



INSTITUTO FEDERAL
Piauí



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO PIAUÍ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MATERIAIS

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

MODELAGEM E AVALIAÇÃO DE UM PROTÓTIPO DE ESTAÇÃO COMPACTA
PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES EM UNIDADES RESIDENCIAIS
UNIFAMILIARES.

JOÃO CARLOS MACEDO ROSENDO

Orientador: Prof. Dr. GILVAN MOREIRA DA PAZ

TERESINA

2023

JOÃO CARLOS MACEDO ROSENDO

**MODELAGEM E AVALIAÇÃO DE UM PROTÓTIPO DE ESTAÇÃO COMPACTA
PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES EM UNIDADES RESIDENCIAIS
UNIFAMILIARES.**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Materiais do Instituto Federal do Piauí, como parte integrante dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia de Materiais.

Área de concentração: Caracterização e Processamento de Materiais.

Orientador: Prof. Dr. GILVAN MOREIRA DA PAZ

TERESINA

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD

Rosendo, João Carlos Macedo

R813m Modelagem e avaliação de um protótipo de estação compacta para tratamento de efluentes em unidades residenciais unifamiliares / João Carlos Macedo Rosendo. - 2023.
124 f.: il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia de Materiais) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí, Campus Teresina Central, 2023.

Orientador : Prof Dr. Gilvan Moreira da Paz.

1. Tratamento de esgoto unifamiliar. 2. Estação compacta. 3. Sistemas descentralizados de esgotos. 4. Reuso de efluentes. I. Título.

CDD - 620.1

Elaborado por Tanize Maria Sales CRB 3/1024

JOÃO CARLOS MACEDO ROSENDO

MODELAGEM E AVALIAÇÃO DE UM PROTÓTIPO DE ESTAÇÃO COMPACTA
PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES EM UNIDADES RESIDENCIAIS
UNIFAMILIARES.

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Materiais do Instituto Federal do Piauí, como parte integrante dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia de Materiais.

Aprovada em: ____/____/____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Gilvan Moreira da Paz (Orientador)
Instituto Federal do Piauí (IFPI)

Prof. Dr. Deuzuita dos Santos Freitas Viana
Universidade Estadual do Maranhão (UEMA)

Prof. Dr. Reinaldo Fontes Cavalcante
Instituto Federal do Piauí (IFCE)

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus: esta energia de amor que me deu vida e me trouxe cada oportunidade e obstáculo que moldou a pessoa que sou hoje. Aos meus pais, Eugenia e Roque, por todo carinho na minha formação, principalmente como pessoa. Ao meu irmão, André, por estar comigo me apoiando desde sempre. À minha noiva, Vanessa, por acreditar no meu potencial e me ajudar a ter sabedoria em cada decisão. Aos meus amigos e familiares, que me ajudaram a moldar quem eu sou hoje. A todos os professores e servidores envolvidos nesta minha jornada na construção do conhecimento, desde a presente dissertação de mestrado, na pessoa do meu orientador, Prof. Dr. Gilvan Moreira da Paz e da Profa. Dra. Deuzuita dos Santos Freitas Viana, assim como pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí (IFPI), por esta oportunidade; à especialização, na pessoa do Prof. Dr. João Roberto Façanha de Almeida; ao nível de graduação, na pessoa do Prof. Dr. Luiz Roberto Moraes e Profa. Dra. Patrícia Borja; até os professores do ensino médio e fundamental. Nesta jornada, que ao presente está sendo sintetizada nesta dissertação; cada letra, número, figura e tabela carregou muito carinho, dedicação e sonhos, ao se materializar neste projeto e me permitir vislumbrar os próximos degraus acadêmicos a serem vencidos. Enfim, muito obrigado a todos que direta ou indiretamente fizeram parte da minha formação.

“...toda beleza

De que enquanto sós...

Somos união”.

