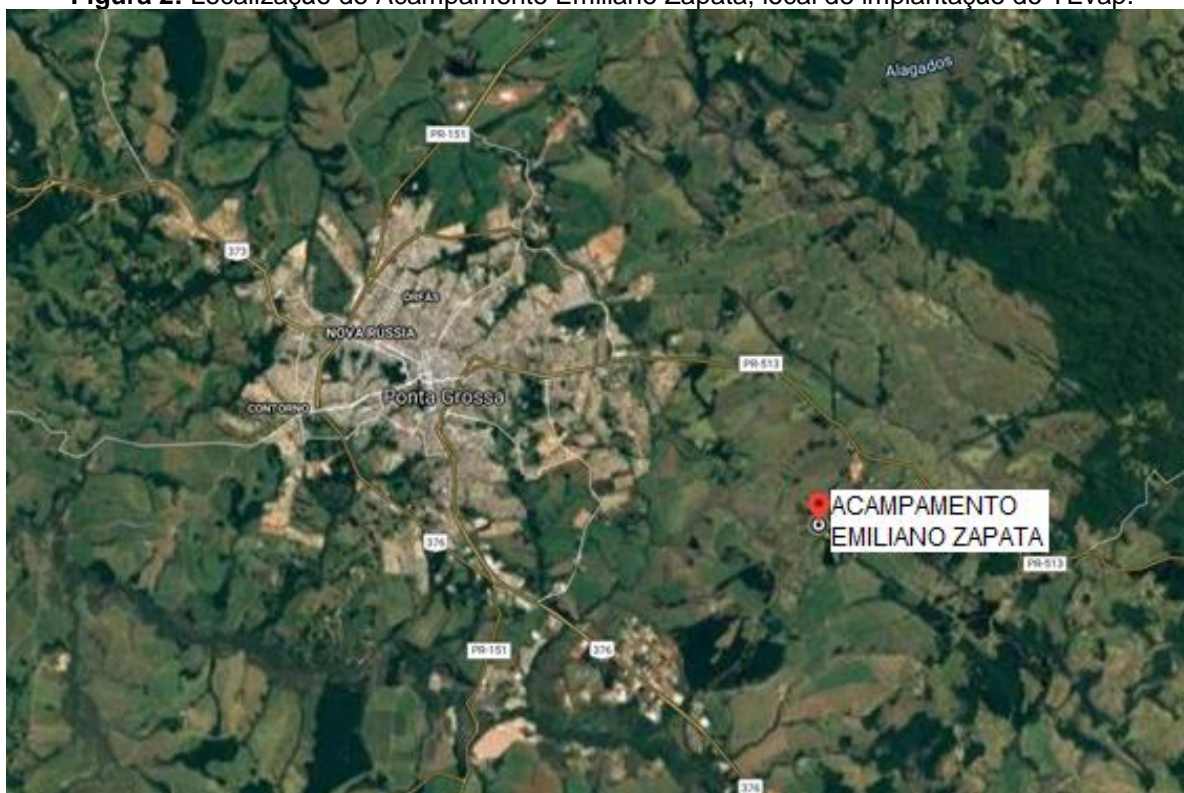
Outro ponto, não é relatado especificamente seria a inclinação de fundo dos tanques, que em sistemas de raízes é defendida por autores como Van Kaick (2002), essa, mantém o escoamento do efluente por gravidade e conseqüentemente evita o acúmulo na entrada.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 LOCAL DE INSTALAÇÃO DO TANQUE DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO

O TEvap foi implantado em escala real e concluído em 21/07/2019 na Associação de moradores do acampamento Emiliano Zapata, localizado na área rural do município de Ponta Grossa, Paraná, nas coordenadas $25^{\circ}08'06.9''S$ e $50^{\circ}02'35.4''W$, na mesorregião oriental e sudeste do Estado do Paraná, conforme pode ser observada Figura 2. Apresenta um clima subtropical úmido (Cfb), na classificação de Koppen-Geiger, com inverno definido e relativamente frio (NITSCHKE et al., 2019).

Figura 2: Localização do Acampamento Emiliano Zapata, local de implantação do TEvap.



Fonte: Google maps (2019).

O acampamento foi fundado em 1984, com raízes nas lutas dos agricultores rurais no final da década de 1970 por reforma agrária e alicerçado nas estruturas do

Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra (MST) (STRAUBHAAR, 2015), maior movimento de ativismo político e social de base popular da América Latina.

Nos dias atuais, é constituído por aproximadamente 60 famílias, que cooperam entre si de forma solidária e com autonomia de governança (MASSICOTTE, 2014).

A Cooperativa Camponesa de Produção Agroecológica de Economia Solidária (Cooperas), instituída em 2012, é responsável pela organização e comercialização de alimentos produzidos no acampamento. Sua produção, organizada pelos cooperados, é de produção vegetal primária e comercializada como convencional, embora quase sua totalidade seja orgânica.

Visando melhoria da qualidade de vida dos produtores e de consumidores, nos últimos quatro anos, a cooperativa, junto aos agricultores, iniciou a transição para sistemas agrícolas agroecológicos.

Em 2019 a cooperativa entregava semanalmente produtos em 26 escolas municipais, 51 escolas estaduais e 3 batalhões do exército, totalizando 80 pontos de comércio de produtos no município de Ponta Grossa.

O processo de transição, adequação e certificação dos produtos das unidades de produção, é acompanhado pelo Laboratório de Mecanização Agrícola da Universidade Estadual de Ponta Grossa (Lama/UEPG), através do programa estadual Paraná Mais Orgânico.

Para concessão da referida certificação, a legislação vigente exige que parâmetros ambientais e sociais devem ser obedecidos (BRASIL, 2003; BRASIL, 2007). Das exigências previstas, destaca-se; a proibição de utilização de moléculas sintéticas no processo produtivo agrícola; a avaliação das relações de trabalho e de gênero; e a exigência do tratamento adequado das águas residuárias com o devido respeito as questões ambientais e de saúde.

Ocorre que a comunidade em questão está situada a 20 km do centro urbano do município (Figura 2) e não dispõe de coleta e tratamento de esgotos sanitários e águas residuárias.

Deste modo, visando solucionar essa carência, como alternativa sustentável e com o objetivo de cumprir as exigências do programa de certificação de produtos

orgânicos no que tange ao tratamento de águas negras domésticas, os moradores têm adotado o tanque de evapotranspiração.

O referido acampamento já conta com algumas unidades do sistema em operação. Todas instaladas com suporte técnico do grupo de pesquisa do Lama/UEPG.

Ao todo, o grupo de pesquisa no estado do Paraná, participou direta ou indiretamente na execução de aproximadamente 50 unidades de TEvap, em diversas propriedades rurais nas mesorregiões do centro oriental paranaense, nos municípios de Ponta Grossa, Castro, Palmeira, Imbaú, Ortigueira e Reserva, na mesorregião do Norte central paranaense no município de Candido de Abreu e na mesorregião do norte pioneiro paranaense no município de Curiúva.

4.2 CONFIGURAÇÃO DO TEVAP INSTALADO NA ASSOCIAÇÃO EMILIANO ZAPATA

O sistema foi projetado para atender dois banheiros do salão comunitário do acampamento (vasos sanitários e pias do lavatório de mãos). Ambos são utilizados nos encontros e reuniões casuais da Cooperativa, em festas comunitárias e, eventualmente, pelos moradores do acampamento em uso diário.

Tendo em vista a ausência do controle do número de frequentadores do espaço para estimar as condições de uso, algumas considerações tiveram que ser feitas para a estimativa do volume do TEvap:

- Considerou-se como utilização diária dos banheiros pelos relatos dos moradores de 1 a 2 pessoas, sendo adotado 2 pessoas neste trabalho;
- Considerou-se utilização ocasional nas reuniões (dois encontros mensais), que projeta um uso diário menor que uma pessoa por dia;
- Considerou-se que eram realizadas três festas por ano, sendo a capacidade de lotação de 400 pessoas, projetando um uso diário de 3,28 pessoas, conforme a equação abaixo.

$$\mathbf{Uproj.} = \sum Udia + \frac{Uo}{30 (dias)} + \frac{Ue}{365 (dias)} \quad (1)$$

$$\mathbf{Uproj.} = \sum 2 + \frac{10}{30} \times 2 + \frac{400}{365} \times 3 = 5,95 \text{ (Usuários)}$$

Em que: a estimativa da população total diária que utiliza o banheiro (Uproj.), é a somatória da estimativa de uso diário (Udia), mais o uso ocasional mensal (Uo) dividido por 30 dias e o uso em eventos (Ue) dividido por 365 dias (Equação 1). Desta forma, foi estimando um uso diário de 5,95 pessoas.

Segundo Galbiati (2009), a área superficial de 2 m² para cada usuário, deve ser considerada.

Logo, nos termos dos cálculos apresentados, seria necessária a área superficial de 12 m² a fim de evitar que o sistema extravase. Contudo. Ao avaliar a dimensão obtida, percebe-se que é exagerada eis que o uso dos banheiros é apenas esporádico, sendo o uso mais intenso apenas em situações ocasionais. Neste contexto, foi optado por reduzir as dimensões do sistema.

Enfim, o TEvap foi confeccionado com 5,00 m de comprimento por 2,00 m de largura e com 1,20 m de profundidade, totalizando 10 m² de área superficial e 12 m³ de volume total. A profundidade foi projetada de modo a não prejudicar, principalmente, a espessura das camadas superiores. Foi necessário, também, 70 cm de altura para câmara anaeróbia, devido a discrepância da altura dos pneus encontrados.

O TEvap foi escavado manualmente em mutirão com alguns dos moradores, fechado no fundo e laterais com paredes de 5 cm de espessura, em ferrocimento, com argamassa de traço 1:3 de cimento e areia, e tela metálica hexagonal galvanizada, fio 22 (tipo galinheiro) como armadura. Da mesma forma o fundo, que contou com uma base em brita nº1 com espessura de 5 cm e uma inclinação de fundo de 2,5% acompanhando o desnível do terreno (Figura 3).

Figura 3: Implantação do TEvap, escavação da trincheira, execução do fundo e paredes



Fonte: O Autor (2019).

Após sete dias, tempo aguardado para a cura do concreto, foi montada a câmara anaeróbia. Foram utilizados pneus usados de carros, dispostos em sequência e alinhados longitudinalmente no fundo do tanque de modo a formar túnel com a entrada do esgoto. Estes foram assentados isentos de rejunte ou travamento, permitindo que o efluente fluísse através deles (Figura 4).

Devido ao alto volume de entrada de efluente que poderia ocorrer durante os encontros com maior número de participantes na Associação, foram adotadas três câmaras de pneus, diferentemente do convencional que utiliza uma câmara. Essas foram dispostas paralelamente e interligadas por furos nos pneus conforme é possível observar na Figura 4.

Este arranjo proporcionou mais vazios ao sistema e maior capacidade de armazenamento de efluente. Os intervalos entre as câmaras foram preenchidos com entulho de construção civil, composto de material cerâmico (telhas em predominância e pequenas quantidades de tijolos envolvido em argamassa de cimento), até a altura

de 70 cm (Figura 4). Na câmara 1, para entrada do efluente, foi disposto tubo de esgoto em PVC (DN 100 mm).

Figura 4: Implantação do TEvap, tanque séptico, camada de brita, manta geotêxtil e camada de areia



Fonte: O Autor (2019).

A camada subsequente do tanque era compreendida por 10 cm de brita n° 1 (granulometria 9,5 mm a 19 mm), revestida por manta geotêxtil não tecido 100% poliéster, gramatura de 130 g m⁻² a 600 g m⁻² e mantas agulhadas, muito usada em

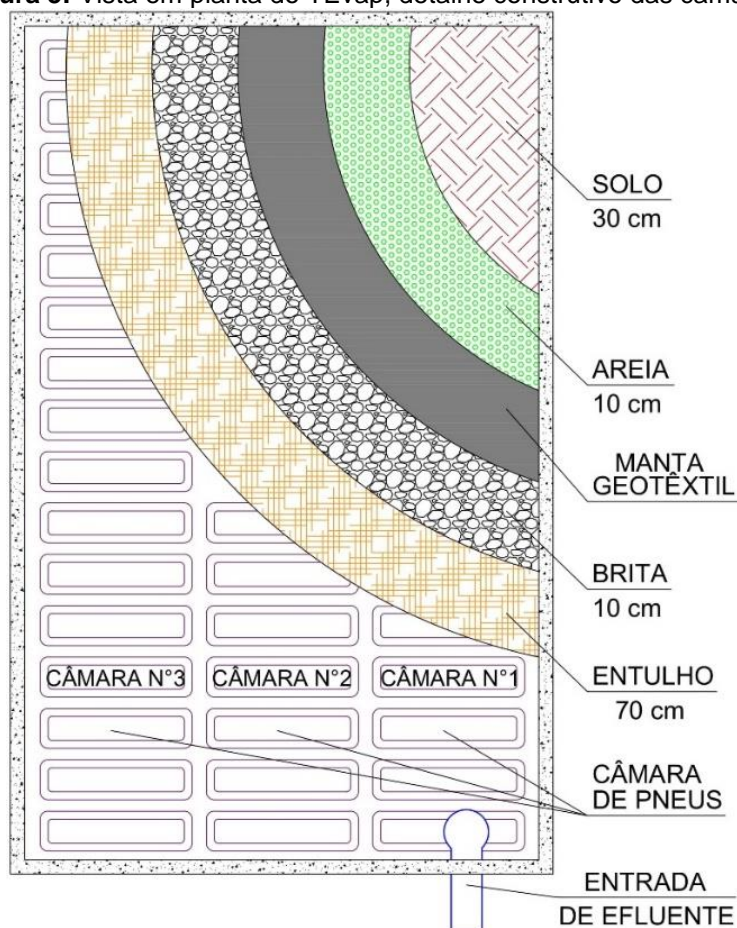
sistemas de drenagem e filtração devido sua permeabilidade, permitindo a passagem de fluídos.

As mantas têm por finalidade separar a camada de brita da camada subsequente composta por 10 cm de areia fina, impedindo a sedimentação de partículas menores para o interior do sistema (Figura 5) e evitando que a camada de areia seja descaracterizada.

Por fim, a última camada do sistema corresponde a 30 cm de solo, onde, após a última coleta do dia 18/01/2020, bananeiras (*Musa sp*) foram plantadas para formar a zona de raízes, concluindo o sistema.

Os detalhes das camadas podem ser observados na Figura 5.

Figura 5: Vista em planta do TEvap, detalhe construtivo das camadas



Fonte: O Autor (2020).

Importante destacar que não foram instalados medidores de vazão de entrada do sistema. De mesmo modo a precipitação local não foi computada durante o período experimental.

No presente estudo, optou-se por deixar o tanque no mesmo nível da superfície natural do solo, conforme aos demais TEvap já implantados localmente e em oposição aos estudos predecessores que optaram por deixar o tanque 10 cm acima do solo.

Durante a execução das camadas que compõe o TEvap (tanque séptico, brita e areia), o tanque foi completado com água até a altura final de cada camada e, então, anotado o volume total de água que elas respectivamente comportam. Tal experimento foi realizado com a finalidade de determinar o volume útil de tratamento ou de vazios por camada, possibilitando a estimativa do volume total do tanque até a camada de areia.

Além do mais, o enchimento prévio com água cumpriu o propósito de iniciar e facilitar a distribuição da água negra a ser digerida por processos anaeróbios no fundo da TEvap, conforme citado por (LIU et al., 2016).

O volume de água introduzido no tanque nas diferentes camadas foi medido com auxílio de um hidrômetro e estão representados na Tabela 2.

Tabela 2: Volume útil de tratamento do TEvap medido pela adição de água.

Camada	Espessura (cm)	Volume útil (m ³)
Tanque Séptico (câmara de pneus)	70 cm	6,11 m ³
Brita n°1	10 cm	0,73 m ³
Areia fina	10 cm	0,51 m ³
Volume Total (sem a última camada de solo)		7,35 m ³

Fonte: O Autor (2020).

Nos termos apresentados, o volume útil total medido foi de 7,35 m³ até a camada de areia fina, destes quais 6,11 m³ foram comportadas pelo tanque séptico (camada de pneus). Os valores foram obtidos desprezando eventual volume de água absorvido pelas paredes, fundo do tanque e pelo material de preenchimento (COELHO, REINHARDT; ARAÚJO, 2018).

Com relação ao custo de implantação do sistema, a Tabela 3, resume os materiais empregados na sua construção e os respectivos preços por material e o custo total.

Destaca-se que alguns materiais para confecção do sistema foram conseguidos sem custo, como o caso dos pneus usados angariados em borracharias, o entulho obtido localmente e as mudas de bananeiras fornecidas pelos moradores.

Inclusive, a construção da tecnologia contou com participação dos moradores do acampamento em mutirões. Fator de suma importância para desenvolver o interesse e a responsabilidade dos moradores pelo sistema e permitir a compreensão das técnicas de construção, dos mecanismos de funcionamento e da importância de cada componente do TEvap (GALBIATI, 2009; FIGUEIREDO et al., 2019).

Tabela 3: Quantitativo dos materiais utilizados para execução do TEvap, com os preços conforme aquisição do dia 27/06/2019

Material	Quantidade	Unidade	Preço Total (R\$)
Cimento	10	Sacos (50 Kg)	239,00
Areia	3	m ³	191,70
Brita	3	m ³	255,00
Tela metálica hexagonal galvanizada	26,8	m ²	125,00
Manta geotêxtil	15	m ²	75,00
Tubo PVC (DN 50 mm)	6	m	35,90
Tubo PVC (DN 100 mm)	12	m	91,80
Joelho 90° PVC (DN 100 mm)	1	ud.	6,00
TOTAL			1.019,40

Fonte: O autor 2020.