Maglore

RESUMO

Muitas residências, rurais ou urbanas, não possuem acesso a rede de esgoto e o lançamento indiscriminado de águas residuais nos corpos d'água impacta o meio ambiente, a transmissão de doenças e a disponibilidade de água para consumo. Considerando a situação sanitária do Brasil e a precariedade tanto na cobertura de esgotamento sanitário, quanto na oferta de abastecimento de água, este trabalho buscou modelar e avaliar uma ETE (Estação de Tratamento de Esgoto) para tratamento e reuso restrito de efluentes sanitários domésticos gerados por unidades residenciais unifamiliares. A metodologia da presente dissertação baseou-se em: pesquisa referencial, levantamento das tecnologias existentes, seleção de processos ótimos, análise dos procedimentos operacionais, determinação das características do afluente a ser tratado, dimensionamento das câmaras e avaliação do sistema. O sistema de tratamento e reuso de efluente doméstico desenvolvido neste trabalho: o EcoETE; de 5,1 m² de área, alcançou resultados teóricos, para uma vazão de 640 L/d, de remoção de 92,42% de DBO₅; 93,39% de DQO; 97,70% de SST; 69,76% de NTK; 79,80% de fósforo total; e, quando em período ensolarado, com oito horas de exposição solar diária à irradiância média por hora (UV_m) de 22 W.h/m², 99,9998% de remoção de coliformes termotolerantes. Dessa forma, este sistema tem a capacidade de produzir efluente apto a ser reutilizado em usos restritos tais como: irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações e combate de incêndio dentro da área urbana.

Palavras-chave: Tratamento de esgoto unifamiliar; estação compacta; sistemas descentralizados de esgotos; reuso de efluentes.

ABSTRACT

Many homes, rural or urban, do not have access to a sewage system and the indiscriminate release of wastewater into bodies of water impacts the environment, the transmission of diseases and the availability of water for consumption. Considering the sanitary situation in Brazil and the precariousness of both sewage coverage and water supply, this work sought to model and evaluate an ETE (Sewage Treatment Station) for the treatment and restricted reuse of domestic sanitary effluents generated by single-family residential units. The methodology of this dissertation was based on: reference research, survey of existing technologies, selection of optimal processes, analysis of operational procedures, determination of the characteristics of the tributary to be treated, sizing of chambers and evaluation of the system. The domestic effluent treatment and reuse system developed in this work: the EcoETE; of 5.1 m² of area, achieved theoretical removal results, for a flow of 640 L/d, of 92.42% of BOD₅; 93.39% COD; 97.70% SST; 69.76% NTK; 79.80% total phosphorus; and, when in sunny weather, with eight hours of daily sun exposure at average irradiance per hour (UV_m) of 22 W.h/m², 99.9998% removal of thermotolerant coliforms. Thus, this system has the capacity to produce effluent capable of being reused in restricted uses such as: landscaping irrigation, washing public areas and vehicles, clearing pipes, civil construction, buildings and firefighting within the urban area.

Keywords: Single-family effluent treatment; compact station; decentralized effluent systems; reuse of effluents.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Esquema da Remoção do Nitrogênio	27
Figura 2 - Processos de Desinfecção de Águas Residuárias.....	29
Figura 3 - Esquema da ETE Compacta Anaeróbia da Saluta	30
Figura 4 - Esquema da ETE Compacta Anaeróbia da Sanefibra	31
Figura 5 - Esquema da ETE Compacta Anaeróbia da Fortlev	31
Figura 6 - Esquema da ETE Compacta Anaeróbia da Acqualimp.....	32
Figura 7 - Esquema da ETE Compacta Anaeróbia da Bakof	33
Figura 8 - Esquema da ETE Compacta Anaeróbia da Hidrus	34
Figura 9 - Esquema da ETE Compacta Anaeróbia da Fluxo.....	34
Figura 10 - Esquema da ETE Compacta Anaeróbia da A&E	35
Figura 11 - Esquema da ETE Compacta Anaeróbia da Sisnate.....	36
Figura 12 - Esquema da ETE Compacta Artificialmente Aerada da Hidrosul.....	37
Figura 13 - Esquema da ETE Compacta Artificialmente Aerada da Delta	37
Figura 14 - Esquema da ETE Compacta Artificialmente Aerada da Ecocasa	38
Figura 15 - Esquema da ETE Compacta Artificialmente Aerada da Saneflux.....	39
Figura 16 - Esquema da ETE Compacta Artificialmente Aerada da Hydro Z	39
Figura 17 - Esquema da ETE Compacta por Zona de Raízes da Águas Claras	40
Figura 18 - Esquema da ETE Compacta por Zona de Raízes da Rotária do Brasil ..	41
Figura 19 - Esquema de Modificações do RAC.....	43
Figura 20 - Esquema do RAC Proposto por Nasr e Colaboradores	44
Figura 21 - Esquema do RAC Proposto por Feng e Colaboradores	45
Figura 22 - Esquema do RAC Preenchido Proposto por Feng e Colaboradores	45
Figura 23 - Esquema do RAC Preenchido Proposto por Liu e Colaboradores.....	46

Figura 24 - Esquema do RAC Preenchido Proposto por Yulistyorini e Colaboradores	47
Figura 25 - Interações Inerentes ao Processo de Depuração na Rizosfera	49
Figura 26 - Esquema do Sistema de Raízes Superficial	50
Figura 27 - Esquema do Sistema de Raízes Subsuperficial Vertical.....	51
Figura 28 - Esquema do Sistema de Raízes Subsuperficial Horizontal	51
Figura 29 - Esquema do Sistema de Raízes Horizontal Proposto por Sirianuntapiboon e Colaboradores	53
Figura 30 - Esquema do Sistema de Raízes Bio-Rack Proposto por Valipour e Colaboradores.....	55
Figura 31 - Esquema do Sistema de Raízes Bio-Rack Proposto por Jamshidi e Colaboradores.....	56
Figura 32 - Esquema do Sistema de Raízes Bio-Rack Proposto por Sathe e Munavalli	56
Figura 33 - Esquema do Sistema de Raízes Bio-Rack Proposto por Koli e Munavalli	57
Figura 34 - Esquema do SODIS Proposto por Paterniani e Colaboradores.....	60
Figura 35 - Esquema do SODIS Proposto por Botto e Colaboradores.....	61
Figura 36 - Esquema do Sacola Solar Proposto por Sukkasi e Akamphon.....	63
Figura 37 - Esquema do Tanque Solar Proposto por Sánchez-Román e Colaboradores.....	64
Figura 38 - Esquema do Tanque Solar Proposto por Reinaldo e Colaboradores.....	64
Figura 39 - Esquema do Tanque Solar Proposto por Cavalcante e Colaboradores..	65
Figura 40 - Esquema do CPC Proposto por Ubomba-Jaswa e Colaboradores.....	66
Figura 41 - Esquema do CPC Proposto por Strauss e Colaboradores	67

Figura 42 - Esquema do CPC Proposto por Gutiérrez-Alfaro e Colaboradores	68
Figura 43 - Configuração Geral do EcoETE	75
Figura 44 - Fluxograma do EcoETE	76
Figura 45 - Esquema da Primeira Câmara da EcoETE	79
Figura 46 - Meio Suporte do Sistema de Raízes Bio-rack.....	80
Figura 47 - Esquema do Segundo Compartimento do EcoETE	81
Figura 48 - Total Diário da Irradiação no Brasil	82
Figura 49 - Esquema da Largura da Abertura do Refletor do CPC	83
Figura 50 - Esquema do Terceiro Compartimento do EcoETE	84

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Dimensões do EcoETE	77
Tabela 2 - Concentração Típica de Constituintes do Efluente Doméstico.....	77
Tabela 3 - Eficiência do EcoETE	89
Tabela 4 - Parâmetros de Reuso Conforme Resolução Coema n. 2/2017 do Estado do Ceará.....	91
Tabela 5 - Parâmetros de Reuso Conforme Resolução CONERH n. 75/2010 do Estado da Bahia	92
Tabela 6 - Parâmetros de Reuso Conforme Deliberação Normativa CERH n. 65/2020 do Estado de Minas Gerais	93
Tabela 7 - Parâmetros de Reuso Conforme Lei 9.164 do Estado do Rio de Janeiro	94
Tabela 8 - Parâmetros de Reúso Conforme Resolução conjunta SES/SIMA nº 01 do Estado de São Paulo.....	95
Tabela 9 - Parâmetros de Reúso Conforme Resolução nº 419/2020 do Estado do Rio Grande do Sul	96
Tabela 10 - Parâmetros de Reuso Conforme NBR 16783:2019	97
Tabela 11 - Parâmetros de Reuso Conforme NBR 13969:1997	98
Tabela 12 - Parâmetros de Reuso Conforme PROSAB	99
Tabela 13 - Parâmetros de Reuso, em Diversos Países, com Vistas à Agricultura	100

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT Associação Brasileira de Normas Técnicas

Al Alumínio

Bio-Rack Zona de Raízes Subsuperficiais Preenchidas por Macrófitas
Sustentadas por Estrutura Plástica