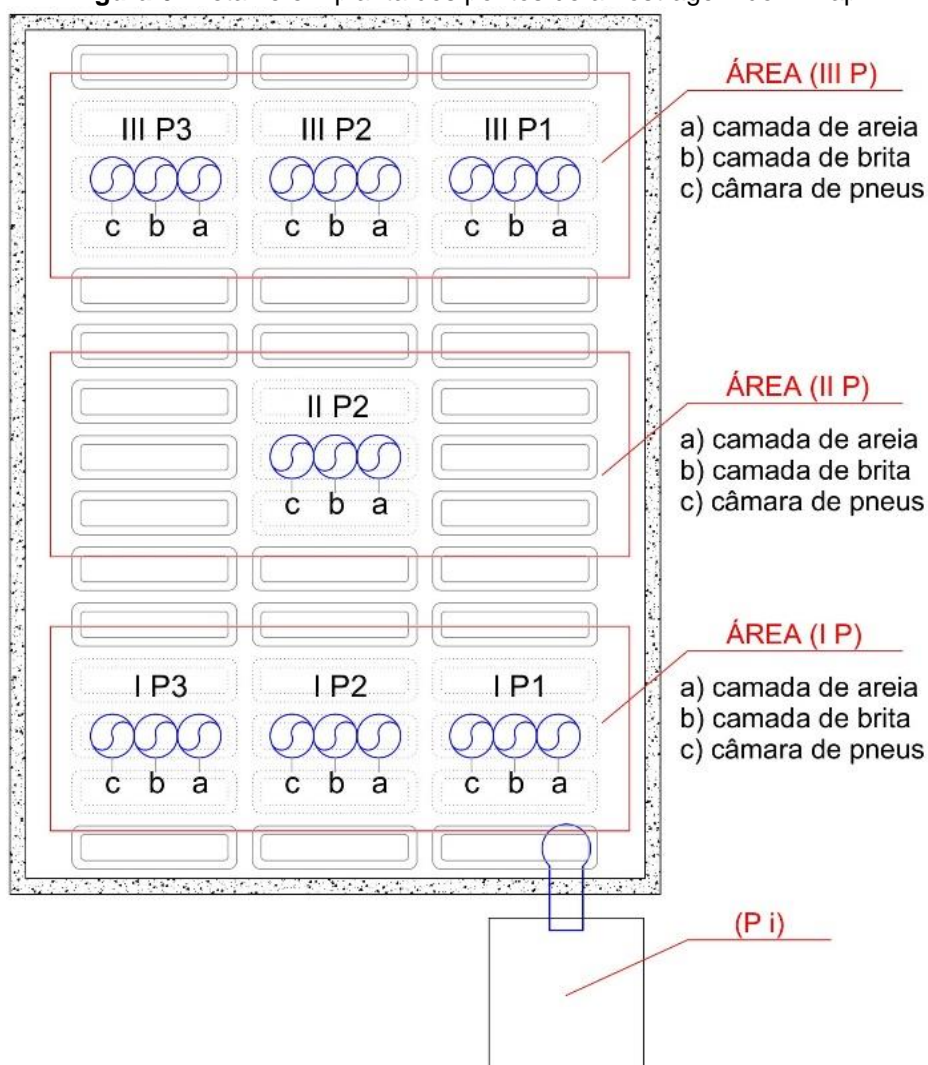
4.3 CONFIGURAÇÃO DO TEVAP EXPERIMENTAL

Com a finalidade de monitorar o TEvap, a partir de amostras de água negra em tratamento contidas no interior, este foi dividido superficialmente em 3 áreas longitudinais, que foram denominadas de pontos (I P no início do tanque onde está a entrada do efluente, II P no meio do tanque e III P no final do tanque). Cada área (P) tinha mais três pontos de amostragem na transversal, que representam as três

câmaras de pneus (1, 2 e 3), exceto no ponto II P que possui ponto de amostragem somente na câmara central. A configuração para amostragem do sistema implantado, pode ser observado detalhadamente na Figura 6, da seguinte maneira:

- (I P) área mais próxima da entrada do TEvap;
- (II P) área central do TEvap e;
- (III P) área mais distante da entrada do TEvap.
- (P i) ponto de inspeção ou ponto de entrada.

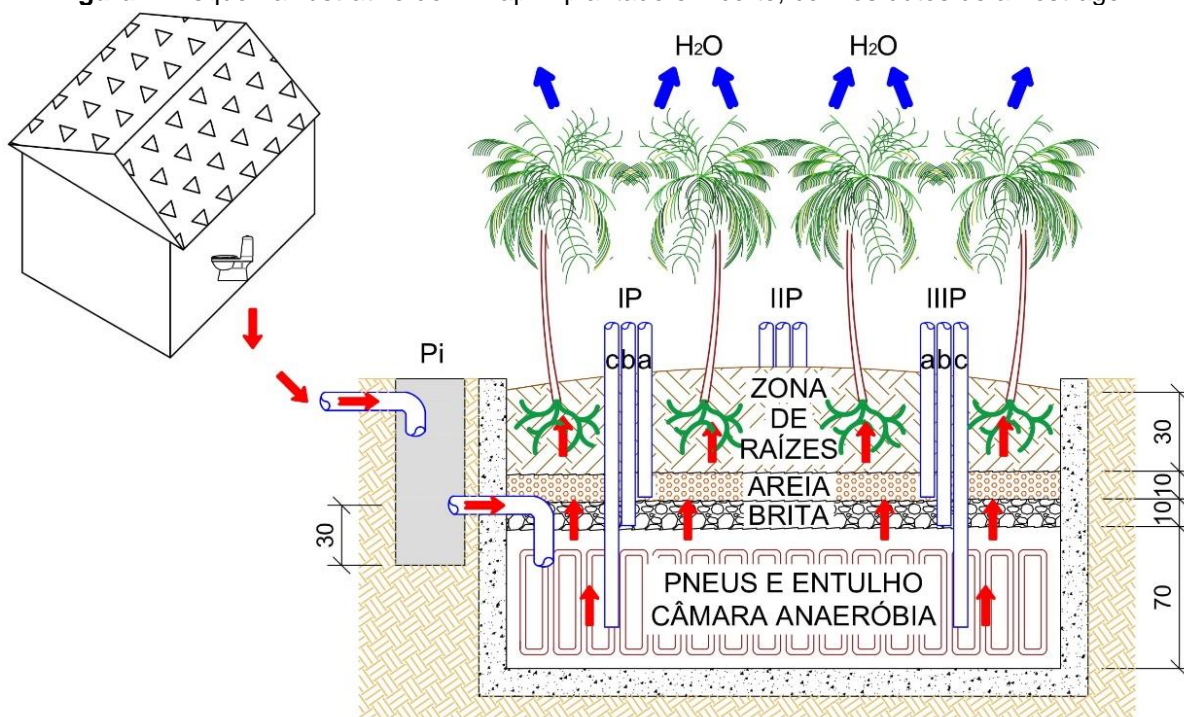
Figura 6: Detalhe em planta dos pontos de amostragem do TEvap.



Fonte: O Autor (2020).

Não obstante cada área (P) possui pontos de coletas nas três câmaras de pneus, cada ponto foi subdividido em três, formando pontos de coleta com diferentes alturas, permitindo assim atingir as diferentes camadas do tanque. Sendo um ponto no tanque séptico ou camada de pneus denominado (c), um na camada de brita denominado (b) e um na camada de areia denominado (a), Figura 7. Desse modo é possível comparar o grau de degradação da água residuária nas diferentes camadas.

Figura 7: Esquema ilustrativo do TEvap implantado em corte, com os dutos de amostragem.



Fonte: O Autor (2020).

Na entrada do sistema foi construída uma caixa de inspeção em alvenaria Figura 8, denominada (Pi), de aproximadamente 1 m³, impermeável, rebocada internamente e fechada por tampa de concreto armado. Seu propósito é facilitar a coleta da água residuária afluyente ao tanque e como resultado caracterizá-la, uma vez que as instalações dos banheiros eram ligadas diretamente com o TEvap. O tubo de saída da caixa para o TEvap ficou a aproximadamente 30 cm do fundo, o que possibilita uma reserva de efluente para posterior coleta.

Figura 8: Caixa de Inspeção (Pi)



Fonte: O autor 2019.

Os pontos de amostragem foram concebidos por tubos de PVC (DN 50 mm) dispostos verticalmente, dando forma aos dutos de inspeção, conforme Figura 7.

Esses dutos possuem comprimento distinto para cada camada de estudo. O duto do tanque séptico foi instalado através de cortes no pneu, de modo a permitir acesso a câmara e coletar amostra do efluente contido nela. Os dutos instalados na camada de brita, foram furados na altura da camada em questão (10 cm), com furos de 5 mm de diâmetro e, então, fechados no fundo com um cap de mesmo DN do tubo e envolvidos por manta geotêxtil, de forma a evitar entupimento dos dutos por partículas de areia e permitir somente a passagem do líquido para coleta de amostras.

Importante destacar que durante o período de coleta de amostras, para efeito de estudo, o TEvap não continha as bananeiras, que foram plantadas logo após o término das coletas.

4.4 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL, AMOSTRAGEM E ANÁLISES REALIZADAS

O sistema estudado entrou em funcionamento no dia 30/07/2019 e foi monitorado durante o período de 6 meses, de 30/07/2019 à 18/01/2020. Durante o período foram realizadas 6 campanhas de coletas, sendo uma por mês, exceto no mês de dezembro, em que às chuvas recorrentes no mês impossibilitaram a realização de coletas.

Neste período ocorreram 2 festas comunitárias. A primeira ocorreu no dia 28/07/19 e contou com a presença de aproximadamente 300 pessoas. A outra, realizada no dia 06/10/19, teve a participação de mais de 400 pessoas.

Partindo do conceito que o TEvap, operando dentro do projetado, não extravasa, é certo que este não produz efluente. Sendo assim, foi optado por estudar o desempenho do sistema, ao longo do tempo, no interior da câmara de pneus (câmara anaeróbia).

Para tanto, as amostras foram retiradas do interior da câmara, a uma altura de 15 a 20 cm do fundo, através dos sete pontos de coleta (denominados de (c) na Figura 6), com auxílio da bomba peristáltica dosadora acoplada a uma mangueira de silicone, e armazenadas em frasco de polipropileno autoclavável de 250 mL.

Em sequência, os fracos foram transportados em caixa de isopor com gelo até o laboratório, permitindo que as análises inicializassem em até uma hora após a coleta.

É relevante destacar que as coletas realizadas nos dutos correspondem ao esgoto presente em seu interior durante uma das fases do tratamento e não representam este no estado final do sistema. As amostras não foram filtradas, portanto as análises foram realizadas com esgoto bruto.

O TEvap também foi monitorado *in loco* em todos os pontos, durante as campanhas realizadas, com auxílio de sonda de multiparâmetros, marca *Aquaread* modelo AP 2000.

A Tabela 4 resume as metodologias utilizadas de análises físico-químicas e microbiológicas para caracterização do efluente no interior do tanque séptico (pontos c).

Tabela 4: Análises físico-químicas e microbiológicas realizadas nas amostras do TEvap.

Parâmetro	Método	Metodologia
DBO ^a	APHA (2012)	5210
DQO ^a	APHA (2012)	5220
Sólidos Totais ^a	APHA (2012)	2540 B
Sólidos suspensos ^a	APHA (2012)	2540 C
Sólidos dissolvidos ^a	APHA (2012)	2540 D e E
Fósforo total ^a	APHA (2012)	4500 PE
Escherichia coli ^a	APHA (2012)	L5.214
Nitrogênio total (NTK)	Semi Micro-Kjeldahl	
Turbidez	Turbidímetro portátil	<i>modelo 2100Q</i>
pH	Sonda de multiparâmetros	modelo AP 2000
Temperatura	Sonda de multiparâmetros	modelo AP 2000
Oxigênio Dissolvido (OD)	Sonda de multiparâmetros	modelo AP 2000

Fonte: O autor.

Para Galbiati (2009) e Bernardes (2014) o TEvap é um sistema de tratamento de esgoto no qual não se pode aplicar o conceito de “eficiência”, pois não é possível avaliar a diferença entre a qualidade do esgoto que entra e o que sai do sistema. Mesmo porque, conforme já exposto, neste sistema não há emissão de águas residuais tratada, está é absorvida pelas plantas e eliminada através da evapotranspiração.

Mediante o exposto, nesse estudo foi optado por monitorar o efluente no interior do tanque em duas fases experimentais, que aqui denominou-se: primeira condição de 30/07/2019 à 16/09/2019, com 3 coletas ao longo deste período e, segunda condição de 07/10/2019 à 18/01/2020, também sendo realizadas 3 coletas.

Durante estes períodos foram observados os picos de entrada de efluente proporcionado pelas festas comunitárias, avaliando sua capacidade de absorver grandes volumes e concentrações num curto período.

Outro aspecto monitorado, foi aferir e comparar os diferentes pontos de amostragem, bem como sua evolução ao longo do tempo.

Por fim, para avaliar os resultados dos parâmetros analisados, nos sete pontos de amostragem (pontos c), foram calculados as médias aritméticas e os desvios padrões para cada parâmetro estudado. Foram também, realizadas análises

estatísticas, utilizou-se o software livre *PAST* versão 4.02 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001) para a análise de variância unidirecional (ANOVA). O teste de normalidade aplicado nos dados foi *Shapiro-Wilk*. Já para verificar a diferença entre as coletas, utilizou-se o teste de Tukey.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ASPECTOS GERAIS DO TEVAP NO ACAMPAMENTO ZAPATA

Com base em visitas e comunicações orais com os produtores rurais, foi possível averiguar que o acampamento Zapata conta com aproximadamente 60 famílias e que os sistemas utilizados para disposição de suas águas residuárias domésticas, negras e cinzas, é constituído, basicamente, pela fossa negra ou pelo TEvap (Tabela 5).

Como pode-se observar na Tabela 5 a maioria das residências não separam as águas pois ambas, negras e cinzas, tem como destino, na maior parte dos casos, as fossas negras. Prática que pode acarretar consequências socioambientais, possível contaminação do solo e lençol freático, em adição a passíveis riscos à saúde.

Contudo, o acampamento já conta com 6 unidade do TEvap em funcionamento, indicando aceitação pelos agricultores locais.

Tabela 5: Sistema de tratamento de águas negras e cinzas adotados pelas famílias do Zapata

Tipo de tratamento de águas negras	Quantidade	Tipo de tratamento de águas cinzas	Quantidade
TEvap	6	Círculo de bananeiras	20
Fossa negra	54	Fossa negra	40
Total	60	Total	60

Fonte: O Autor (2020).

Um aspecto interessante é que durante os multirões foi observado a dificuldade dos moradores locais em distinguir as denominações de TEvap ou mesmo Tanque de Evapotranspiração, sendo a tecnologia conhecida localmente com Fossa de Bananeiras ou Bacia de Evapotranspiração (BET).

Respeitando as condições estruturais e financeiras de cada morador, a comunidade projeta que num período de 3 a 6 anos um total de 40 tanques devem estar em funcionamento no acampamento.

O sistema tem sido implantado com auxílio do Lama/UEPG ou por conta dos próprios moradores. Entretanto, o sistema carece de projeto, dimensionamento adequado e de técnicas mais apuradas para sua confecção. Situação que pode acarretar falhas construtivas, e com efeito, ocorrer infiltração, sobrecarga hidráulica, extravasamentos e/ou mau funcionamento.

Quanto ao custo do TEvap, desconsiderando a mão de obra e os materiais obtidos sem custo conforme mencionado no capítulo de Material e Métodos, a quantia de R\$ 1.019,40 foi despendida para implementação do sistema.

Todavia, é possível estimar o custo da mão de obra com base no tempo em que foi necessário para construção do sistema implantado. Para tanto, ao aferir que foram necessárias 40 horas, incluídas a mão de obra de um pedreiro oficial e um auxiliar servente de pedreiro, o custo da mão de obra ficaria em R\$ 1.089,20 (valores relativos a junho de 2019, R\$ 15,54 h⁻¹ para pedreiro e R\$ 11,29 h⁻¹ para servente). Neste caso, o custo total de implantação final do sistema totaliza em R\$ 2.108,60.

Importante esclarecer que a fim de estipular o valor da mão de obra, foi utilizado o Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI, 2019), o sistema faz parte da LDO (Lei de Diretrizes Orçamentárias) e é a referência principal para custos de obras urbanas, sendo balizador de custos para obras orçadas com recursos da União (CAIXA ECONÔMICA FEDERAL, 2019).

Ao comparar o custo total de implantação do TEvap, estimado em R\$ 2.108,60, com o salário-mínimo atual vigente de R\$ 1.045,00, segundo a LEI n° 14.013 de 10 de junho de 2020 (BRASIL, 2020), resta notória a dificuldade de implantação do sistema pela parcela mais vulnerável da população. Soma-se a isso a instabilidade econômica de alguns moradores que são autônomos, e, portanto, têm renda variável, podendo ser menor que o salário-mínimo.

Neste contexto, é irrefutável a necessidade de programas governamentais ou parcerias público/privadas, de auxílio a implantação do sistema em áreas rurais do Brasil, onde residem aproximadamente 31 milhões de habitantes (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2010).

5.2 DESEMPENHO DO TEVAP DURANTE O INÍCIO DE OPERAÇÃO

O estudo do TEvap foi realizado em duas fases distintas, devido a variáveis não controladas e casuais (dados apresentados na tabela 6):

A primeira fase representa as coletas ocorridas de 30/07/2019 à 16/09/2019, (1ª, 2ª e 3ª coletas), período de 48 dias. Essas três coletas foram caracterizadas pela carga concentrada oriunda da primeira festa que ocorreu no salão da associação no dia 28/07/2019, pelo enchimento prévio do tanque com água até a altura da camada de areia, e ainda, pelo fato de que o sistema estava coberto por uma lona dupla impermeável, com o objetivo de restringir a influência de precipitação dentro do sistema.

A segunda fase, refere-se aos dias 07/10/2019 à 18/01/2020, (4ª, 5ª e 6ª coletas). Neste período de 103 dias o TEvap não esteve coberto com a lona, sendo observado 445,6 mm de precipitação pluviométrica distribuída ao longo desse tempo (INSTITUTO ÁGUA E TERRA - IAT, 2021). Portanto, as coletas foram caracterizadas pela carga concentrada da segunda festa do dia 06/07/2019 e pela influência da precipitação.

Por conseguinte, ao calcular a precipitação durante esse período (445,6 mm) em consonância com a área superficial (10 m²) do tanque, pode se presumir que foi infiltrado ao sistema o valor de 4456 L.

Neste sentido, foram consideradas as duas cargas concentradas, oriundas das festas, como afluentes do sistema. Essas correspondem a 1ª e a 4ª coletas na caixa PI utilizadas para comparação com os resultados no interior do TEvap. Ou seja, a 1ª coleta no PI da água negra bruta (não filtrada), foi comparada com as coletas das águas negras em tratamento de 1, 2 e 3 (Tabela 6). E, a 4ª coleta da água negra bruta (não filtrada) no PI com as coletas 4, 5 e 6 das águas negras em tratamento (Tabela 6).

Tabela 6: Resultados dos parâmetros analisados na primeira condição do dia 30/07/2019 e na segunda condição de 07/10/2019 experimentais, médias \pm desvios padrões (número de amostras) para as águas negras no ponto (Pi) e para águas negras em tratamento no interior do tanque séptico pontos (c) – amostras brutas

Parâmetro	Unid.	Primeira condição experimental – início da operação 30/07/2019			
		Afluente	1 ^a - Início	2 ^a – 28 dias de operação	3 ^a - 48 dias de operação
Temp.	°C	16,0	15,4 \pm 0,1	14,4 \pm 0,1	18,7 \pm 0,2
pH		7,9	6,4 \pm 0,2	9,3 \pm 0,3	7,1 \pm 0,4
OD	mgO ₂ .L ⁻¹	4,24 \pm 2,11	7,25 \pm 2,48 a	0,4 \pm 0,7 b	1,9 \pm 1,1 b
DQO	mg.L ⁻¹	523 (3)	425 (15) \pm 107 a	414 (17) \pm 108 a	474 (17) \pm 46 a
P _{total}	mg.L ⁻¹	1,4 (3)	1,5 (14) \pm 0,3 a	0,2 (21) \pm 0,04 b	0,5 (21) \pm 0,1 c
ST	mg.L ⁻¹	n.a.	n.a.	103 (7) \pm 21 a	203 (7) \pm 35 a
<i>E. coli</i>	UFC 100 mL ⁻¹	n.a.	n.a.	7,7x10 ⁵ (7) \pm 5,1x10 ⁵ a	6,3x10 ⁵ (7) \pm 4,7x10 ⁵ a
Segunda condição experimental – a partir de 07/10/2019					
		Afluente	4 ^a - Início	5 ^a - 28 dias de operação	6 ^a – 103 dias de operação
Temp.	°C	21,2	19,8 (7) \pm 0,44	20,1 (7) \pm 0,28	22,5 (7) \pm 0,54
pH		9,9	8,75 (7) \pm 0,65	7,72 (7) \pm 0,31	8,36 (7) \pm 0,45
OD	mgO ₂ L ⁻¹	0,0	0,27 (7) \pm 0,27 a	1,47 (7) \pm 0,94 a	0,79 (7) \pm 0,18 a
DQO	mg.L ⁻¹	1291 (3)	782 (15) \pm 398,5 ab	1013 (19) \pm 196,8 a	432 (18) \pm 61,1 b
DBO	mg.L ⁻¹	n.a.	278,6 (5) \pm 116,7 a	265,2 (5) \pm 23,4 a	312,3 (5) \pm 43,7 a
P _{total}	mg. L ⁻¹	2,3 (3)	5,8 (21) \pm 0,6 a	2,9 (21) \pm 0,7 b	1,4 (21) \pm 1,2 c
NTK	mg.L ⁻¹	16,8	64,3 (7) \pm 22,3 a	63,8 (7) \pm 15,6 a	20,6 (7) \pm 11,4 b
ST	mg.L ⁻¹	180	471,4 (7) \pm 100,6 a	391,4 (7) \pm 94,4 a	200 (7) \pm 38,3 b
Turbidez	NTU	19,4	155,6 \pm 58,1 a	82,0 \pm 33,4 b	25,8 \pm 24,0 b
<i>E. coli</i>	UFC 100 mL ⁻¹	11x10 ⁵	8x10 ⁵ (7) \pm 2,9x10 ⁵ a	8x10 ⁵ (7) \pm 8x10 ⁵ a	3x10 ⁵ (7) \pm 2,4x10 ⁵ a

*n.a. – não analisado.