Ca Cálcio

CERH Conselho Estadual de Recursos Hídricos

CNRH Conselho Nacional de Recursos Hídricos

CO₂ Dióxido de carbono

CONAMA Conselho Nacional de Meio Ambiente

CONERH Conselho Estadual de Recursos Hídricos

CPC Compound Parabolic Collector (Coletores Parabólicos Compostos)

CRL Cloro Residual Livre

DBO Demanda Bioquímica de Oxigênio

DNA Ácido Desoxirribonucleico

DQO Demanda Química de Oxigênio

ETE Estação de Tratamento de Esgotos

EUA Estados Unidos da América

Fe Ferro

FT Fósforos Totais

H₂O₂ Peróxido de Hidrogênio

MBR Membrane Bioreactor (biomenbrana)

MF Microfiltração

N₂ Nitrogênio Gasoso

N₂O Óxido Nitroso

NBR Norma Brasileira Regulamentadora

NH₃ Nitrogênio Amônia

NO Óxido Nítrico

NO₂⁻ Nitrito

NO₃⁻ Nitrato

NT Nitrogênios Totais

NTU Unidade de Turvação Nephelometrica

O&M Operação e Manutenção

O₂⁻ Superóxidos

OD Oxigênio Dissolvido

OH⁻ Radicais Hidroxilas

OLR Organic Loading Rate (Taxa de Aplicação de Carga Orgânica)

OMS / WHO Organização Mundial de Saúde / World Health Organization

ONU Organização das Nações Unidas

PEAD Polietileno de Alta Densidade

PEMD Polietileno de Média Densidade

PET Polietileno Tereftalato

pH Potencial Hidrogeniônico

PNSB Pesquisa Nacional em Saneamento Básico

PO₄ Fósforo Total

PP Polipropileno

PRFV Poliéster Reforçado com Fibra de Vidro

PROSAB Programa de Pesquisa em Saneamento Básico

RAC Reator Anaeróbio Compartimentado

ROS Reactive Oxygen Species (Espécies Reativas de Oxigênio)

SBR Sistema de Tratamento em Batelada

SDT Sólidos Dissolvidos Totais

SES/SIMA Secretários de Estado da Saúde e da Infraestrutura e Meio Ambiente

SES/SMA/SSRH Secretários de Estado da saúde, do Meio Ambiente e dos

Recursos Hídricos

SODIS Sistema de Desinfecção Solar

SS Sólidos Suspensos

SST Sólidos Suspensos Totais

TDH Tempo de detenção hidráulica

TKN Total Kjeldahl Nitrogen (Nitrogênio de Kjeldahl Total)

T°C Temperatura em graus Celsius

UASB Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reator Anaeróbio de Manta de Lodo
e Fluxo ascendente)

UF Ultrafiltração

USEPA United State Environment Protection Agency (Agência Americana de
Proteção Ambiental)

UV Radiação Ultravioleta

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
2	OBJETIVO.....	21
3	REFERENCIAL TEÓRICO	22
3.1	EFLUENTE DOMICILIAR	22
3.2	IMPACTO AMBIENTAL	24
3.3	REMOÇÃO DE POLUENTES	24
3.3.1	Digestão de Poluentes	25
3.3.1.1	Digestão Aeróbia	25
3.3.1.2	Digestão Anaeróbia	25
3.3.2	Remoção do Nitrogênio	26
3.3.3	Remoção de Fósforo	27
3.3.4	Desinfecção de Patógenos	28
3.4	SISTEMAS COMPACTOS	29
3.4.1	Sistema Compactos Anaeróbios	29
3.4.2	Sistema Compacto Artificialmente Aerado	36
3.4.3	Sistema Compacto por Zona de Raízes	40
3.5	TECNOLOGIAS NOTÁVEIS	41
3.5.1	RAC	41
3.5.1.1	Mecanismos	42
3.5.1.2	Modalidades	42
3.5.1.2.1	<i>Convencional</i>	<i>43</i>
3.5.1.2.2	<i>Chicanas modificadas</i>	<i>44</i>
3.5.1.2.3	<i>Preenchido</i>	<i>45</i>
3.5.2	Zona de Raízes	47
3.5.2.1	Mecanismos	48
3.5.2.2	Modalidades	49
3.5.2.2.1	<i>Subsuperficial Horizontal</i>	<i>52</i>