Letras igual não diferem entre-si estatisticamente.

Fonte: O Autor (2020).

5.2.1 Primeira condição

Na primeira condição ou primeira festa no salão da associação (ocorrida em 28/07/2019), o afluente bruto foi coletado no dia 30/07/2019, tendo até 48 horas de fermentação natural por permanecer na caixa de inspeção até a efetiva coleta e análise em laboratório.

A temperatura média do efluente no interior do tanque durante a coleta, estava em torno dos 15°C nas duas primeiras coletas, afetando o desenvolvimento de microrganismos, eis que segundo Dosta et al., (2008) sua atividade e desenvolvimento são reduzidas consideravelmente em temperaturas abaixo de 15 °C.

O pH instável apresentado, variando de 6,4 a 9,3 também é desfavorável para o desenvolvimento das bactérias. Estas apesar de se desenvolverem em faixas amplas de pH 4,0 a 9,5, obtêm taxas maiores de desenvolvimento em pH próximo a neutralidade, 6,5 a 7,5 e com temperatura entre 25 a 40°C. (METCALF; EDDY, 1991) e (VON SPERLING, 2014).

Com relação ao oxigênio dissolvido, este foi drasticamente reduzido da primeira para segunda coleta (13,4 para 0,4 mg.L⁻¹), proporcionando meio favorável para o desenvolvimento de bactérias anaeróbias estritas. Segundo Loesche (1969), essas não toleram taxas acima de 0,5%. No entanto, o oxigênio apresentou ligeira alta na coleta subsequente, o equivalente a 1,9 mg.L⁻¹.

Observa-se a DQO do afluente coletada na caixa (Pi) na entrada do sistema, foi de 523 mg.L⁻¹ e foi estatisticamente maior, quando comparada com as médias no interior do tanque para três coletas. Contudo, levando em consideração que já havia água dentro do sistema, essa condição certamente acarretou diluição do efluente e a consequente redução da concentração de DQO.

Observa-se que a média de concentração no interior do tanque variou entre 414 e 473 mg.L⁻¹, durante o período de 48 dias, médias essas, consideradas estatisticamente equivalentes. Mesmo com a aparente alta na concentração de DQO na 3ª coleta, essa apresentou o efluente mais homogêneo no interior do tanque. Essas condições, caracterizam pouca entrada de efluente após a festa e enfatizam a baixa atividade microbiana durante a fase de *startup* ou partida do sistema, durante a primeira condição e consequente baixa eficiência em remoção de substratos no período.

A concentração de fósforo total na primeira condição foi de $1,4 \text{ mg.L}^{-1}$ na entrada do sistema e a média no interior do tanque foi de $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$ na 1ª coleta. Esses valores, são estatisticamente equivalentes, porém nas coletas seguintes os valores são significativamente mais baixos.

Todavia sistemas anaeróbios não foram concebidos primordialmente para a remoção de nutrientes (CHERNICHARO, 2007). A diminuição da concentração e aparente eficiência de remoção de fósforo, na verdade, pode ocorrer devida à assimilação das formas de fósforo pela biomassa no interior do tanque séptico, já que é nutriente essencial e limitante para o desenvolvimento dos microrganismos envolvidos no tratamento de esgotos.

Ou ainda, mais provável, poderia estar ocorrendo a mineralização do fósforo nas camadas filtrantes composta de material cerâmico, que confirmado por Yang et al. (2012), os agregados reciclados atuam na remoção por absorção e/ou precipitação do fósforo. Ainda, conforme relatado por Tonon et al. (2015) e De Oliveira Cruz et al. (2018), existe adsorção no material filtrante (camada de entulho) e na camada de areia.

Os parâmetros de sólidos totais e *Escherichia coli*, não foram avaliados na primeira coleta, portanto não é possível fazer uma análise apurada do que ocorreu dentro do sistema. Sendo observado que, as amostras indicaram praticamente o dobro de ST na 3ª ($202,86 \text{ mg.L}^{-1}$) coleta se comparado com a 2ª ($102,86 \text{ mg.L}^{-1}$), sugerindo o acúmulo de matéria sólida orgânica ou inorgânica oriunda do efluente, e/ou ainda, o acúmulo de partículas sólidas derivadas das camadas superiores (entulho e brita). Com relação a *E. coli*, foi detectada a presença, em número de unidades formadoras de colônias (UFC 100 mL^{-1}), na 2ª coleta de $7,7 \times 10^5$ UFC 100 mL^{-1} e na 3ª coleta $6,3 \times 10^5$ UFC 100 mL^{-1} , resultados estatisticamente equivalentes.

Com os dados apresentados na primeira fase, não é possível fazer análises apuradas sobre o desenvolvimento do sistema. Nesse período, após o uso intensivo dos banheiros do dia 28/07/2019, as concentrações de DQO do efluente não foram estatisticamente afetadas, o P_{total} com aparente redução, e os demais resultados não favoráveis para digestão anaeróbia, não ficou caracterizado o *startup*.

5.2.2 Segunda condição

Na segunda condição, o afluyente foi coletado no dia 07/10/2019, com até 24 horas de fermentação conforme já apresentado na Tabela 6.

A temperatura média do efluente no interior do tanque esteve acima dos 20°C nas 3 campanhas.

O pH na entrada na entrada sistema (ponto Pi) foi bastante elevada nessa segunda fase, sendo 9,9 no dia 07/10/2019, o que conseqüentemente aumentou o pH do efluente no interior do tanque, que apresentou médias um pouco acima da faixa ideal, variando de 7,72 à 8,75, que segundo Von Sperling (2014), é próximo da neutralidade. A atividade dos microrganismos anaeróbios metanogênicos é bastante sensível ao valor do pH, conforme apresentado por Van Haandel e Lettinga (1999), nesses valores elevados a taxa de metanogênese diminui rapidamente.

Observou-se a elevada carga de DQO na entrada do sistema na segunda condição 1291 mg.L⁻¹, proporcionada pela festa, representada na 4ª coleta do dia 07/10/2019. Esta apresentou média de DQO no interior do tanque de 759,37 mg.L⁻¹ e o maior desvio padrão entre as coletas 398,52 mg.L⁻¹, devido a elevada concentração de DQO nos pontos mais próximos da entrada do sistema. A 5ª coleta apresentou a maior média no interior do sistema 1013 mg.L⁻¹. Isto indicou que provavelmente ainda estava ocorrendo a entrada de efluente oriundo da festa e a possível utilização com maior frequência dos banheiros pelos moradores locais que frequentam o lugar diariamente.

Esta concentração, referente a 5ª coleta, foi considerada inferior a concentração do (Pi) do dia 07/10/2019, equivalente a 4ª coleta que por sua vez é equivalente a 6ª.

Entretanto na 6ª coleta em comparação com a 5ª coleta, observou-se redução significativa da DQO no interior do tanque 431,5 mg.L⁻¹, indicando que o sistema entrou em funcionamento e que está ocorrendo atividade microbiana e o conseqüente tratamento do efluente.

Outros fatores que podem ter influenciado na baixa significativa dos valores de DQO desta coleta, foi grande incidência pluvial no mês de dezembro que pode ter diluído a amostra, bem como o uso mais ocasional dos banheiros nesse período, que,

em consequência, diminuiu a carga da entrada do sistema e proporcionou maior homogeneidade no interior do tanque.

Para o parâmetro DBO, as três coletas apresentaram dados estatisticamente equivalentes. Isso implica em avaliar que, até a quinta coleta não estava ocorrendo tratamento significativo do efluente. Já na sexta coleta com a redução QDO, possivelmente, está ocorrendo a mineralização da matéria orgânica pelos microrganismos, por meio da digestão anaeróbia de primeiro estágio, onde as bactérias anaeróbias facultativas atuam por processos de hidrólise e acidogênese que formam compostos orgânicos mais simples, justificando a taxa estável de DBO em contrapartida a redução da DQO.

A concentração de fósforo total na segunda condição, apresentou na entrada do sistema $2,3 \text{ mg.L}^{-1}$, valor abaixo do apontando na literatura para uma faixa de concentração típica, usualmente encontradas no esgoto sanitário do Brasil, a qual têm oscilado em torno de $5 \text{ a } 8 \text{ mg.L}^{-1}$ (VAN HAADEL; MARAIS, 1999). A maior média de concentração no interior do tanque, foi na quarta coleta $5,8 \text{ mg.L}^{-1}$, dentro da média nacional. A quinta e a sexta coleta, chamam atenção para redução da concentração de P_{total} 49,54% e 75,27% respectivamente, comparados a quarta coleta, e ainda, os resultados dessas são estatisticamente superiores e inferiores ao (P_i) respectivamente. Essa redução, conforme já descrito por Yang et al. (2012), Tonon et al. (2015) e De Oliveira Cruz et al. (2018), existe adsorção no material filtrante (camada de entulho) e também na camada de areia.

Essa redução, pode indicar um crescimento microbiológico no interior do sistema, caracterizando pelo mecanismo da remoção biológica de fósforo presente no efluente, em decorrência da sua absorção por bactérias anaeróbias, que assim promovem a produção de novas células

Quanto ao nitrogênio orgânico e o nitrogênio amoniacal (que podem ser determinados pelo nitrogênio na forma de NTK que é chamado nitrogênio total Kjeldahl). Na 4ª e 5ª coletas os valores não diferem entre si estatisticamente, sendo $64,34 \text{ mg.L}^{-1}$ e $63,76 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Valores praticamente quatro vezes maiores que a concentração de NTK na entrada do sistema $16,80 \text{ mg.L}^{-1}$. Na sexta coleta observa-se concentração três vezes menor de NTK que nas coletas anteriores $20,64 \text{ mg.L}^{-1}$, apresentando tendência de homogeneidade no interior do tanque.

A redução de concentração de NTK (correspondente ao nitrogênio nas formas nitrogênio orgânico e do nitrogênio amoniacal) na última coleta pode ser atribuída a possível ocorrência de processos de nitrificação e, possível desnitrificação. Porém, o nitrogênio na forma de nitrito e nitrato não foram monitorados, deste modo, não foi possível afirmar com precisão se houve desnitrificação.

Entre os fatores que corroboram com a nitrificação são as fontes de carbono oriundas da decomposição da matéria orgânica; a concentração de oxigênio dissolvido, que alguns autores como Surampalli et al. (1997) defendem que somente valores acima $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ inibem a desnitrificação. E ainda, para Cervantes-Carrillo; Pérez e Gómez (2000) o processo ocorre com temperatura na faixa de 15 a 32°C e o pH de 8,3. O pH ideal do meio, segundo Henze et al. (1997), para que ocorra a desnitrificação está compreendido entre 7,0 e 9,0.

Quanto a turbidez, quando comparadas as médias dos resultados no interior do tanque com o (Pi), especificamente no caso da 4ª coleta que a apresentou a maior média 155,57 NTU, que apresentou 19,40 NTU. Ficou evidente que o efluente que adentrou o sistema proporcionou mistura interna, suspendendo partículas, como matéria orgânica, terra e/ou outros agentes e sólidos, material oriundo principalmente de partículas sólidas que desprenderam das camadas superiores, do material cerâmico e brita.

Já as amostras da 5ª e 6ª coletas apresentaram baixas significativas da turbidez, 81,95 NTU e 25,77 NTU respectivamente, estatisticamente equivalentes, caracterizando a sedimentação dessas partículas sólidas suspensas. O período de chuvas que sucedeu a 6ª coleta, teve supostamente, influência para reduzir a turbidez no interior do tanque já que nesta fase não havia mais a cobertura do TEvap.

Os sólidos totais (ST), tem a maior média de concentração representado na 4ª coleta com $471,4 \text{ mg.L}^{-1}$, porém estatisticamente equivalente a 5ª coleta $391,4 \text{ mg.L}^{-1}$. Comparando os valores com o (Pi) que apresentou 180 mg.L^{-1} , e ainda, correlacionando com a turbidez que também foi mais baixa no (Pi) do que no interior do tanque, esses resultados colaboram com a afirmação de que, existiu presença de material sólido oriundo das camadas superiores presentes nas amostras do efluente. Contudo na sexta coleta observa-se que, os dados de ST apresentaram baixa, 200,0

mg.L⁻¹, enfatizando a sedimentação de partículas suspensas e a possível manifestação da atividade microbiana mais intensiva neste período.

Os resultados obtidos para *Escherichia coli* se apresentaram equivalentes na 4ª e 5ª coletas, com 8x10⁵ UFC 100 mL⁻¹, sendo a variabilidade dos dados maior na quinta. A disparidade dos resultados de *E. coli* nessa coleta, entre os diferentes pontos de amostragem, corroboram com a concentração mais elevadas de DQO da mesma coleta.

Isso ressaltou a baixa efetividade do sistema até o momento no que diz respeito ao tratamento do efluente. Em contrapartida, na última coleta a presença de *E. coli* foi de 3x10⁵ UFC 100 mL⁻¹, essa aparente redução, é estatisticamente menor somente quando não é considerado o valor de *outlier* superior, apresentado no ponto IIP3, discutido adiante. A menor presença de (*E. coli*) pode ser caracterizada pela competição com outros organismos para consumir a matéria orgânica.

A Tabela 7 resume os principais resultados da 6ª coleta, caracterizando-os como eficiência do sistema. Os resultados desta foram comparados com a 4ª coleta que apresentou as maiores médias de concentrações, exceto a DQO, então, comparada com a 5ª coleta.

Esses resultados, ressaltam o crescimento da atividade anaeróbia e consequente tratamento no interior do tanque séptico. Todavia esses resultados não representam o tratamento final ou tratamento total do sistema, visto que, o efluente ainda, por capilaridade passará pelo filtro anaeróbio e posterior absorção pelas plantas.

Tabela 7: Eficiência do sistema no interior do tanque séptico, dados da 6ª coleta do dia 18/01/2020 em comparação a eficiência para tanques sépticos (VON SPERLIN, 2014).

Parâmetros	Eficiência (%)	Tanque Séptico
DQO	57	70-90
NTK	68	10-25
P _{total}	57	10-20
ST	58	n.a.
<i>E. Coli</i>	63	60-90

Fonte: O Autor (2020).

Portanto, da 4ª coleta do dia (07/10/2019) até a última do dia (18/01/2020), decorridos 103 dias, foram observadas na camada de base do TEvap reduções de 57% na demanda química de oxigênio, 68% de nitrogênio Kjeldahl, 57% de fósforo

total, 58% de sólidos totais e 63% para *Escherichia coli*. Entretanto a eficiência total do sistema, não foi determinada, devido ao curto tempo de funcionamento e do fato que o sistema não deve produzir efluente.

Ao comparar os resultados de eficiência do sistema com as características típicas da fossa séptica seguida de filtro anaeróbio, apresentadas por Von Sperling (2014), observa-se a uma possível ou aparente eficiência do sistema no que se refere a absorção de nutrientes, assim como resultado promissores para DQO e nitrogênio amoniacal (NTK).

Existe um vasto debate sobre temperatura e eficiência de sistemas anaeróbios de tratamento. É consenso que as bactérias anaeróbias necessitam de temperaturas relativamente altas, preferencialmente entre 30 a 35 °C ou na faixa mesofílico 20 a 40°C (EL-MASHAD et al., 2004), para obter taxas ideais de processos de conversão anaeróbia. Na segunda condição a temperatura se apresentou nas proximidades dos 20°C, nesse caso, foi proporcionado ambiente mais favorável para as ativadas anaeróbias do que na primeira condição, tendo em vista a elevação da temperatura.

Com o aumento de temperatura, a quantidade de oxigênio dissolvido diminuiu EMBRAPA, (2011). O oxigênio dissolvido variou de mínima 0,27 mgO₂.L⁻¹ a máxima de 1,47 mgO₂.L⁻¹, 4ª e 5ª coletas, respectivamente.

Esse cenário de máximo não favoreceu o desenvolvimento de bactérias anaeróbias estritas que segundo Loesche (1969) não toleram taxas acima de 0,5%, todavia foi propícia para bactérias moderadas que toleram taxas de 2% a 8% de OD.

Por este ângulo, as análises físico-químicas estudadas durante o período, evidenciaram o impacto que as grandes concentrações pontuais de efluente, devido ao uso intensivo dos banheiros provocadas pelas festas, acarretaram no interior do tanque. Essas foram responsáveis por elevar drasticamente os parâmetros analisados e proporcionaram concentrações em pontos específicos do tanque ao longo do tempo.

Desse modo, ficou caracterizada a atividade microbiana insuficiente ao longo das 5 primeiras campanhas de amostragem, 120 dias decorridos após o início de funcionamento do sistema. Após 172 dias de funcionamento (6ª coleta), pode ser observada a redução dos parâmetros analisados, caracterizando o *startup* do sistema TEvap. Portanto, conforme reportado por Liu et al. (2016), a digestão anaeróbia pode ser iniciada, por meios não anaeróbios, nesse caso foi utilizada a água.

Outro fator relevante é que não foram observados extravasamentos do sistema ao longo de todo período de monitoramento, mesmo nas ocasiões de uso intensivo dos banheiros.

5.3 COMPOSIÇÃO DAS ÁGUAS NEGRAS NO PERÍODO EXPERIMENTAL

Os resultados obtidos durante o período de 172 dias de monitoramento para as análises físico-químicas e biológicas estudadas no ponto (Pi), compreendido como afluyente coletado na caixa de inspeção, estão resumidas na Tabela 8.

Os resultados foram comparados com os resultados dos estudos prévios do TEvap por alguns autores.

Tabela 8: Resultados dos parâmetros analisados na entrada do TEvap, médias \pm desvios padrões (número de amostras) para as águas negras no ponto (Pi) – amostras brutas, comparadas com os resultados de outros autores.