3.5.2.2.2	<i>Subsuperficial Horizontal Bio-Rack</i>	54
3.5.3	SODIS	57
3.5.3.1	Mecanismos	58
3.5.3.1.1	<i>Inativação Direta</i>	58
3.5.3.1.2	<i>Inativação Indireta</i>	59
3.5.3.1.3	<i>Reativação</i>	59
3.5.3.2	Modalidades.....	60
3.5.3.2.1	<i>Garrafa Solar</i>	60
3.5.3.2.2	<i>Sacola Solar</i>	62
3.5.3.2.3	<i>Tanque Solar</i>	63
3.5.3.2.4	<i>CPC</i>	65
3.6	REQUERIMENTOS DO TRATAMENTO	68
4	METODOLOGIA	70
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	74
5.1	CONFIGURAÇÃO DO SISTEMA.....	74
5.2	CARACTERÍSTICAS DO AFLUENTE	77
5.3	DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA	78
5.3.1	RAC Modificado	78
5.3.2	Zona de Raízes Bio-Rack	79
5.3.3	SODIS CPC	81
5.4	O&M DO SISTEMA.....	84
5.4.1	Instalação	84
5.4.2	Aclimatização	85
5.4.3	Manejo	86
5.4.4	Disposição	87
5.5	EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO	88
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	101
7	RECOMENDAÇÕES	102
8	REFERÊNCIAS	103

1 INTRODUÇÃO

Muitas residências, rurais ou urbanas, não possuem acesso a rede de esgoto e o lançamento indiscriminado de águas residuais nos corpos d'água impacta o meio ambiente, a transmissão de doenças e a disponibilidade de água para consumo. Segundo a Pesquisa Nacional em Saneamento Básico - PNSB, apenas a região sudeste registra elevada presença de municípios com rede coletora de esgotos (96,5%). Nas demais regiões do país, menos da metade dos municípios a possuem, a saber: Região Nordeste (52,7%), Região Sul (44,6%), Centro-Oeste (43,0%) e Norte (16,2%). Apenas pouco mais da metade dos municípios brasileiros (60,3%) possuem serviço de esgotamento sanitário por rede coletora e, de todo o efluente gerado, apenas 51,6% deste efluente é tratado (IBGE, 2017).

Ademais, a descentralização da cobertura da coleta e tratamento de esgoto pode ser mais vantajosa do que a centralização do mesmo. Alem Sobrinho & Tsutiya (2000) propõem que, em média, 86% de custos de implantação do sistema de esgoto sanitário envolvem a coleta, sendo apenas 14% envolvendo o tratamento do afluente, demonstrando assim importante desvantagem financeira para os sistemas centralizados, que demandam de uma grande área de rede.

A Lei Federal nº 6938, que dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente, define poluição como a degradação ambiental de atividades que prejudiquem a saúde, a segurança, o bem-estar da população, as atividades sociais e econômicas, o meio ambiente; e/ou que lancem matéria ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos (BRASIL, 1981).

Para evitar os impactos que o lançamento indiscriminado de efluente acarreta, padrões de qualidade para o efluente e o seu corpo receptor foram estabelecidos. Para alcançá-los, torna-se necessária a aplicação de tecnologias de tratamento de efluentes. Contudo, a escassez de água doce se projeta a ser um grande desafio, por conseguinte, a busca pelo reúso da água residual doméstica passa a representar uma oportunidade relevante (PROSAB, 2003).

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), o estresse hídrico afetará 40% da população mundial em 50 anos (OMS, 2006). Esta situação de deficiência hídrica já ocorre até mesmo em locais com abundância de recursos

hídricos, como a Europa, onde metade dos países sofre estresse hídrico em termos de escassez e deterioração da qualidade da água (UE, 2007). Assim, com vistas a amenizar esse problema, novas fontes de água devem ser exploradas. Um importante recurso hídrico pode ser o efluente doméstico.

Os benefícios do reuso de efluentes tratados incluem produção agrícola melhorada; redução do consumo de energia associado à produção, tratamento e distribuição de água; e benefícios ambientais significativos, como a redução da carga de nutrientes nas águas receptoras. O efluente que seria meramente disposto no meio ambiente pode ser substituído por fontes de qualidade menos nobres, como lavagens de veículos e calçadas, rega de jardins, descargas de vasos sanitários, preparo de argamassa, umidificação de terraplenagem e redução de poeira em vias em construção (USEPA, 2012).