Parâmetro	Unidade	Águas negras (Pi)	Galbiati (2009)	Paulo et al. (2019a)	Paulo et al. (2019b)	Figueiredo et al. (2019)
pH		8,72 \pm 0,75 ⁽⁶⁾	7,84 \pm 0,28 ⁽⁹⁾	7,03 \pm 0,3 ⁽²⁰⁾	7,18 \pm 0,25	7,6 \pm 0,13
OD	mgO ₂ .L ⁻¹	1,04 \pm 0,68 ⁽⁶⁾	0,00 ⁽¹⁾	n.a.	n.a.	n.a.
DQO	mg.L ⁻¹	629 \pm 356 ⁽¹⁷⁾	723 \pm 363 ⁽⁹⁾	682 \pm 484 ⁽¹⁸⁾	326 \pm 174	2375 \pm 1652
DBO	mg.L ⁻¹	184,6 \pm 117,1 ⁽³⁾	360,8 \pm 237,4 ⁽⁵⁾	n.a.	n.a.	1009 \pm 813
P _{total}	mg.L ⁻¹	2,10 \pm 1,26 ⁽¹⁸⁾	n.a.	n.a.	n.a.	23,1 \pm 13,7
N-NTK	mg.L ⁻¹	21,7 \pm 12,9 ⁽⁶⁾	335,4 \pm 89,3 ⁽⁵⁾	n.a.	n.a.	186,6 \pm 120
<i>E. coli</i>	UFC 100 mL ⁻¹	11x10 ⁵ \pm 8 x10 ⁵ ⁽⁶⁾	5,2x10 ⁶ \pm 4,7x10 ⁶ ⁽⁶⁾	n.a.	n.a.	4x10 ⁷ \pm 7,6x10 ⁵
SST	mg.L ⁻¹	164 \pm 75 ⁽⁶⁾	1137 \pm 249 ⁽⁶⁾	n.a.	n.a.	2817 \pm 2710
Turbidez	NTU	42,4 \pm 24,5 ⁽³⁾	481 \pm 291 ⁽⁹⁾	425 \pm 9 ⁽¹²⁾	115 \pm 46 ⁽¹²⁾	115 \pm 46 ⁽¹²⁾

*n.a. – não analisado.

Fonte: O Autor (2020).

O pH apresentou média de 8,72, sendo que os demais apresentaram dados mais próximos da neutralidade. Segundo Lettinga (1995), os microrganismos têm o seu pH ótimo próximo a neutralidade, com o nível ideal entre 6,5 e 7,5. Assim sendo, o valor médio do PH proporcionado pelo sistema pode ser prejudicial para o desenvolvimento dos microrganismos e ao conseqüente processo de digestão anaeróbia.

A DQO média apresentada, foi de 629 mg.L⁻¹ com máxima de 1291 mg.L⁻¹ e mínima de 391 mg.L⁻¹, caracterizando o efluente como de composição média segundo Metcalf e Eddy (1991) durante o período de monitoramento. Apenas em uma coleta o efluente teve características de esgoto forte.

Nota-se a grande variação de valores de DQO representada pelos altos desvios padrão apresentado por todos os autores exceto Paulo et al. (2019), na segunda etapa de sua pesquisa. A maior concentração foi encontrada por Figueiredo et al. (2019) de 2.375 mg.L⁻¹, que atribui esse valor, considerado forte, à origem do efluente ser exclusivamente proveniente do vaso sanitário.

Os demais autores explicam que essa variação é decorrente da variação da rotina da família, intensidade de usos dos banheiros e quantidade de usuários. Logo, no presente estudo, foi reflexo da intensidade de uso dos banheiros. Outro fator que tem impacto direto na operação e eficiência do sistema são as condições e variações climáticas, tendo em vista que afetam a evaporação do líquido no interior do tanque, diluindo-o ou concentrando.

A DBO se apresentou como fraca, com valor médio de 184,6 mg.L⁻¹, sendo consideravelmente mais baixo do que os apresentados por Galbiati (2009) que ficaram caracterizados como médio, e forte para os valores de Figueiredo et al. (2019).

Além do mais, destacam-se os resultados obtidos para concentração dos nutrientes, 2,10 mg.L⁻¹ para fósforo total e 21,7 mg.L⁻¹ para o nitrogênio orgânico e o nitrogênio amoniacal (NTK), caracterizando-os como fraco segundo Metcalf e Eddy (1991). Resultados expressivamente mais baixos que os resultados apresentados pelos outros autores, apontando que durante o período de monitoramento o efluente ainda estava muito diluído e com baixo acúmulo de nutrientes.

Para o parâmetro de sólidos suspensos total, nota-se que esses refletem nos valores de turbidez, no qual os dados do presente estudo foram consideravelmente menores que os demais. Isso pode ser explicado ao fato que o tanque monitorado

também estava recebendo efluente de duas pias, possivelmente acarretando diluição do efluente, embora os demais monitoraram a entrada do efluente já no interior do tanque, podendo existir partículas suspensas oriundas das camadas superiores e consequente aumento desses parâmetros.

No geral, para todos os parâmetros analisados os valores foram significativamente menores se comparados aos demais autores que estudaram a tecnologia, exceto a DQO, que apresentou valores relativamente mais próximos e está dentro da faixa de concentração proposta por Von Sperling, (2014) de 400 a 800 mg.L⁻¹.

O que pode explicar a menor concentração dos parâmetros, comparando com os demais autores, é o enchimento prévio do tanque com água. Contudo, não foi observada infiltração de água oriunda do solo adjacente para o interior da caixa de inspeção, sendo um bom indicador a baixa presença de SST e baixa turbidez durante o monitoramento. Caso tivesse ocorrido infiltração, partículas sólidas de terra teriam sido trazidas para o interior da caixa e acarretaria taxas mais elevadas para esses parâmetros.

Entretanto, estudos mais aprofundados são necessários para melhor compreensão da distribuição do efluente no interior do tanque.

5.4 MONITORAMENTO TEMPORO-ESPACIAL NO TANQUE SÉPTICO

Com a finalidade de melhor compreender o sistema e de comparar a amplitude de variação no interior do tanque no período de coleta, foi estudada a variação das concentrações interna para os parâmetros monitorados e comparadas as médias por coleta e as médias ao longo do tempo. A Tabela 9 apresenta as médias e o desvios padrões dos resultados para as análises físico-químicas e biológicas de cada coleta.

Os valores da temperatura, OD E OD% do líquido no interior do TEvap foram medidos com auxílio da sonda de multiparâmetros, marca *Aquaread* modelo AP 2000. Foram utilizados gráficos de barras para avaliar esses parâmetros comparando-os por coleta e por camadas (tanque séptico, brita e areia).

Para os demais parâmetros estudados, foram realizados gráficos bloxplot com o propósito de melhor visualizar a distribuição dos dados em cada coleta, visualizando

as variações interna do tanque no período e com finalidade de caracterizar os valores discrepantes denominados de *outlier*.

Ademais, com a objetivo de melhor visualizar as variações das concentrações no interior do tanque nos pontos de monitoramento, gráficos de isolinhas foram feitos para os parâmetros de DQO, P_{total} e NTK, com a finalidade de representar graficamente as variações internas nas respectivas coletas e eventuais evoluções ao longo do tempo.

Tabela 9: Resultados dos parâmetros analisados, demonstram as médias e os desvios padrões (número de amostras) para o efluente no interior do tanque séptico (pontos c) e os resultados para os afluentes - amostras brutas

Parâmetro	Unid.	COLETAS							
		Afluente 30/07/20 19	1 ^a - Início	2 ^a – 28 dias de operação	3 ^a - 48 dias de operação	Afluente 07/10/2019	4 ^a - 69 dias de operação	5 ^a - 97 dias de operação	6 ^a – 171 dias de operação
Temp.	°C	16,0	15,4 ± 0,1	14,4 ±0,1	18,7 ±0,2	21,2	19,8 (7) ±0,44	20,1 (7) ±0,28	22,5 (7) ±0,54
pH		7,9	6,4 ±0,2	9,3 ±0,3	7,1 ±0,4	9,9	8,75 (7) ±0,65	7,72 (7) ±0,31	8,36 (7) ±0,45
OD	mgO ₂ .L ⁻¹	6,7	13,4 ±25,7 a	0,4 ±0,7 b	1,9±1,1 b	0,0	0,27 (7) ±0,27 a	1,47 (7) ±0,94 a	0,79 (7) ±0,18 a
DQO	mg.L ⁻¹	523 (3)	425 (15) ±107 a	414 (17) ±108 a	474 (17) ±46 a	1291 (3)	782 (15) ±398,5 ab	1013 (19) ±196,8 a	432 (18) ±61,1 b
DBO	mg.L ⁻¹	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	278,6 (5) ±116,7 a	265,2 (5) ±23,4 a	312,3 (5) ±43,7 a
P _{total}	mg.L ⁻¹	n.a.	1,5 (14) ±0,3 a	0,228 (21) ±0,045 b	0,467 (21) ±0,082 c	2,286 (3)	5,815 (21) ±0,607 a	2,934 (21) ± 0,652 b	1,438 (21) ±1,207 c
NTK	mg.L ⁻¹	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	16,8	64,3 (7) ±22,3 a	63,8 (7) ± 15,6 a	20,6 (7) ±11,4 b
ST	mg.L ⁻¹		n.a.	103 (7) ±21 a	203 (7) ±35 a	180	471,4 (7) ±100,6 a	391,4 (7) ±94,4 a	200 (7) ±38,3 b
Turbidez	NTU		n.a.	n.a.	n.a.	19,4	155,6 ± 58,1 a	82,0 ± 33,4 b	25,8 ±24,0 b
<i>E. coli</i>	UFC 100 mL ⁻¹		n.a.	7,7x10 ⁵ (7) ±5,1x10 ⁵ a	6,3x10 ⁵ (7) ± 4,7x10 ⁵ a	11x10 ⁵	8x10 ⁵ (7) ± 2,9x10 ⁵ a	8x10 ⁵ (7) ± 8x10 ⁵ a	3x10 ⁵ (7) ± 2,4x10 ⁵ a

*n.a. – não analisado.

Letras igual não diferem entre-si estatisticamente.

Fonte: O Autor (2020).

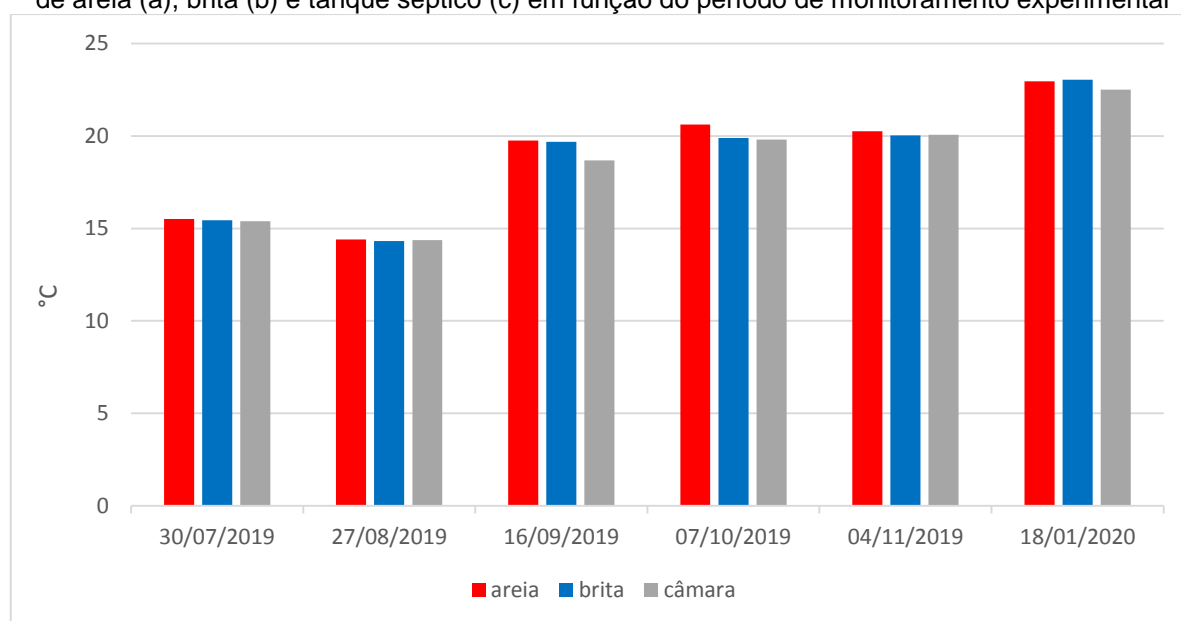
5.4.1 Temperatura

A temperatura variou entre mínimo de 14,33°C na coleta de agosto, período de inverno e máximo de 23,03°C na coleta de janeiro, período de verão. Como o sistema é enterrado a amplitude de variação interna não corresponde a temperatura do ar.

No Gráfico de temperatura (Figura 09) observa-se a variação da temperatura ao longo do tempo. Os valores da temperatura do efluente no interior do tanque não apresentaram diferenças estatisticamente significativas, quando comparados na mesma data, entre as camadas areia (a), brita (b) e câmara (c), em todos os períodos de coleta.

Nas duas primeiras coletas a temperatura do líquido no interior do tanque, estava na casa dos 15°C, conforme sugerido por Dosta et al., (2008), nessa temperatura a atividade e desenvolvimento das bactérias é drasticamente comprometida. Indicando que, nesse período, a atividade e desenvolvimento era muito baixo ou praticamente nulo. Nas demais coletas a temperatura do líquido no interior do tanque ficou, em todas as camadas, na casa dos 20°C ou muito próximas, sugerindo um cenário mais adequado para atividade microbiana.

Figura 09: Gráfico de variação média da temperatura do líquido no interior do TEvap, nas camadas de areia (a), brita (b) e tanque séptico (c) em função do período de monitoramento experimental

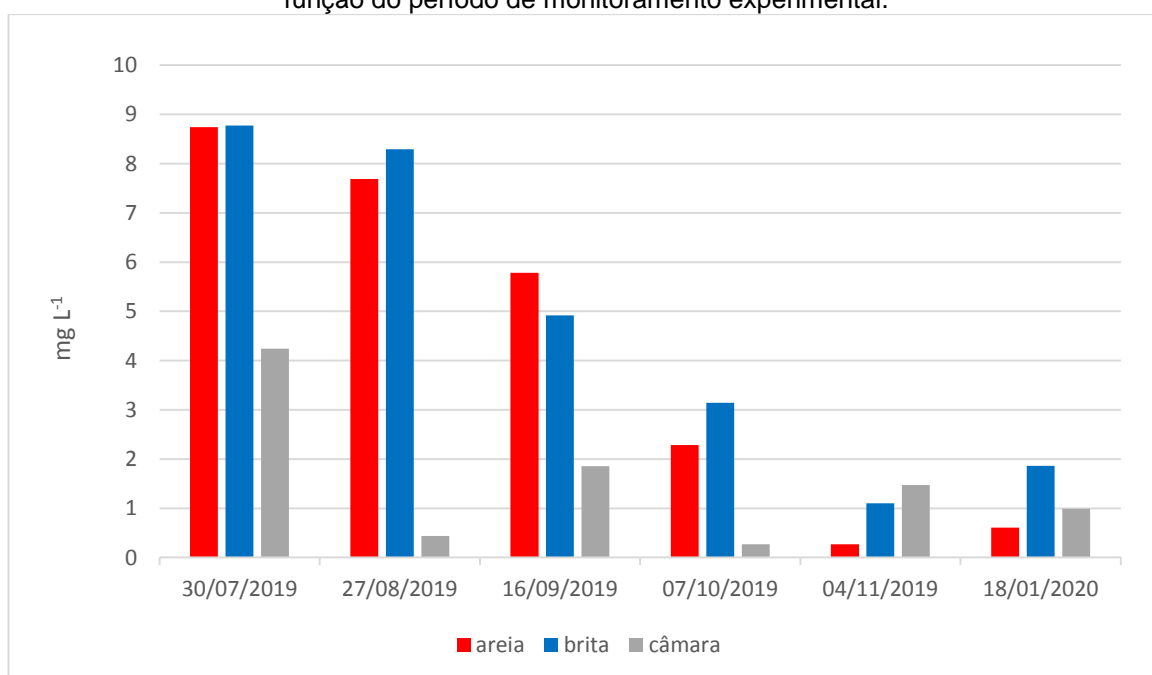


Fonte: O Autor (2020).

5.4.2 Oxigênio dissolvido

As concentrações de OD, na primeira coleta foram acima de 8 mg.L^{-1} nas camadas superiores e acima de 4 mg.L^{-1} no interior do tanque séptico. Dessa forma, presumidamente, não houve atividade de bactérias anaeróbia (LOESCHE, 1969). Assim como na camada de areia e brita da segunda coleta, com concentrações próximas a 8 mg.L^{-1} . A partir da terceira coleta, observa-se uma baixa significativa de concentração de OD em todas as camadas, assim como apresentado no tanque séptico já na segunda coleta. Tão logo indicando a formação de colônias de bactérias e consequente digestão biológica da matéria orgânica contida no efluente. Já na quinta e na última coleta os níveis de OD estão abaixo de 2 mg.L^{-1} , em todas as camadas do TEvap, caracterizando ambiente propício para atividades anaeróbias.

Figura 10: Gráfico de variação média do (OD) do efluente no interior do TEvap, nas camadas em função do período de monitoramento experimental.



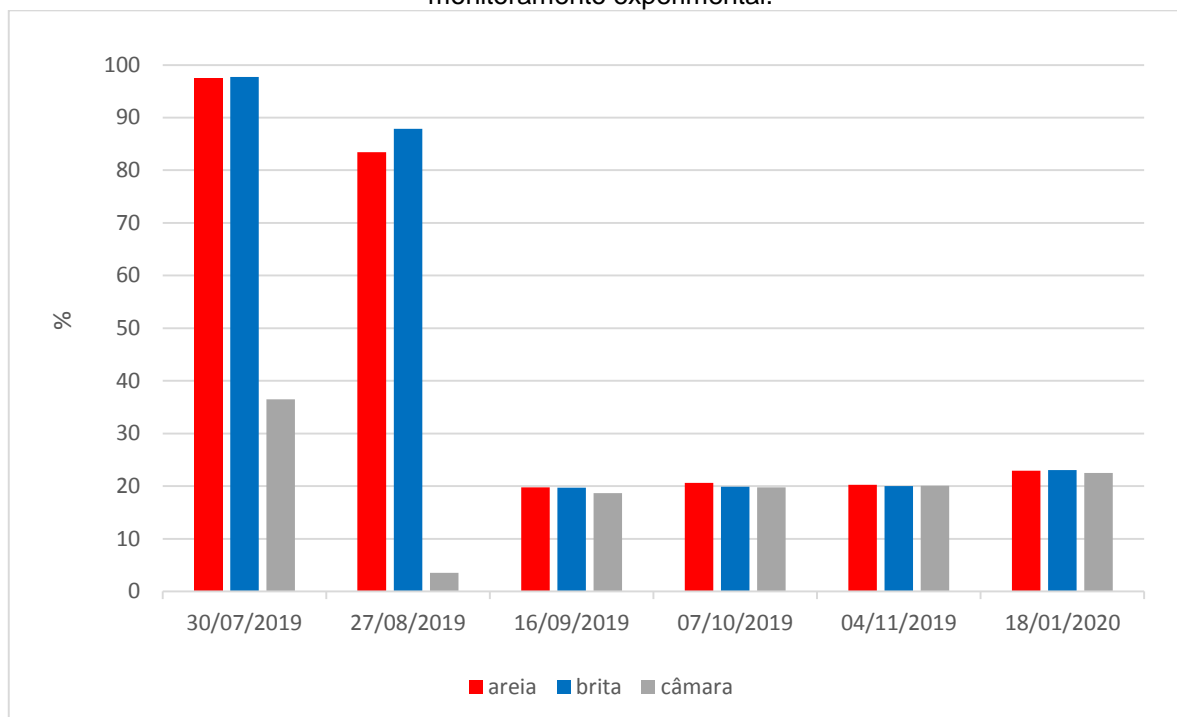
Fonte: O Autor (2020).

5.4.3 Oxigênio dissolvido porcentagem da saturação

Os valores de OD%, nas duas primeiras coletas, para as camadas de areia e brita foram muito elevados, demonstrando que as concentrações do efluentes estavam pouco presentes nessas camadas. Em contrapartida a 2ª medição apresentou o valor mais baixo de OD% no interior do tanque séptico de 3,54%. Nas

coletas subsequentes os valores de OD% estabilizaram na casa de 20% em todas as camadas. Segundo os resultados da ANOVA nessas coletas, os valores do OD% não apresentaram diferença estatisticamente significativa entre as camadas, sendo os valores de OD% consideradas equivalentes em sua respectiva coleta.

Figura 11: Gráfico de variação média do (OD%) do efluente nas camadas em função do período de monitoramento experimental.



Fonte: O Autor (2020).

5.4.4 Demanda química de oxigênio

Na Tabela 9 pode-se observar o alto desvio padrão em todas as coletas para a DQO, que apresentou a maior média de níveis de concentração na 5ª coleta e a menor na 2ª coleta (1359 mg.L^{-1} e 238 mg.L^{-1} respectivamente). No Gráfico de isolinhas de DQO (Figura 13), pode-se observar a concentração de DQO em cada ponto de amostragem e comparar a evolução ao longo do tempo. Destaca-se na 5ª coleta no ponto IIIP1 a maior concentração e a menor concentração na segunda coleta no ponto IIIP1.

Fica evidente o desequilíbrio entre os pontos de amostragem na quarta coleta, sendo a maior concentração acumulada no centro do tanque e nos pontos mais

próximos da entrada (pontos IP), caracterizando a grande influência que a carga oriunda da festa proporcionou ao sistema.

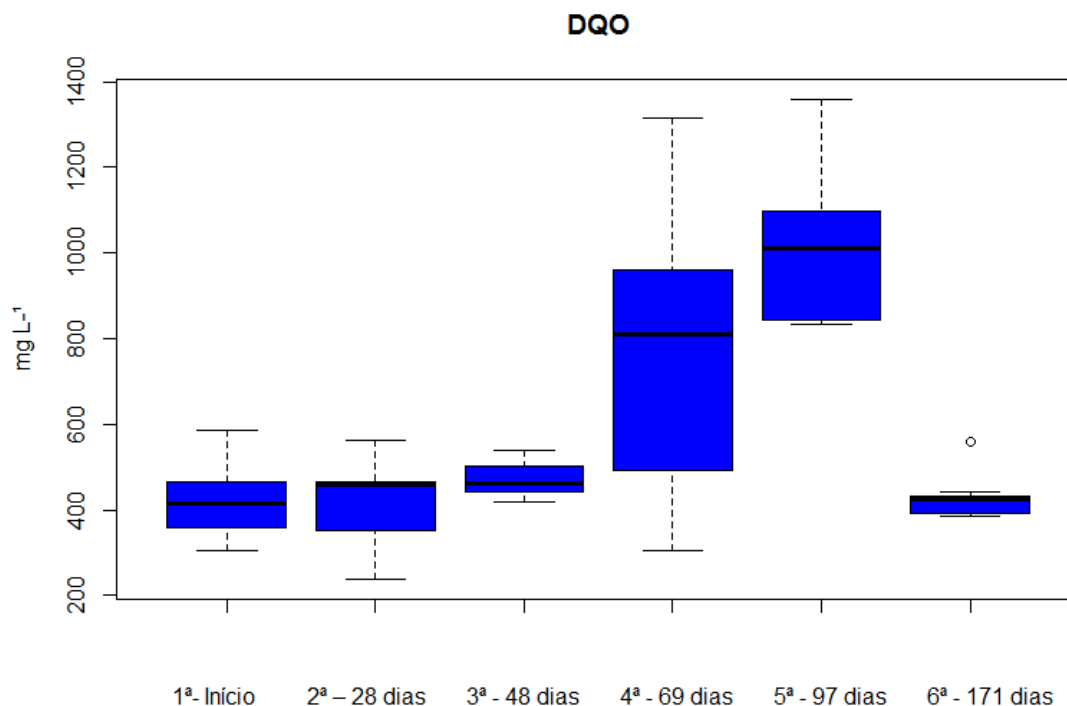
Nas três primeiras coletas observa-se concentrações mais equivalentes, porém estatisticamente diferentes. As concentrações são mais elevadas na entrada do sistema, indicando que durante o período estava havendo entrada de efluente, e possivelmente havendo algum tipo de tratamento, mesmo tímido, nos pontos mais distante.

O Gráfico de boxplot de DQO (Figura 12), evidencia também a quinta coleta com as maiores concentrações, acima de 800 mg.L^{-1} em todos os pontos. A terceira e a sexta campanhas apresentaram mais equilíbrio entre os pontos de amostragem. Sendo que na terceira todos os pontos foram considerados estatisticamente equivalentes. Na 6ª coleta, todos os pontos, exceto o ponto IIIP3, os valores foram considerados estatisticamente iguais. Representando possível homogeneização do efluente, em virtude da utilização mais eventual dos banheiros.

Na última, os valores de concentração apresentaram baixa considerável comparando-os com a quinta coleta, pode-se observar uma possível tendência do efluente em estabilizar-se ao longo do sistema, com acúmulo de DQO no ponto oposto a entrada (IIIP3), apresentado como um outlier superior no Gráfico de boxplot de DQO.

O Gráfico de DQO (Figura 12), enaltece a grande variação da quarta coleta, a maior concentração representada na quinta coleta e a drástica redução de DQO da quinta para sexta, que também aprestou a menor variação entre os pontos de coleta. Nas 3 primeiras a variação é mais constante, com medianas e pontos de máximo similares.

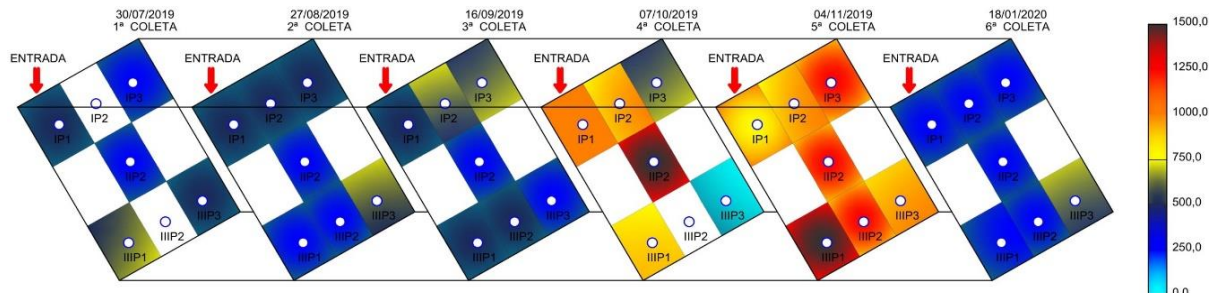
Figura 12: Gráfico de Boxplot da variação de DQO no interior do tanque (pontos c) em função do período de monitoramento experimental



Fonte: O Autor (2020).

Sendo assim, pode-se destacar a grande influência que o uso intensivo dos banheiros acarretam na concentração do efluente no interior do tanque, proporcionando aumento nos valores e ocasionando grandes variações de concentrações e o aumento drástico dos valores nos pontos mais na entrada do tanque. Com o uso mais casual dos banheiros, os níveis de DQO apresentaram valores mais baixos e taxas mais equilibradas entre os pontos, diminuindo a variabilidade dos dados, com “tendência” mais homogênea no interior do tanque. Houve também, tendência de concentração da DQO no lado oposto a entrada do sistema (ponto IIIP3), devido a declividade de fundo.

Figura 13: Gráfico de Isolinhas de DQO, representa as médias por ponto no interior do tanque ao longo do período de monitoramento experimental



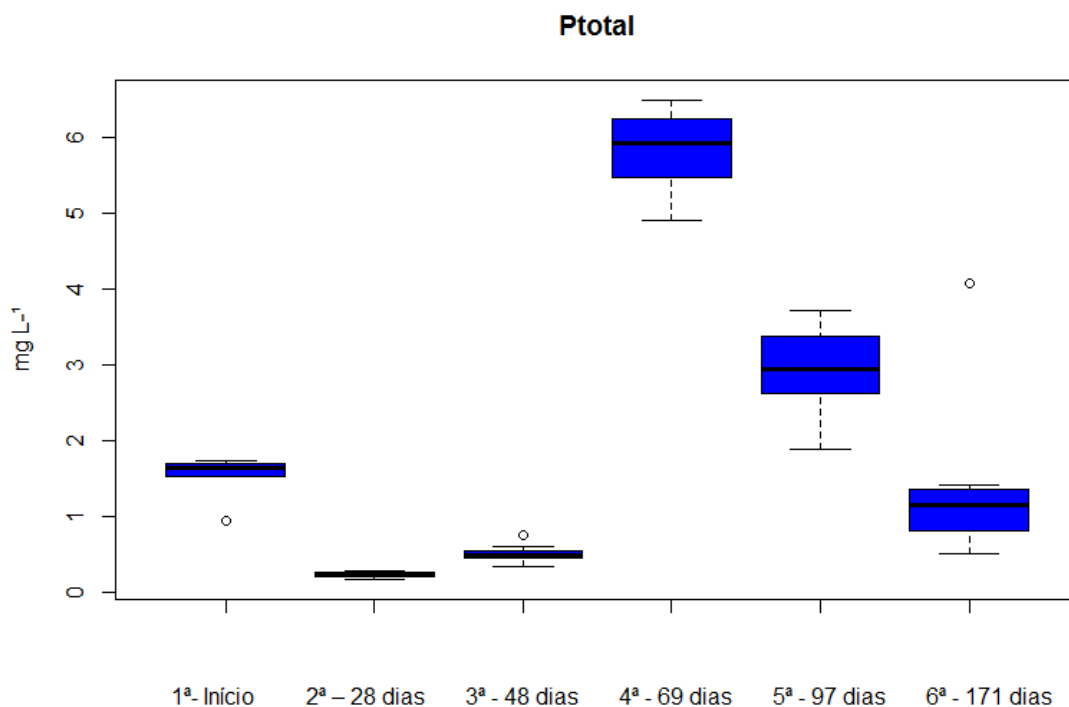
Fonte: O Autor (2020).

5.4.5 Fósforo total

O fósforo total (fósforo orgânico e inorgânico) apresentou a maior média de concentração na 4ª coleta 6,49 mg.L⁻¹ no ponto IIP3 e a menor concentração foi na 2ª coleta 0,166 mg.L⁻¹. No Gráfico de isolinhas de P_{total} (Figura 15), observa-se que a 4ª coleta apresentou os maiores valores de concentrações em todos os pontos de amostragem, sendo as maiores concentrações, no final do tanque nos pontos (IIP). As menores concentrações, podem ser observadas na 2ª coleta, sendo a menor no ponto IIP3 (0,166 mg.L⁻¹). Existe uma certa homogeneização do sistema na 2ª coleta, porém não comprovada estatisticamente, os pontos diferem entre si.

No gráfico de boxplot de P_{total} (Figura 14) caracteriza a 4ª coleta como a de valores de concentração mais elevados, seguido de baixas nas coletas seguintes. A sexta coleta apresentou um valor de outlier superior muito maior do que o máximo, representado pelo ponto IIP3. Isso pode indicar que ao longo do tempo pode estar havendo concentração nesse ponto, sugerindo que este ficou mais abaixo que os demais pontos e pode estar havendo acúmulo no local. Essa redução de fósforo, caracterizou a rápida assimilação do fósforo inorgânico pelo material cerâmico, conforme já discutido.

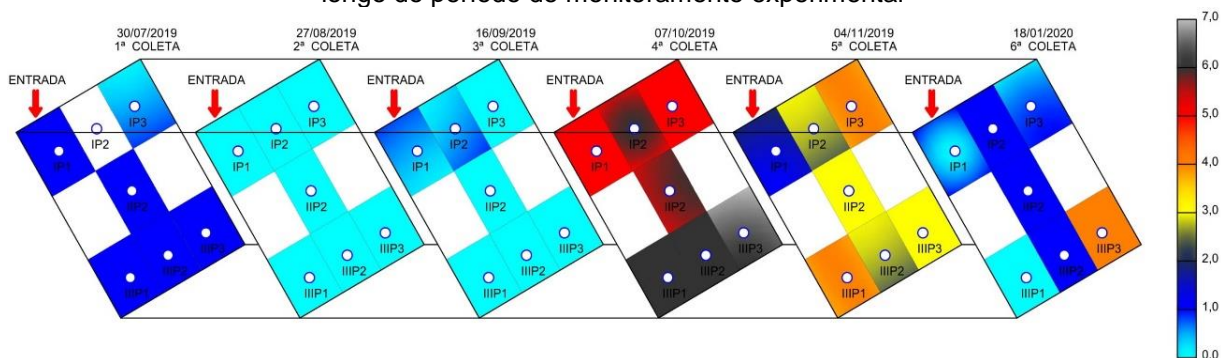
Figura 14: Gráfico de Boxplot da variação do P_{total} no interior do tanque (pontos c) em função do período de monitoramento experimental



Fonte: O Autor (2020).

A segunda e a terceira coletas apresentaram os valores mais baixos e as menores variações, com medianas, primeiro e terceiro quartis muito próximos dos valores de mínimo e máximo. A primeira coleta apresentou valores mais altos que a 2ª e 3ª coletas, contudo existe um outlier inferior no ponto IP3, indicando talvez que esse ponto recebeu menos efluente. A redução do P_{total} também pode ser devida a rápida assimilação do fósforo pelo material cerâmico.

Figura 15: Gráfico de Isolinhas do P_{total} , representa as médias por ponto no interior do tanque ao longo do período de monitoramento experimental



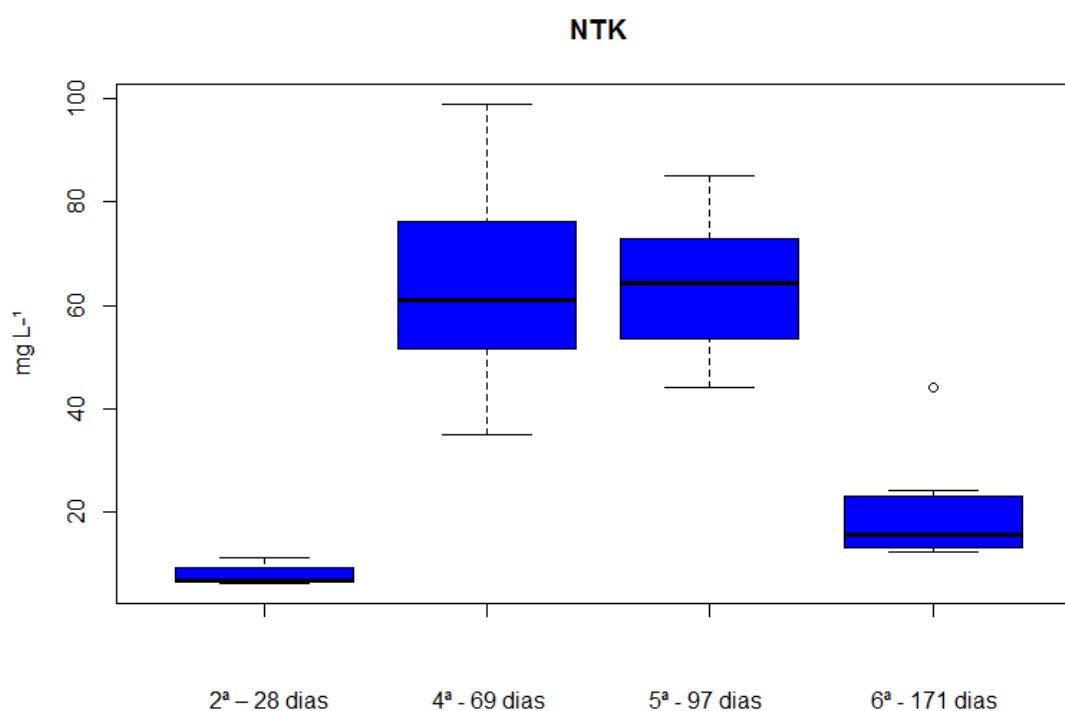
Fonte: O Autor (2020).

5.4.6 Nitrogênio orgânico e amoniacal

O nitrogênio orgânico e o nitrogênio amoniacal (NTK) no Gráfico de isolinhas do NTK (Figura 17), apontou a maior concentração na 4ª coleta, no ponto IIP1 com $98,98 \text{ mg.L}^{-1}$ e a menor concentração na 2ª coleta no ponto IIP2 com $6,16 \text{ mg.L}^{-1}$. Na 2ª e 6ª coletas observou-se uma possível homogeneização do efluente, porém não comprovadas estatisticamente. A 6ª coleta apontou uma possível concentração no ponto IIP3 $44,10 \text{ mg.L}^{-1}$, valor esse bem acima dos demais, a qual se apresenta como um outlier superior no Gráfico de boxplot (Figura 16), corroborando com a hipótese que esse ponto ficou abaixo dos demais.

O Gráfico 8 de boxplot enfatiza a baixa concentração de NTK na 2ª coleta.

Figura 16: Gráfico de boxplot da variação de NTK no interior do tanque (pontos c) em função do período de monitoramento experimental

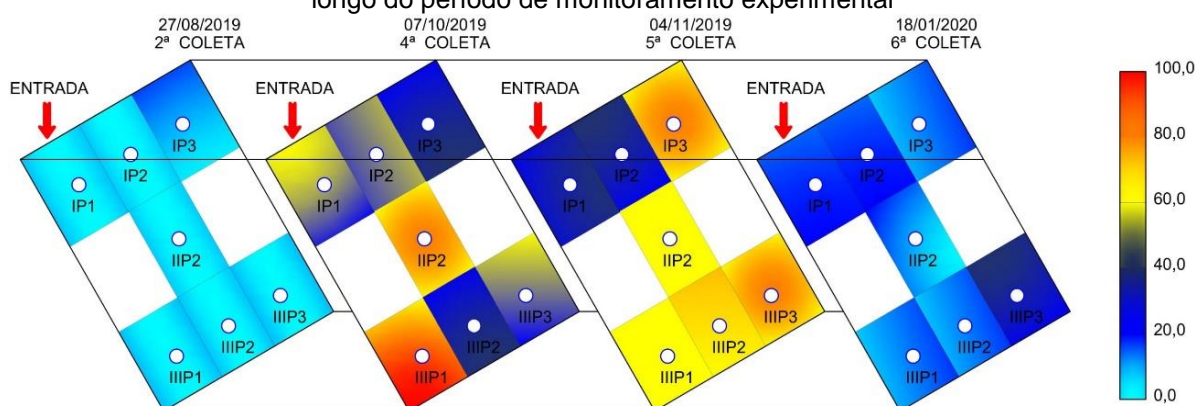


Fonte: O Autor (2020).

O NTK na 2ª coleta apresentou valor mínimo muito próximo do primeiro quartil e da mediana, ficou caracterizada como a de menor variação entre os pontos de coletas e a de menor concentração, quando comparada com as demais coletas. Nesse gráfico, também observou-se a 4ª coleta, com a maior média de valores e maior variação dos dados, enfatizado pelo Gráfico de isolinhas de NTK.

No Gráfico de isolinhas de NTK foi possível observar que a 5ª coleta apresentou a maior mediana, porém menor variação dos valores em relação a 4ª, contudo apresentou média estatisticamente igual a essa. Indicando que mesmo com contínua entrada de efluente, caracterizada pela alta de parâmetros como a DQO, os valores de NTK não se alteraram.