O reuso de água residual exige medidas mais exigentes de desinfecção para garantir padrões de qualidade. No entanto, a maioria dos métodos de desinfecção são onerosos, de difícil aplicabilidade em pequenas propriedades ou em comunidades de baixa renda sem infraestrutura, assim, faz-se necessária a adoção de um sistema de desinfecção eficaz, de baixo custo e fácil operação.

A resolução N° 54 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), pontua que o reuso de água é o aproveitamento da água residual (água descartada, efluentes líquidos de edificações, indústrias, agroindústrias e agropecuária, tratados ou não) que se encontra dentro dos padrões exigidos para sua utilização nas modalidades pretendidas, classificadas para fins urbanos, agrícolas e florestais, ambientais, industriais e aquicultura (BRASIL, 2006).

A agricultura é responsável por cerca de 70% do consumo global de água. Dessa forma, o reuso de esgoto doméstico na agricultura domiciliar pode se dar a qualquer tempo, visto que o esgoto é produzido durante todo o ano, uma vez que não dependem das precipitações pluviométricas. Esse aspecto permite a irrigação em locais que sofrem com a dificuldade ao acesso de água, principalmente regiões com climas árido e semiárido, e a possibilidade de recarregar aquíferos por meio do processo de infiltração (JIMÉNEZ e ASANO, 2008; KERAITA *et al.*, 2008; OMS, 2013).

Conforme Hespanhol (2008), a elevada concentração de nutrientes das águas residuais permite aos produtores reduzir a aplicação de fertilizantes comerciais em suas culturas. Ademais, a matéria orgânica presente nos efluentes sob reuso pode aumentar a capacidade de retenção de água.

Para tanto, a tecnologia de tratamento a ser adotada, principalmente em instância descentralizada de efluentes residuais, deve ser de baixo custo e apresentar boa eficiência. A opção pela instalação do conjunto fossa séptica e sumidouro é trivial, contudo, sua eficiência de redução da carga poluidora é baixa. Os sistemas compactos de tratamento disponíveis, por sua vez, usualmente não apresentam eficiência suficiente para permitir reuso ou demandam de uso de produtos químicos para tanto.

Dessa forma, o presente estudo visa propor o EcoETE: um sistema compacto de tratamento de efluentes, concebido por meio das tecnologias de tratamento mais notáveis disponíveis, com vistas ao aproveitamento da energia solar e das plantas. Este projeto se justifica pela necessidade de ampliação da cobertura de tratamento de efluentes principalmente em locais de difícil acesso e/ou de serviços de saneamento incipientes, tais como: pequenas localidades, territórios quilombolas e reservas indígenas; assim como propor o reuso do efluente tratado para diminuir o estresse hídrico pelo seu consumo. Portanto, este sistema deve apresentar maior versatilidade quanto a sua instalação, tanto para locais onde o lençol freático aflora facilmente, visto que demanda de menor profundidade para sua instalação; quanto para locais onde a disponibilidade de energia pode ser insuficiente ou nula, ao prescindir da mesma; além de possuir capacidade de produção de efluente apto ao reaproveitamento de uso restrito domiciliar.

2 OBJETIVO

O objetivo geral da pesquisa foi:

(1) Dimensionar e avaliar uma estação compacta para tratamento e reuso restrito de efluentes sanitários domésticos gerados por unidades residenciais unifamiliares.

Constituem-se objetivos específicos do trabalho:

(1) Dimensionar, a partir de pesquisa bibliográfica e seleção ótima de processos, eficiências de tratamento e simplicidade operacional; um sistema de tratamento compacto de efluentes domésticos;

(2) Propor procedimentos de operação e manutenção para o referido sistema; e

(3) Avaliar sua eficiência de tratamento frente às necessidades de enquadramento do efluente às normas vigentes visando a disposição e o reuso.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

A revisão de literatura correlata ao presente tema envolveu o estudo sobre a caracterização do tipo de efluente alvo do tratamento do EcoETE: o efluente domiciliar; assim como, o impacto relacionado ao seu lançamento indiscriminado e o processo de remoção de poluentes contidos neste.

Os sistemas compactos disponíveis em mercado e as tecnologias notáveis empregadas neles ou ainda emergentes também foram estudados, assim como as normas vigentes envolvendo os requerimentos de tratamento que estas tecnologias devem ter para praticar o reuso do efluente.

3.1 EFLUENTE DOMICILIAR

O efluente doméstico é composto essencialmente por excretas, papel higiênico, restos de comida, e águas de banho e lavagem oriundos de residências, instituições e estabelecimentos comerciais. Sua composição muda de acordo com o volume de água consumido e os hábitos dos usuários (FUNASA, 1999). Os efluentes que compõem o esgoto doméstico podem ser classificados basicamente em dois tipos: oriundas de vasos sanitários; e águas cinzas; onde o último apresenta a produção de 25.000 a 100.000 L por ano por pessoa; e o primeiro, apenas 500 L de urina e 50 L anuais de fezes produzidos por pessoa (OTTERPOHL, 2002).

As águas cinzas, provenientes das pias, chuveiros, banheiras e lavanderia, representam o maior volume do efluente doméstico. O seu tratamento, inclusive com vistas ao reuso, é relativamente simples em relação ao das águas de vasos sanitários (RIDDERSTOLPE, 2004). Efluentes oriundos do vaso sanitário, contendo basicamente fezes, urina e papel higiênico; necessita de sistemas de tratamento mais complexos para reduzir sua carga de patógenos. Apesar de conter a maior parte dos patógenos e dos nutrientes encontrados no efluente doméstico, o seu volume é bem menor do que o volume de água cinza produzido (OTTERPOHL, 2001).

Estes nutrientes se encontram na forma ideal para serem absorvidos pelas plantas: nitrogênio em forma de ureia, fósforo como superfosfato e potássio na forma iônica (ESREY *et al.*, 1998). Já quanto ao carbono, a maior parte se encontra nas fezes e em outros nutrientes, como cálcio e magnésio, e estão presentes quase que na mesma proporção nas fezes e na urina (SAWYER, 2006).

As concentrações típicas de um efluente doméstico envolvem diversos parâmetros de constituintes, dentre eles: a DBO₅, DQO, TKN, FT, SST e Coliformes

Termotolerantes.

A demanda biológica de oxigênio (DBO₅) e a demanda química de oxigênio (DQO) são adotados para estimar o potencial poluidor do efluente por meio do consumo de oxigênio relacionado à decomposição da matéria orgânica. A DBO₅ é obtida pela análise da concentração de oxigênio dissolvido em amostra no momento da coleta e após cinco dias incubada a 20 °C. Já a DQO mensura a quantidade de oxigênio consumida por meio da oxidação de componentes orgânicos, biodegradáveis ou não, em meio ácido e pelo uso de um agente oxidante forte. Os sólidos suspensos totais (SSTs) são um parâmetro importante na caracterização da poluição das águas, pois sua presença no efluente, além de aumentar a demanda de oxigênio, eleva a turbidez, o que pode propiciar abrigo às bactérias patogênicas. Este parâmetro é caracterizado pela presença de material particulado com diâmetro superior a 1µm (NUVOLARI, 2003).

Os nutrientes nitrogênio e fósforo, quando em altas concentrações no efluente, podem acarretar em eutrofização no corpo d'água ao qual sejam lançados. A concentração de nitrogênio pode ser mensurada por meio do TKN, que computa a combinação da amônia junto ao nitrogênio orgânico. O método consiste na digestão e conversão dos compostos de nitrogênio em compostos de amônia. Por meio deste procedimento, a amônia livre é liberada, pela adição de cáusticos, e subsequentemente, levada à destilação e titulação. Já o fósforo pode se apresentar no efluente em formas tais como: ortofosfatos, polifosfatos e fósforos orgânicos; a sua presença é oriunda da decomposição da matéria orgânica e de detergentes (VON SPERLING, 2005).

Os microrganismos patogênicos geralmente estão presentes em pequenas quantidades nos efluentes, dessa forma, sua detecção envolve a adoção de organismos indicadores mais numerosos e fáceis de serem testados. A Resolução CONAMA nº357, de 2005, adota os coliformes termotolerantes como indicador. Os coliformes fecais ou termotolerantes são um subgrupo dos Coliformes Totais e é composto praticamente de organismo de origem fecal. A sua adoção como indicador de contaminação se deve à sua: presença nas fezes de humanos; tempo de vida aquática similar ao de bactérias patogênicas intestinais; e facilidade em ser detectado (SILVA *et al.*, 1997).

3.2 IMPACTO AMBIENTAL

O lançamento indiscriminado de águas residuais nos corpos d'água impacta o meio ambiente, a transmissão de doenças e a disponibilidade de água para consumo. A eutrofização é um dos principais problemas relacionados ao lançamento indiscriminado de esgoto nos corpos d'água e se caracteriza como sendo o aumento da concentração de nutrientes, especialmente o fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos.