Figura 17: Gráfico de Isolinhas de NTK, representa as médias por ponto no interior do tanque ao longo do período de monitoramento experimental



Fonte: O Autor (2020).

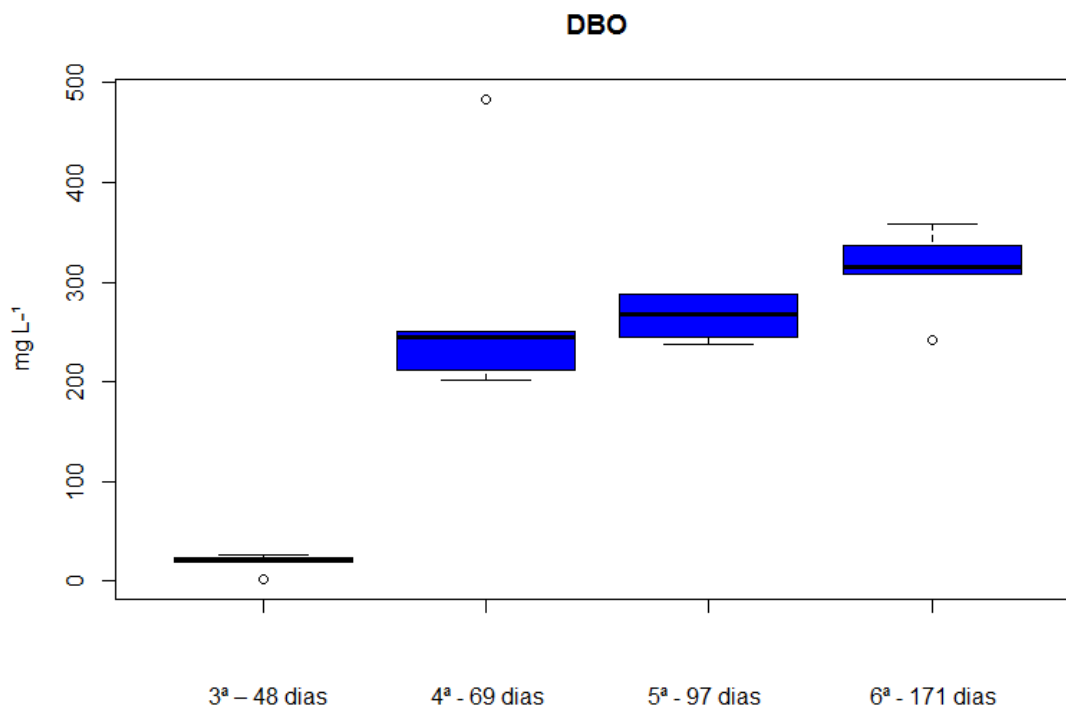
Já a 6ª coleta apresentou baixa significativa nas concentrações e menor variância dos resultados em comparação com a 4ª e 5ª, corroborando com a hipótese de que nesse período intensificou o processo de nitrificação e desnitrificação.

5.4.7 Demanda bioquímica de oxigênio

A DBO apresentou a maior média de concentração, representados na Tabela 9, na 6ª coleta, com 312,3 mg.L⁻¹. Já a menor concentração está na 3ª coleta com 18,47 mg.L⁻¹ que apresentou a menor variância dos dados, sendo que demais coletas apresentaram dados estatisticamente equivalentes.

O Gráfico de boxplot de DBO (Figura 18), apontou um aumento progressivo de valores ao longo das coletas, com ápice na 6ª coleta caracterizada por apresentar todos os valores mais elevados de concentração, exceto o outlier inferior no ponto (IIP1) 241,1 mg.L⁻¹. Na 4ª coleta o mesmo ponto apresentou o maior valor DBO 483,9 mg.L⁻¹, porém se caracterizou como um outlier superior muito fora do gráfico. Isso indica o fluxo do efluente, que em primeiro momento concentrou-se no ponto IIP1 e ao longo do tempo tem tendência em fluir para o ponto IIP3.

Figura 18: Gráfico de Boxplot da variação de DBO no interior do tanque (pontos c) em função do período de monitoramento experimental.



Fonte: O Autor (2020).

5.4.8 *Escherichia coli*

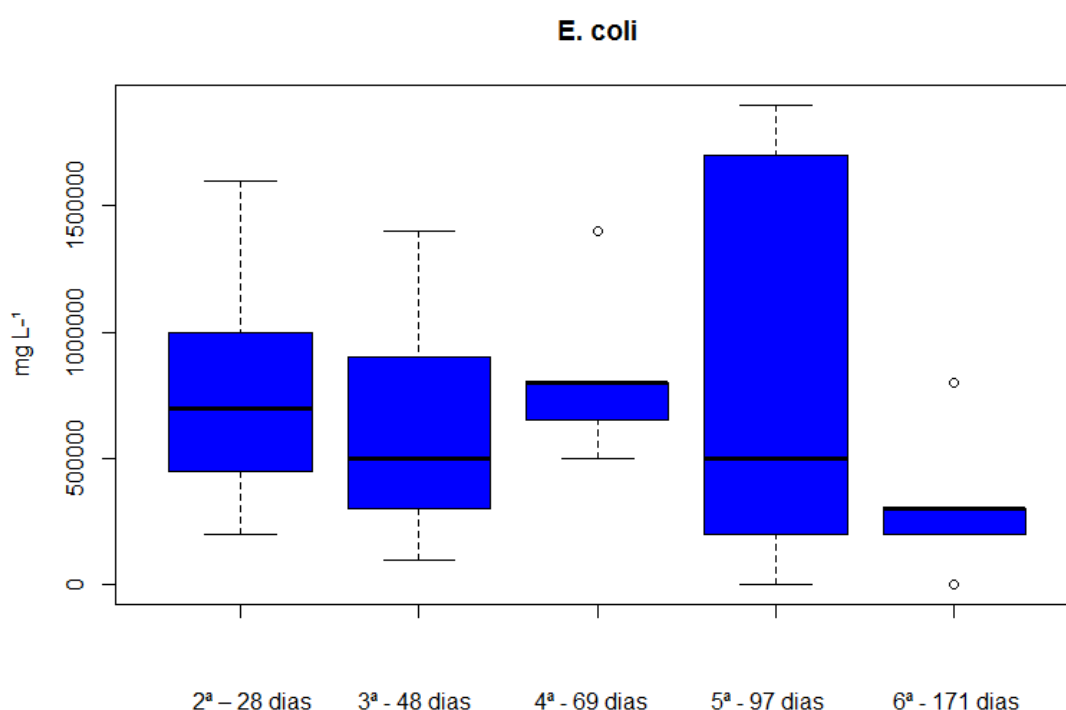
O Gráfico de boxplot para *E. coli* (Figura 19), destaca a semelhança entre a 2ª e 3ª coletas. A 4ª coleta, apesar da influência da carga concentrada não apresentou dados estatisticamente maiores que as anteriores. Apresentou 8×10^5 UFC 100 mL^{-1} em todos os pontos (IP), com maior concentração no ponto (IIIP1), sendo considerado ponto de outlier superior no Gráfico de boxplot.

Pode se observar na 5ª coleta a variação grande entre os dados, revelando a disparidade entre os pontos, sendo a mínima 0×10^5 UFC 100 mL^{-1} no ponto (IIIP1) e máxima de 19×10^5 UFC 100 mL^{-1} no ponto (IP1), considerados os pontos de mínimo e máximo no gráfico. A mediana foi de 5×10^5 UFC 100 mL^{-1} , isso decorreu devido a maior presença das bactérias *E. coli* nos pontos mais próximos da entrada do TEvap (pontos IP), e menor presença no meio e no final do tanque. Essa condição caracterizou a entrada contínua de efluente e possível formação mais intensa de colônias de bactérias no meio e no final do tanque.

A última coleta apresentou as menores concentrações de *E. coli*, tendo apresentado todos os valores na casa de 2 a 3×10^5 UFC 100 mL^{-1} , sendo esses o

primeiro e terceiro quartil do gráfico, considerados também os valores de mínimo e máximo respectivamente. No ponto (IIIP3) foi observado 8×10^5 UFC 100 mL^{-1} , o outlier superior do gráfico. Esse resultado também caracteriza o acúmulo da concentração do efluente nesse ponto. Já o outlier inferior se apresentou no ponto IP3, sugerindo, talvez, que nesse ponto não está concentrando material orgânico do efluente. Essa redução, conforme já citado, pode ter ocorrido em virtude da influência da água da chuva no sistema e/ou competição com outras bactérias.

Figura 19: Gráfico de Boxplot da variação de *E. coli* no interior do tanque (pontos c) em função do período de monitoramento experimental



Fonte: O Autor (2020).

Os valores para *E. coli*, foram estatisticamente equivalentes em todas as coletas. Destaca-se que na última coleta, como já observado e discutido nos outros parâmetros, houve acúmulo de matéria orgânica no ponto IIIP3. Esse, apresentou resultado considerado atípico com relação aos demais pontos, ao desconsiderá-lo na ANOVA pode-se afirmar estatisticamente que houve uma redução da quinta para sexta coleta.

5.4.9 Sólidos Totais

O Gráfico de boxplot de ST (Figura 20), aponta escalada ascendente de concentração, da 2ª a 4ª coleta sendo a segunda com a menor concentração e variação.

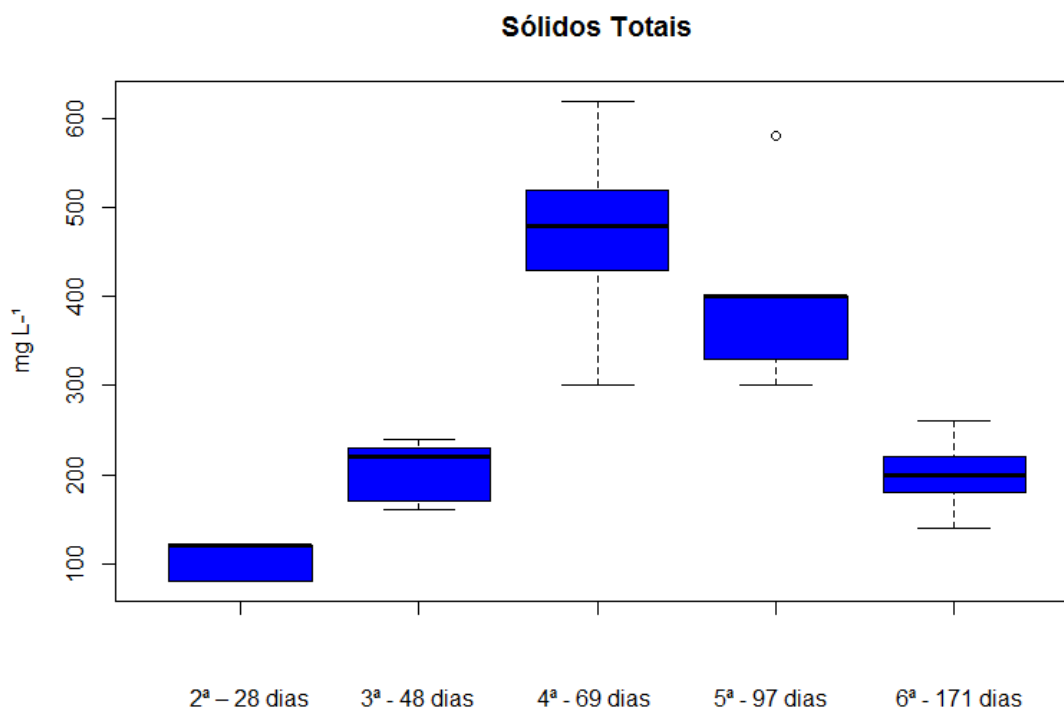
Neste gráfico a 2ª coleta, apresentou os pontos de máximo e mínimo igual aos valores de terceiro e primeiro quartil respectivamente, indicando proximidade dos valores e conseqüente baixa variação, justificado pela água já presente no TEvap que diluiu o efluente. A máxima concentração e maior média, observou-se na 4ª coleta, que também apresentou a maior variação dos valores entre os pontos de coleta. Todavia esse fator foi justificado previamente, devido a agitação interna no tanque, proporcionada pela festa, que ocasionou o desprendimento de partículas sólidas das camadas superiores. Esse valor mais elevado de ST tem correlação forte com a alta taxa de turbidez (0,73), que também apresentou a maior média e desvio padrão nessa coleta.

Na quinta e na última coleta, o gráfico aponta diminuição da concentração de ST, porém, a quinta se apresentou estatisticamente equivalente a quarta e as duas com resultados maiores que a sexta. Ao desconsiderar o outlier superior da quinta coleta (580 mg.L⁻¹ no ponto IIIP1) podemos afirmar que houve redução da quarta para quinta e desta para sexta.

A sexta coleta, representou aparente estabilidade nos dados, com baixas significativas na turbidez também, essa redução indica que, as partículas sólidas decantaram e a influência da chuva que diluiu o efluente e conseqüente reduziu as taxas de ST e turbidez no interior do tanque.

A turbidez se caracterizou maior na 4ª coleta, as outras duas são equivalentes, ainda que, a média da sexta é bem menor. A 5ª coleta apresentou correlação forte dos valores de turbidez com os ST (0,72), já a última, mesmo apresentando redução para os dois parâmetros, a correlação da turbidez com os ST se apresentou moderada (0,34) ou ainda, quase desprezível. Mesmo apresentando redução de sólidos orgânicos e inorgânicos em suspensão a redução da turbidez foi proporcionalmente maior, essa correlação caracterizou a sedimentação das partículas sólidas, oriunda das camadas superiores, no fundo do tanque e conseqüente redução da turbidez.

Figura 20: Gráfico de Boxplot da variação dos ST no interior do tanque (pontos c) em função do período de monitoramento experimental



Fonte: O Autor (2020).

Com os resultados apresentados foi possível compreender melhor o comportamento do sistema e deduzir o fluxo do efluente no seu interior. Ficou evidente que o sistema não se comportou de forma homogêneo ou de mistura completa e o fluxo de entrada de efluente tem impacto direto nos diferentes pontos do sistema. Contudo, existe intensidades diferentes das bactérias e conseqüente eficiência de tratamento variável. Desta forma, o ponto onde foi realizado a coleta tem impacto direto na amostra e nos resultados dos parâmetros físico-químico e biológicos.

A estatística demonstrou que os pontos de amostragem, em geral, apresentam valores diferentes entre si, para os parâmetros de DQO e P_{total} , independente da coleta, mesmo naquelas onde teve menor uso dos banheiros e o efluente se apresentou mais homogêneo. Portanto cada ponto compreende concentrações diferentes e caracteriza a eficiência de tratamento diferenciada, concluindo que o TEvap não funciona como uma única câmara ou um único reator.

Com relação ao fluxo, de início, devido a influência das cargas concentradas da 1ª e 4ª coletas, a matéria orgânica do efluente se concentra mais próximo à entrada, nos pontos IP1 e IP2 e com menos intensidade no ponto IP3, o fluxo de entrada se concentrou também ponto IIIP1. Nesse ponto, foram registradas as taxas

mais elevadas para quase todos os parâmetros (NTK, *E. coli*, ST, DBO e turbidez). Ao longo do tempo, a matéria orgânica e inorgânica concentrou-se no ponto (IIIP3), sendo observado na sexta coleta, para todos os parâmetros estudados, exceto pH e temperatura, taxas de concentrações consideravelmente mais altas nesse ponto, comparado com os demais pontos.

Dessa forma, pode-se deduzir que IIIP3 é o ponto mais baixo do sistema, por consequência de alguma falha construtiva, seja no nivelamento do terreno ou do alisamento do piso de concreto, que ficou mais baixos que os demais pontos. Sendo assim, induziu o fluxo do efluente para esse ponto acarretando concentração de matéria orgânica e inorgânica.

Os resultados obtidos neste trabalho indicaram que não haveria impedimento para a utilização deste tipo de tecnologia de forma complementar para tratamento de esgotos em áreas urbanas em situações específicas, como no tratamento de grupos de unidades residenciais em comunidade isoladas, não servidas por sistema de coleta e tratamento ou em áreas com maiores impedimentos do relevo para a implantação do sistema convencional.

A implantação do TEvap em residências urbanas, é defendida por (PAULO et al., 2013) porque pode reduzir a sobrecarga de estações de tratamento, reduzindo assim, descarga de poluentes em córregos e rios como resultado de tratamento precário ou superficial dos efluentes. Outrossim, propõem que o uso de sistemas plantados nas áreas urbanas também pode contribuir para o aumento da biodiversidade local, produção de alimentos, cultivo de plantas ornamentais e paisagismo, além de contribuir para a melhoria do microclima nos bairros.

5.5 DIMENSIONAMENTO E OPERAÇÃO DO TEVAP

As adequações técnicas do sistema com o intuito de promover diretrizes de dimensionamento e operação do Tanque de Evapotranspiração baseadas na experiência obtida com base na bibliografia.

- Com relação as distâncias de instalação do TEvap

Alguns aspectos da normativa da NBR 7229, que dispõe de concepções de projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos (ABNT, 1992), têm potencial para serem integrados na implantação do TEvap.

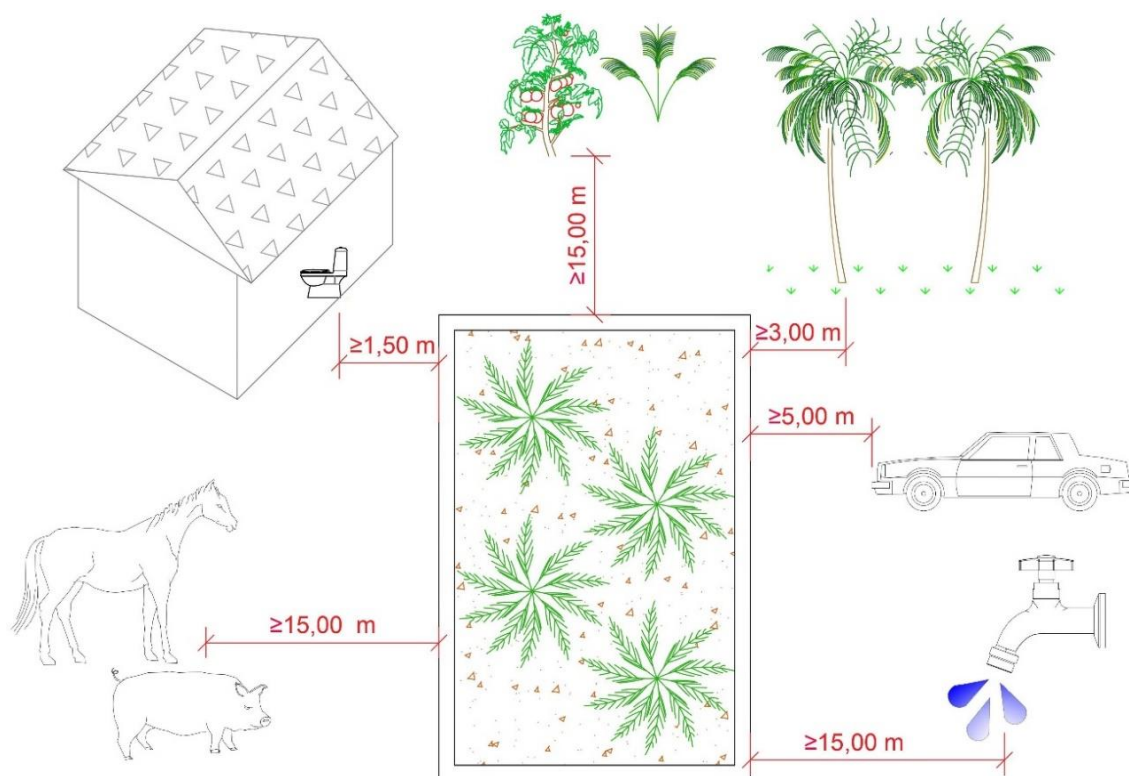
Como ponto de partida, a definição do local de sua construção deve respeitar distâncias horizontais mínimas, computadas da face externa do tanque, no que se refere a implantação de tanques sépticos ABNT (1992), componentes que também necessitam ser adotadas na construção do TEvap.

Segundo a norma, o TEvap deverá ser implantado o mais próximo do banheiro, respeitando as seguintes restrições; à 1,50 m de construções e limites de terreno; à 3,0 m de árvores e de redes de abastecimento de água e à 15,0 m de poços freáticos e quaisquer corpos de água.

Outras distâncias que este trabalho também propõe: à 5,0 m de acessos, vias ou passagem de veículos de passeio e máquinas agrícolas, de modo a resguardar a integridade estrutural do tanque; à 15,0 m de distância de hortas e plantações com a finalidade de consumo humano e animal; à 15,0 m de abrigos abertos e espaços destinado a animais de pecuária, diminuindo assim a probabilidade de contaminação e assegurando a saúde e o bem-estar dos moradores de áreas rurais.

O detalhe ilustrativo das distâncias mínimas em relação ao TEvap pode ser observado na Figura 9.

Figura 21: Esquema ilustrativo das distâncias mínimas em relação ao TEvap



Fonte: O Autor (2020).

- Com relação aos parâmetros a serem adotados para o dimensionamento do TEvap

Quanto a sua concepção, o tanque deve ser dimensionado com mínimo de 2 m² de área superficial por usuário de modo a não extravasar (VIEIRA, 2010; PAMPLONA; VENTURI, 2004). Entretanto, conforme citado por PAULO et al., (2019), a área superficial de 2 m² por usuário pode levar ao extravasamento, sendo essencial avaliar o volume de descarga diária por usuário bem como as condições climáticas locais. Os mesmos autores estimam consumo diário por habitante de água de descarga em 32 L dia⁻¹. Ao analisar essas condições, visando a eliminação da descarga de efluente tratado do sistema e desconsiderando taxas de evaporação, é possível estimar a demanda de plantio em uma bananeira (*Musa sp*) por habitante.

Conforme o estudo de Bassoi et al. (2001) a planta absorve em torno de 27 a 36 L dia⁻¹ de água, quantia equivalente ao consumo diário estimado por habitante.

É necessário considerar também a pluviosidade média anual do município, que segundo Cruz (2007), é em torno de 1.600 a 1.800 mm - quantia que pode acarretar em média mais 5 L dia⁻¹ de água ao sistema por m². Portanto, no caso de Ponta Grossa-PR, para atender também o volume adicional de água decorrente da pluviosidade, adotando-se 2 m² de área superficial por morador, é necessário o plantio de mais uma bananeira (*Musa sp*) para cada dois usuários. Ou seja, três bananeiras a cada dois usuários seriam suficientes para atender a demanda local.

Outro ponto importante é a profundidade do sistema, com aproximadamente 1,20 m, respeitando as seguintes alturas mínimas por camada de baixo para cima: tanque séptico formada por pneus e entulho (preferencialmente de material cerâmico) 55 cm; camada de brita ¾ ou similar 10 cm; camada de areia fina de construção 10 cm e a última camada com 30 cm de solo (composto exclusivamente por terra).

A declividade de fundo sugerida deve ser de 1,5%, de modo a permitir escoamento do efluente de sua entrada ao tanque para o interior e evitar acúmulo de matéria orgânica na entrada.

É desejável uma manta geotêxtil tipo bidim entre a camada de brita e areia, de modo a não descaracterizar a camada de areia, evitando a sedimentação de partículas menores para as camadas inferiores.

As plantas são parte fundamental do sistema, sendo vital o plantio de espécies de crescimento rápido e de alta demanda por água (GALBIATI, 2009). São

recomendadas espécies como: banana (*Musa sp*), mamão (*Carica papaya*), inhame (*Dioscorea spp*) e taioba (*Xanthosoma sagittifolium*) (PAMPLONA; VENTURI, 2004).

A entrada do efluente que será destinado ao TEvap, deve ser canalizada em tubo PVC DN 100 mm e direcionado para entrar no sistema direto ao tanque séptico. Deverá ainda ser cortado um dos pneus que compõem tanque, possibilitando que o tubo de PVC seja fixado ao interior do mesmo.

Ademais, dois tubos em PVC DN 50 mm devem ser instalados no tanque e fixados na câmara de pneus com comprimento total, de modo que, evite encostar no fundo do tanque e contemple 30 cm de sobra acima da camada final do solo. Um dos tubos deverá ser instalado próximo à entrada, o outro ao lado oposto. Estes não devem ser tampados, é necessária sua abertura em ambos os lados de modo a eliminar o gás metano decorrente do processo natural de decomposição da matéria orgânica pelas bactérias - servindo como “suspiro” do TEvap.

- Com relação aos aspectos construtivos

O TEvap deve ser resistente às cargas horizontais e às pressões horizontais de terra e garantir estanqueidade no seu interior. Com relação aos procedimentos construtivos: a escavação deve ser executada atendendo as alturas mínimas por camadas, de modo que as paredes fiquem alinhadas e em prumo, com a declividade de fundo de 1,5%.

A laje de fundo deve ser executada antes da construção das paredes, construído em concreto armado de traço 1:4:2 (cimento; areia; brita), com 5 cm de espessura. Um lastro de brita de 5 cm deve ser utilizada de pelo menos tela metálica hexagonal tipo galinheiro como armadura. É desejável que seja executada uma mísula de concreto juntamente com a laje de fundo, com 10 cm de altura e largura, de modo a evitar quinas vivas entre o fundo e as paredes, reduzindo a infiltração do efluente para o solo.

As paredes devem ser construídas preferencialmente em blocos cerâmicos, assentado com argamassa feita com aditivo impermeabilizante no fundo e paredes.

Outra opção, é a execução das paredes com 5 cm de espessura em ferrocimento, com argamassa de cimento e areia de (traço 1:3), com aditivo impermeabilizante e tela metálica hexagonal tipo galinheiro como armadura. Quando executado em alvenaria deve ficar a 10 cm acima do solo do modo a evitar infiltração de água do solo para o TEvap. Se for executado em ferrocimento, deve ser executada

proteção no entrono do sistema, com elevações de 10 cm de altura em terra bem compactada a fim de, também, evitar infiltração.

É indicado o revestimento de todo o tanque (fundo e paredes) com lona geomembrana em PEAD 300 micras, por ser 100% impermeável. Está ainda, possui características de alta resistência mecânica e longa durabilidade, que ajudam a minimizar possíveis infiltrações. Ou ainda, uma lona plástica de polietileno, está não tão eficiente, entretanto mais acessível.

- Com relação à estanqueidade do sistema

De modo a garantir a proposta de descarga zero do sistema TEvap, a NBR 7229 (ABNT, 1992), sugere que seja verificada a estanqueidade do sistema, antes de entrar em funcionamento. Segundo a normativa, após 7 dias para a cura do concreto das paredes e fundo do tanque, o sistema deve ser preenchido com água até a altura da geratriz inferior do tubo de entrada ao sistema. Se a variação for superior a 3% da altura útil, a estanqueidade é insuficiente, devendo-se proceder à correção de trincas, fissuras ou juntas. Após a correção, deve ser repetido o processo.

Satisfeita a condição de infiltração, o tanque séptico é composto por pneus usados de carros, que devem ser dispostos de forma linear, alinhados longitudinalmente no fundo do tanque formando túnel com a entrada do esgoto. Esses assentados isentos de rejunte ou travamento, permitindo que o efluente flua através deles.

- Com relação ao preenchimento do TEvap

O entulho composto de material cerâmico (deve-se evitar materiais de amianto), é espalhado para preencher os espaços ao redor dos pneus e por cima, cobrindo os pneus com uma pequena camada, com altura total mínima de 55 cm. A brita é a próxima, deve ser espalhada sobre o entulho preenchendo toda a superfície (mínimo 10 cm de altura) e totalmente coberta pelo bidim, para então realizar a camada de areia (mínimo 10 cm de altura), completando assim o filtro. O solo que compõe a camada final, tem que ser fértil, propício para o crescimento das culturas. As quais, plantadas o quanto antes para que se adaptem ao local e assim, tão breve possível, estejam absorvendo a água e realizando o tratamento final do esgoto.

- Com relação às operações de manutenção

A manutenção do sistema exige pouca atenção, é necessário serviço de jardinagem, como podas eventuais, retirada de partes secas de plantas, remoção de mudas e mato em excesso e a colheita de frutos, assim como a reposição de mudas e plantas mortas (GALBIATI, 2009; PAULO et al., 2013; FIGUEIREDO et al., 2019).

Em relação à produção de lodo decorrente da digestão anaeróbia, como a tecnologia no Brasil é recente, não há consenso, em virtude da ausência de monitoramento e respaldo científico da necessidade de limpeza e retirada de lodo (FIGUEIREDO et al., 2019).

Todavia, segundo a norma NBR 7229 (ABNT, 1992), pode ser sugerido o monitoramento no interior do tanque uma vez por ano, verificando-se a altura do lodo e a eventual necessidade de limpeza e retirada. Para destinação correta do lodo, os órgãos responsáveis pelo meio ambiente, saúde e saneamento básico devem ser consultados sobre o que fazer, sem prejuízos à saúde e ao meio ambiente. Quanto a remoção do lodo digerido, aproximadamente 10% de seu volume deve ser mantido no interior do tanque.

6 CONCLUSÕES

A implantação do TEvap caracterizou-se como uma tecnologia simples e de baixo custo, todavia políticas públicas específicas para o saneamento rural ainda é uma realidade distante. Fato que, nas condições observadas dos agricultores, pode inviabilizar sua execução, acarretando práticas convencionas de disposição final de efluente como as fossas negras.

Durante a primeira condição, com 48 dias de funcionamento o cenário não foi favorável para a atividade microbiológica e não caracterizou o *startup*. Após 172 dias de funcionamento, na segunda condição, o cenário demonstrou-se propício para o desenvolvimento e atividade microbiana, foi observada a redução significativa para alguns parâmetros, caracterizando o *startup* do sistema.

Mesmo recebendo cargas elevadas de efluente em um período muito reduzido, o sistema demonstrou-se capaz de incorporar o volume do efluente. Em contrapartida, acarretou taxas elevadas de concentrações, proporcionando grande variação interna, para todos os parâmetros analisados.

A assimilação de fósforo pelo material filtrante se demonstrou rápida, já na segunda coleta foi possível verificar redução significativa.

Na coleta do dia 18/01/2020, foi observado no ponto oposto a entrada (ponto IIP3), as maiores concentrações em quase todos os parâmetros, revelando os como valores de *outlier* ou atípicos. Caracterizando esse ponto, como o ponto mais baixo do tanque e passivo de acúmulo de matéria orgânica e inorgânica.

O sistema se demonstrou não homogêneo, variando estatisticamente os valores para DQO e P_{total} no interior do tanque, revelando concentrações diferenciadas do efluente nos diferentes pontos do tanque. Conseqüentemente apresentando eficiência de tratamento variável. Desta forma, o ponto onde foi realizado a coleta tem influência direta na amostra e nos resultados dos parâmetros físico-químico e biológicos.

O sistema deve ser projetado com 2 m² de área superficial por morador, executado em alvenaria rebocada com aditivo impermeabilizante, garantindo a característica de estanqueidade ao sistema, com 10 cm acima do nível do solo e com leve inclinação de fundo (1,5%). Todas as camadas devem ser executadas em ordem respeitando as alturas mínimas.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

O foco da maioria dos trabalhos a respeito do TEvap, tem priorizado a sua eficiência para o tratamento de águas negras de origem doméstica. Existe ainda um leque grande de pesquisas que podem ser realizadas sobre esta tecnologia:

Estudos com foco mais aprofundado nas plantas, com intuito de definir quantidade de plantas por habitante ou por metro quadrado de área superficial do tanque, evitando a questão do extravasamento. Definir a disposição das plantas e espaçamento entre elas, bem como possíveis combinação de plantas, com espécies maiores e menores, de modo a não prejudicar o desempenho do tratamento e o desenvolvimento delas.

O tempo de *startup* e o tempo de adaptação do sistema para atingir o ponto de tratamento “ideal”.

Estudos de médio e longo prazo, em relação ao solo, devem ser alvo de futuros debates. Entre eles, definir se o sistema é passivo de contaminação do solo no interior do tanque, no seu entrono, superficialmente e em profundidades próximas ao fundo. Identificar, o possível acúmulo de nutrientes, matéria orgânica e a presença de coliformes termotolerantes no solo adjacente.

Pesquisas mais aprofundadas, na área de micro poluentes e a possível presença/acúmulo no interior do tanque e no solo à médio e longo prazo.

Concomitantemente, a temperatura é fundamental para a eficiência de tratamentos anaeróbios. Entretanto, não existem estudos em relação a influência de temperaturas mais amenas e se essas afetam a atividade microbiana no tanque. Assim como, a relação da temperatura ambiente com o interior do sistema, levando em consideração que o tanque fica enterrado.

Outro ponto, podem ser realizados estudos comparativos relativos à eficiência do tratamento do sistema, para os diversos parâmetros, no verão (temperaturas mais altas) em relação ao inverno (temperaturas mais baixas).

Ademais, sobre temperaturas mais amenas, é exequível observar se ocorre a sobrecarga do sistema, acúmulo de nutrientes e matéria orgânica tanto no tanque como no solo, bem como a possível redução da absorção de água pelas plantas e qual o impacto no sistema como um todo.

Outra comparação interessante, é analisar o TEvap por camadas, coletando amostras do efluente em pontos próximos, para todas as camadas: tanque séptico,

brita, areia e solo, com a finalidade de comparar o fluente entre camadas e a evolução do tratamento.

A respeito da estrutura do TEvap, ensaios de estanqueidade do sistema devem ser realizados, antes do seu funcionamento, com objetivo de detectar falhas construtivas que necessitam serem corrigidas. Identificadas Infiltrações, após o funcionamento, estudos do solo são necessários para verificação de possível contaminação e analisar se as taxas são passivas de contaminação do lençol freático.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA) - Atlas Esgotos - **Despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília, 2017. Disponível em: < <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/atlas-esgotos> >. Acesso em: 16 dez. de 2020.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA) - Atlas Esgotos – **Atualização da Base de Dados de Estação de Tratamento de Esgotos no Brasil**. Brasília, 2020. Disponível em: < http://www2.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/central-de-publicacoes/encarteatlasesgotos_etes.pdf >. Acesso em: 16 de dez. de 2020.

ALCOCER, J. C. A.; COSTA, J. M. F.; RAMOS, K. M.; DUARTE JUNIOR, A.; MOREIRA, K. DA S.; COAQUIRA, C. A. C.; GUIMARÃES, A. P.; DUARTE, J. B. F. Tratamento de esgoto doméstico de regiões rurais com tanques de evapotranspiração. **Revista SODEBRAS**. Volume 10, n.112, 2015.

ALLEN, L.; CHRISTIAN-SMITH, J.; PALANIAPPAN, M. **Overview of greywater reuse**. 2010.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969: tanques sépticos: unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos. Projeto, construção e operação**. São Paulo, 1997.

BASSOI, L. H.; TEIXEIRA, A. H. C.; MOURA E SILVA, E. E.; RAMOS, C. M. C.; TARGINO, E. L.; MAIA, J. L. T.; FERREIRA, M. N. L. **Comunicado Técnico 108: Consumo de água e coeficiente de cultura em bananeira irrigada por microaspersão**. EMBRAPA Semiárido. p.4, 2001.

BENJAMIN, A. M. **Bacia de evapotranspiração: tratamento de efluentes domésticos e produção de alimentos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola, área de concentração em Construções e Ambiente), Universidade Federal de Lavras (UFLA). Lavras, Minas Gerais, p.50, 2013.

BERNARDES, F. S. Avaliação do tratamento domiciliar de águas negras por um Tanque de Evapotranspiração (TEvap). **Revista Especialize On-line IPOG**, v. 01, n. 007, p 1–17, 2014.

BHATIA, R.; BHATIA, M. Water and poverty alleviation: the role of investments and policy interventions. In: ROGERS, P. P. et al. (Ed.) *Water crisis: myth or reality?* London: **Fundación Marcelino Botín, Taylor & Francis**, p.197-220, 2006.

BRASIL. Decreto nº 6.323, de 27 de dezembro de 2007. Regulamenta a Lei nº 10.831, de 23 de dezembro de 2003, que dispõe sobre a agricultura orgânica, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 28 dez. 2007.

BRASIL. Lei nº 10.831, de 23 de dezembro de 2003. Dispõe sobre a agricultura orgânica e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 24 dez. 2003.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2007.

BRASIL. Lei nº 14.013, de 10 de junho de 2020. Dispõe sobre o valor do salário-mínimo a vigorar a partir de 1º de janeiro de 2020; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, ed. 111, seção 1, p. 5, 12 jun. 2020.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2015**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2017.212 p. Disponível em: < <http://www.snis.gov.br/> > Acesso em: 08 de ago. 2018.

BRASIL. 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 março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Publicada no DOU nº 92, de 16 de maio de 2011.

BROWN, C.; NEVES-SILVA, P.; HELLER, L. Direito humano à água e ao esgotamento sanitário: Uma nova perspectiva para as políticas públicas. **Ciencia e Saude Coletiva**, v. 21, n. 3, p.661–670, 2016.

CALDERÓN-VALLEJO, L. F. et al. Performance of a system with full- and pilot-scale sludge drying reed bed units treating septic tank sludge in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 71, n. 12, p.1751–1759, 2015.

CAIXA ECONÔMICA FEDERAL: Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI). Disponível em: < <https://www.caixa.gov.br/poder-publico/modernizacao/gestao/sinapi/Paginas/default.aspx> >. Acesso em: 18 out. 2019.

CHERNICHARO, C.A.L. Reatores anaeróbios. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, (**Princípio do tratamento biológico de águas residuárias, 5**) 2.ed. Belo Horizonte p.245, 2007.

COELHO, C. F.; REINHARDT, H.; ARAÚJO, J.C. Fossa verde como componente de saneamento rural para a região semiárida do Brasil. **Eng Sanit Ambient**, v.23, n.4, 2018.

COELHO, E. F.; DONATO, S. L. R.; OLIVEIRA, P. M.; CRUZ, A. J. S. **Capítulo 2. Relações hídricas II: evapotranspiração e coeficientes de cultura. In: Irrigação da Bananeira**. Coelho, E. F. (editor). Brasília: DF. EMBRAPA. p.280, 2012.

COELHO, C. F. **Impactos socioambientais e desempenho do sistema fossa verde no assentamento 25 de maio, Madalena (CE)**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Ceará (UFC), Fortaleza, Ceará, p. 112, 2013.

CORDELL, D.; DRANGERT, J. O.; WHITE, S. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. **Global Environmental Change**, v. 19, n. 2, p. 292–305, 2009.

CRISPIM, J. de Q. et al. **Estações de Tratamento de Esgoto: Uma Forma de Melhorar a Qualidade de Vida do Agricultor Familiar**. Disponível em: < <http://www.revistaea.org/artigo.php?idartigo=2437> >. Acesso em: 08 de out. 2018.

CRUZ, G.C.F. Alguns aspectos do clima dos Campos Gerais. In: MELO, M.S. et al. **Patrimônio natural dos Campos Gerais do Paraná**. Ponta Grossa: UEPG, p.230, 2007.

DA COSTA CINTHIA, C. C.; GUILHOTO, J. J. M. Rural sanitation in Brazil: Impact analysis of the septic tank digester. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, p.51–60, 2014.

DA COSTA, J. F. et al. Role of vegetation (*Typha latifolia*) on nutrient removal in a horizontal subsurface-flow constructed wetland treating UASB reactor-trickling filter effluent. **Water Science and Technology**, v. 71, n. 7, p.1004–1010, 2015.

DA SILVA, M. E. R.; DOS SANTOS, A. B. Sistemas individuais para esgotamento sanitário. In: Projetos e construção de sistemas de esgotamento sanitário: guia do profissional em treinamento: nível 2. **Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (org)**. – Salvador: ReCESA, 2008.

DAVIS, C K, “Ethical Dilemmas in Water Recycling”, Chapter 15, in Water Reuse — An International Survey, (B Jimenez and T Asano, eds), **IWA Publishing**, London, p.281-298, 2008.

DE OLIVEIRA CRUZ, L. M.; TONETTI, A. L.; GOMES, B. G. L. A. Association of septic tank and sand filter for wastewater treatment: full-scale feasibility for decentralized sanitation. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**. p.8, 268-277, 2018.

DE SOUSA, A. C. A.; COSTA, N. DO R. Incerteza e dissenso: Os limites institucionais da política de saneamento brasileira. **Revista de Administracao Publica**, v. 47, n. 3, p.587–599, 2013.

DE WILT, A. et al. Micropollutant removal in an algal treatment system fed with source separated wastewater streams. **Journal of Hazardous Materials**, v. 304, p.84–92, 2016.

DOSTA, J.; FERNANDEZ, I.; VAZQUEZ-PADIN, J. R.; MOSQUERA-CORRAL, A.; CAMPOS, J. L.; MATA-ALVAREZ, J.; MENDEZ, R. Short-and long-term effects of temperature on the Anammox process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 154, n. 1, p.688-693, 2008.

EMATER/FBB - Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado de Minas Gerais. Tecnologia social: Fossa Ecológica/ Tevap. Fundação Banco do Brasil, p. 14, 2016.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual para Formação e Capacitação de Grupos Comunitários em Metodologias Participativas de Monitoramento da Qualidade da Água. 2011.

ESREY S.; GOUGH J.; RAPARORT D. **Ecological sanitation**. Stockholm: Sida, 1998.

FADANELLI, L. E. A. et al. Considerations on design and implementation parameters of domestic wastewater treatment by subsurface flow constructed wetlands. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 4, p.809–819, 2019.

FEWTRELL L.; BARTRAM J. Water Quality: Guidelines, Standards and Health, World Health Organization, **IWA Publishing**, London, UK. 2001.

FIGUEIREDO, I. C. S. et al. Bacia de Evapotranspiração (BET): uma forma segura e ecológica de tratar o esgoto de vaso sanitário. **Revista DAE**, v. 67, n. 220, p.115–127, 2019.

FIGUEIREDO, I. C. S.; SANTOS, B. S. C.; TONETTI, A. L. **Tratamento de esgoto na zona rural: fossa verde e círculo de bananeiras**. Biblioteca Unicamp. Campinas, p. 28, 2018.

FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. Ministério da Saúde. CataloSan: Catálogo de soluções sustentáveis de saneamento - gestão de efluentes domésticos. Eds: Paulo, P.L.; Galbiati, A.F.; Magalhães, F.J.C. Brasília, p.50, 2018.

FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. Ministério da Saúde. Manual de Saneamento. Brasília, DF, 4ed, 2015.

GALBIATI, A. F. Tratamento domiciliar de águas negras através de tanque de evapotranspiração. **Dissertação (Mestrado). Universidade de Mato Grosso do Sul. Campo Grande - MS. Brasil.**, p.38, 2009.

GLASS, A. D. M. Nitrogen Use Efficiency of Crop Plants: Physiological Constraints upon Nitrogen Absorption. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 22, n. 5, p.453–470, 2003.

GOOGLE. Google Maps. Disponível em: < <https://www.google.com.br/maps/dir/-25.1353037,-50.0432117> > Acesso em: 23 de jan. 2019.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. Past: Paleontological statistics software Package for education and data analyses. Version 4.02. Disponível em: < <http://folk.uio.no/ohammer/past/> >. Acessado em: 2020.

HAQ, G.; CAMBRIDGE, H. Exploiting the co-benefits of ecological sanitation. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 4, n. 4, p.431–435, 2012.

HERNÁNDEZ-LEAL, L.H.; TERVAHAUTA, T.; ZEEMAN, G. **Resource recovery from source separated domestic wastewater; energy, water, nutrients and organics**. In: Lema, J.M., Suarez Martinez, S. (Eds.), *Innovative Wastewater Treatment*. 2017.

HIJOSA-VALSERO, M. et al. Assessment of full-scale natural systems for the removal of PPCPs from wastewater in small communities. **Water Research**, v. 44, n. 5, p.1429–1439, 2010.

INSTITUTO ÁGUA E TERRA - IAT. Disponível em: <<http://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Sistema-de-Informacoes-Hidrologicas>>. Acesso em: 27 jan. 2021

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Censo Demográfico 2000. Brasil. Rio de Janeiro. 2002. Anuário estatístico de 2000 e 2005. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 24 set. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD). Síntese de Indicadores. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. 2015

KAHILUOTO, H. et al. Taking planetary nutrient boundaries seriously: Can we feed the people? **Global Food Security**, v. 3, n. 1, p. 16–21, 2014.

KAMMEYER, C. The world's water Challenges (2017). **Pacific Institute**. Disponível em: <<https://pacinst.org/worlds-water-challenges-2017/>>. Acesso em: 2 out. 2020.

KIRCHMANN, H; PETTERSSON, S. Human urine - chemical composition and fertilizer use efficiency. **Fertilizer Research**. p.40, 149-154, 1995.

LAM, L.; KURISU, K.; HANAKI, K. Comparative environmental impacts of source-separation systems for domestic wastewater management in rural China. **Journal of Cleaner Production**, v. 104, p. 185–198, 2015.

LANA, L. C. O. et al. Performance of a single stage vertical flow constructed wetland system treating raw domestic sewage in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 68, n. 7, p.1599–1606, 2013.

LANGERGRABER, G.; MUELLEGGER, E. Ecological Sanitation - A way to solve global sanitation problems? **Environment International**, v. 31, n. 3, p.433–444, 2005.

LARSEN, T. A. et al. Emerging solutions to the water challenges of an urbanizing world. **Science**, v. 352, n. 6288, p.928–933, 2016.

LEMES, J.L.V.B.; Shirmer, W.N.; Caldeirac, M. V.; Kaickd, T. V.; Abele, O.; Bárbara, R. R. Tratamento de esgoto por meio de zona de raízes em comunidade rural. **Revista Acadêmica Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, v. 6, n. 2, p. 169-179, 2008.

LETTINGA, G. **Anaerobic and wastewater treatment systems**. *Antonie van leeuwenhoek*, Dordrecht, v.67, p.3-28, 1995.

- LIMA, L. M. Q. Lixo: tratamento e biorremediação. **Hermus editora Ltda**, p.265, 1995.
- LIU, C. et al. Evolution of microbial community along with increasing solid concentration during high-solids anaerobic digestion of sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 216, p.87–94, 2016.
- LOESCHE, W. J. Oxygen sensitivity of various anaerobic bacteria. **Applied microbiology**, v. 18, n. 5, p.723–727, 1969.
- LONDONG, J., **Practical experience with source separation in Germany**. In: Larsen, T.; Udert, K.; Lienert, J. (Eds.), *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management*. IWA, London, pp. 423e430, 2013.
- MANDAI, P. **Modelo descritivo da implantação do sistema de tratamento de águas negras por evapotranspiração**. Associação Novo Encanto de Desenvolvimento Ecológico - ANEDE. Monitoria Canário Verde, Brasília. Relatório técnico. 2006.
- MASSICOTTE, M.-J. Solidarity Economy and Agricultural Cooperatives: The Experience of the Brazilian Landless Rural Workers Movement. **Journal of Agriculture, Food Systems, and Community Development**, v. 4, n. 3, p.155–176, 2014.
- MATAMOROS, V.; RODRÍGUEZ, Y.; ALBAIGÉS, J. A comparative assessment of intensive and extensive wastewater treatment technologies for removing emerging contaminants in small communities. **Water Research**, v. 88, p. 777–785, 2016.
- MATEO-SAGASTA, J.; ZADEH, S. M.; TURRAL, H. Water pollution from agriculture: A global review. **Executive Summary**, p. 35, 2017.
- MCGRANAHAN, G. Realizing the Right to Sanitation in Deprived Urban Communities: Meeting the Challenges of Collective Action, Coproduction, Affordability, and Housing Tenure. **World Development**, v. 68, p.242–253, 2015.
- METCALF; EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3ed. New York: **McGraw-Hill**, p.1334, 1991.
- MOLINOS-SENANTE, M. et al. Assessing the sustainability of small wastewater treatment systems: A composite indicator approach. **Science of the Total Environment**, v. 497–498, p. 607–617, 2014.
- MOLLISON, B. C.; HOLMGREN, D. (1978). **Permaculture 1: A perennial agricultural system for human settlements**. Melbourne, Victoria, Australia, 1978.
- NGUVAVA, M.; ABIODUN, B.J.; OTIENO, F. Projecting drought characteristics over East African basins at specific global warming levels. **Atmos. Res.** 2019.
- NITSCHKE, P. R. et al. Atlas climático do Estado do Paraná. **Instituto Agrônômico do Paraná**. Londrina, 2019.

PAPAEVANGELOU, V. A.; GIKAS, G. D.; TSIHRINTZIS, V. A. Evaluation of evapotranspiration in small on-site HSF constructed wetlands. **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 47, n. 5, p. 766–785, 2012.

PAMPLONA, S.; VENTURI, M. Esgoto à flor da terra. **Permacultura Brasil**. Soluções ecológicas. V16, 2004. Disponível em: <<http://fazenda.ufsc.br/files/2017/02/Pamplona-Venturi-Permacultura-Brasil-2004-n16.pdf>> Acesso em: 08 de ago. 2018.

PAULO, P. L. et al. Evapotranspiration tank for the treatment, disposal and resource recovery of blackwater. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 147, n. April, p.61–66, 2019.

PAULO, P. L. et al. Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 95–100, 2013.

PAULO, P. L.; BERNARDES, F. S. **Estudo de Tanque de Evapotranspiração Para o Tratamento Domiciliar de Águas Negras**. p. 10, 2008.

PERJESSY, R. J. **Modelos sustentáveis para o tratamento de efluentes sob abordagem da gestão ambiental**. p. 91, 2017.

PICO, Y.; ALVAREZ-RUIZ, R.; ALFARHAN, A. H.; EI-SHEIKH, M. A.; ALOBAID, S. M.; BARCELO, D. Uptake and accumulation of emerging contaminants in soil and plant treated with wastewater under real-world environmental conditions in the Al Hayer area (Saudi Arabia). **Sci Total Environ**. 2019.

PIRES, A. P. F.; FARJALLA, V. F.; FARIA, B. M.; RODRIGUEZ, D. A.; GOMES, E. A. T.; SANTOS, E. C.; SODRÉ, F. N. G. A. S.; SABINO, J.; ESPÉCIE, M. A.; PINHEIRO, M. R. C.; RIBEIRO, M. L.; BOZELLI, R. L.; PANOSSO, R. F.; MORMUL, PIRES, F. J. **Construção participativa de sistemas de tratamento de esgoto doméstico no Assentamento Rural Olga Benário-MG**. Dissertação (Mestrado em Geotécnica e Saneamento ambiental), Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG, 118p, 2012.

POORTVLIET, P. M. et al. Acceptance of new sanitation: The role of end-users' pro-environmental personal norms and risk and benefit perceptions. **Water Research**, v. 131, p.90–99, 2018.

PRÜSS-ÜSTÜN, A. et al. Safer water, better health. **World Health Organization**, p.53, 2008.

RAY, E. et al. **Sanitation for Low-Income Regions** : A Cross-Disciplinary Review. p.1–32, 2019.

REBOUÇAS, A. C. Estratégias para se beber água limpa. In: O município no século XXI: cenários e perspectivas. São Paulo: **Cepam**, p.199 a 215, 1999.

REID, A. J. et al. Emerging threats and persistent conservation challenges for

freshwater biodiversity. **Biological Reviews**, v. 94, n. 3, p.849–873, 2019.

RESENDE, R. G.; FERREIRA, S.; FERNANDES, L. F. R. O saneamento rural no contexto brasileiro. **Revista Agrogeoambiental**, v. 10, n. 1, p.131–149, 2018

REZENDE, V. C. D. Tanque de Evapotranspiração no tratamento de esgoto sanitário em comunidades rurais. **Dissertação (Pós-Graduação). Instituto Federal Goiano – Campus Urutaí de Goiás. Urutaí - GO. Brasil.**, p.38, 2019.

RITTMANN, B. E. **The energy issue in urban water management**. In: Larsen, T.A., Udert, K.M., Lienert, J. (Eds.), *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management*. IWA, London, p.13-27, 2013.

RODRIGUES, D. P. **Gestão De Águas E Efluentes Do Centro Espírita Beneficente União**. CUIABÁ, MATO GROSSO, p.1–5, 2014.

SATTERTHWAITE, D. Missing the Millennium Development Goal targets for water and 157 sanitation in urban areas. **Environment and Urbanization**, v. 28, n. 1, p. 99–118, 2016.

SCHWINDT, A. R. et al. An environmental oestrogen disrupts fish population dynamics through direct and transgenerational effects on survival and fecundity. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 3, p.582–591, 2014.

SEIFFERT M. E. B. ISO 14001 Sistemas de gestão ambiental: implantação objetiva e econômica. São Paulo: **Atlas**, 2011.

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

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS. Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos. Brasília: Ministério das Cidades, 2019. Disponível em: < <http://www.snis.gov.br> >. Acesso em: 20 out. 2020.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS. Diagnóstico dos serviços de água e esgotos. Brasília: Ministério das Cidades, 2020. Disponível em: < <http://www.snis.gov.br> > Acesso em: 18 jan. 2021

SOUZA, DE O. F. K. **Fossas negras: um problema para o meio ambiente e para a saúde pública**, 2015.

STRAUBHAAR, R. Public Representations of the Collective Memory of Brazil's Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra. **Latin American Perspectives**, v. 42, n. 3, p.107–119, 2015.

TERVAHAUTA, T. et al. Prospects of source-separation-based sanitation concepts: A model-based study. **Water (Switzerland)**, v. 5, n. 3, p.1006–1035, 2013.

TONETTI, A. L.; et al. Avaliação de um sistema simplificado de tratamento de esgoto visando a utilização em áreas rurais. **Revista Brasileira de Engenharias Agrícola Ambiental**, v. 14, n. 2, p. 227-234, 2010.

TONETTI, A. L. et al. **artigos técnicos Remoção da Matéria Orgânica de Efluente Doméstico por Reator Anaeróbio Preenchido com Coco Verde**. 2014.

TONON, D.; TONETTI, A. L.; FILHO, B.C.; BUENO, D. A. C. Wastewater treatment by anaerobic filter and sand filter: Hydraulic loading rates for removing organic matter, phosphorus, pathogens and nitrogen in 151 tropical countries. **Ecological Engineering**, v. 82, p.583-589, set. 2015. Elsevier BV.

UNITED NATIONS - UN Millennium Project Task Force on Water and Sanitation Final Report Health, Dignity, and Development: What Will It Take? Key Recommendations. Final report. Swedish International Water Institute (SIWI), p.52, 2005.

UNITED NATIONS - UN General Assembly. 2010. The human right to water and sanitation. UN Resolution 64/292. New York: United Nations. 2010.

UNITED NATIONS – UN. World Water Assessment Programme. The United Nations World Water Development Report 2017. Wastewater: The Untapped Resource. Paris, UNESCO. v. 53, 2017

UNITED NATIONS - UN. 2011. Statement on the right to sanitation. UN Doc. E/C.12/2010/1. Disponível em: < <https://undocs.org/A/RES/64/292> > Acesso em: 07 jul. 2020.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate**. 1st.ed. John Wiley and Sons, p.222, 1994.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. V. R. **O comportamento do sistema de lodos ativados**. 1999.

VAN KAICK, T. S. (2002) **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná**. Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, Curitiba. 2002.

VAN LIER, J. B.; LETTINGA, G. Appropriate technologies for effective management of industrial and domestic wastewater: the decentralized approach. **Water Science Technology**, v.40, p171–183, 1999.

VARNIER, C.; HIRATA, R. Contaminação da água subterrânea por nitrato no Parque Ecológico do Tietê - São Paulo, Brasil. **Revista Águas Subterrânea**, São Paulo, v. 16, n. 16, p.97-104, 2002.

VIEIRA, I. **Bacia de Evapotranspiração**, Criciúma: Setelombas, 2010. Disponível em: < <http://www.setelombas.com.br/?s=bacia+de+evapotranspira%C3%A7%C3%A3o> > Acesso em: 06 de ago. 2018.

VINICIUS, T.; ATHAYDES, S. **Implantação De Um Sistema De Saneamento Ambiental Alternativo Na Zona Rural Do Município De Iretama (Pr)** p.42–58, 2018.

VINNERAS, B.; PALMQUIST, H.; BALMER, P.; WEGLIN, J.; JENSEN, A.; ANDERSSON, A.; JOONSSON, H. The characteristics of household wastewater and biodegradable waste e a proposal for new Swedish norms. **Urban Water** **3**, 3e11, 2006.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. Editora UFMG, Belo Horizonte, MG, 4 ed. p.470, 2014.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Vol. 1. 3ª.ed. Belo Horizonte. DESA/UFMG, 452 p. 2005.

VON SPERLING, M. Avaliação e análise comparativa de três diferentes sistemas de “Wetlands”- Fluxo Superficial, Vertical e Subsuperficial- utilizados para o tratamento de curso d’água poluído por fontes difusas e pontuais, para o tratamento de esgotos brutos e para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. In: BRASIL- Fundação Nacional da Saúde. 7º **Caderno de pesquisa em engenharia de saúde pública**. 1.ed. Brasília: Funasa, p.81-108. 2013

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 13, p.3911–3922, 2009.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO; UNICEF., United Nations Children’s Fund. Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017. Special focus on inequalities. Geneva: UN-Water. 2019.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO; UNICEF. World Health Organization, United Nations Children’s Fund. 2017. Annual Report: WHO/UNICEF Joint Monitoring Programme for Water Supply, Sanitation and Hygiene (JMP). Geneva: UN-Water. 2017.

WERNER, C. Ecological sanitation: Principles, technologies and project examples for sustainable wastewater and excreta management. **Desalination**, p. 392-401, 2009.

YANG, Y. et al. Enhanced P, N and C. removal from domestic wastewater using constructed wetland employing construction solid waste (CSW) as main substrate. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 5, p.1022–1028, 2012.

ZIADI, A.; HARIGA, N. T.; TARHOUNI, J. Mineralization and pollution sources in the coastal aquifer of Lebna, Cap Bon, Tunisia. **J. Afr. Earth Sci.** p.151, 391–402, **2019**.

ZURITA, F.; DE ANDA, J.; BELMONTC, M. A. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological Engineering** p. 35, 861–869, 2009.