Este enriquecimento tem como consequência o aumento no desequilíbrio ecológico. O excesso de nutrientes permite o aumento populacional de algas e cianobactérias, na camada superficial do corpo d'água, obstruindo assim a passagem da irradiação solar. A produção de oxigênio dissolvido, devido a presença de algas e cianobactérias das camadas mais profundas, não consegue suprir a demanda do ecossistema. A subsequente falta de oxigênio inicia uma onda de mortandade de espécies e o aumento da matéria orgânica disponível, relacionado a estas mortes, o que agrava ainda mais tal situação por meio da sua decomposição. Dessa forma, o oxigênio acaba disponível apenas em uma estreita camada superficial do corpo d'água, totalmente tomada por algas (BRAGA *et al.*, 2005).

O lançamento indiscriminado de esgoto pode contribuir também para a contaminação das águas por microrganismos patogênicos, tais como: bactérias, algas, fungos, protozoários, vírus e helmintos. Estes microrganismos podem provocar doenças ao serem ingeridos pelo consumo e/ou contato da água. Ademais, podem contribuir também para a contaminação por poluentes orgânicos emergentes, como: hormônios, compostos farmacêuticos, produtos de higiene pessoal, produtos químicos domésticos, plastificantes, agentes tensoativos, retardante de chama entre outros compostos, que recebe a denominação de (BITTENCOURT *et al.* 2016; VON SPERLING, 1996).

3.3 REMOÇÃO DE POLUENTES

O tratamento de efluentes envolve a remoção de poluentes com vistas a combater os impactos ambientais de lançamentos indiscriminados. O tipo de tratamento a ser adotado é função da análise das características do efluente, assim como, dos requisitos de qualidade para a aplicação deste efluente. O nível de tratamento a ser empregado pode ser: preliminar, ao envolver remoção de sólidos grosseiros como gordura e areia; primário, pela remoção de sólidos sedimentáveis;

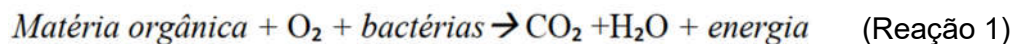
secundário, pela remoção de matéria orgânica por mecanismos biológicos; e terciário, pela remoção majoritária de patógenos e nutrientes. O tratamento de efluentes pode envolver processos anaeróbios, anóxicos e aeróbios, assim como a adoção de químicos e a ação de luz solar ou artificial (VALENTIM, 2003; VON SPERLING, 2005).

3.3.1 Digestão de Poluentes

A digestão de poluentes orgânicos exerce importante papel como fonte de energia para os microrganismos, promovendo a ciclagem de nutrientes, onde interage com metais, óxidos e hidretos metálicos. Os microrganismos utilizam a matéria orgânica para obtenção de energia através da digestão aeróbia e anaeróbia, dependendo das condições do meio.

3.3.1.1 Digestão Aeróbia

A digestão aeróbia ocorre por meio da oxidação da matéria orgânica, principal fator de consumo de oxigênio dissolvido (OD) do efluente. A respiração dos microrganismos decompositores, principalmente bactérias heterotróficas aeróbias, geram o consumo de OD. Os microrganismos decompositores envolvidos no processo são compostos por bactérias e protozoários. A conversão aeróbia da matéria carbonácea, de acordo com a Reação 1, consome oxigênio do meio, gerando gás carbônico, água e energia (VON SPERLING, 2005).



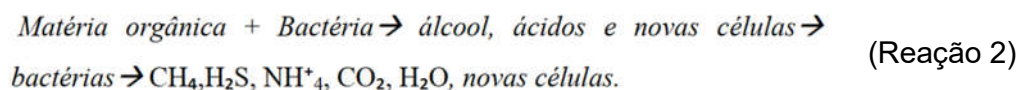
3.3.1.2 Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo pelo qual microrganismos atuam na conversão da matéria orgânica complexa em compostos mais simples, como metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas. A degradação anaeróbia é mediada por bactérias facultativas ou anaeróbias obrigatórias e apresenta baixa produção de lodo. Por meio deste processo, degradam compostos tóxicos e permitem aplicação de elevadas cargas orgânicas (CAMPOS, 1999; CHERNICHARO, 2007). A maior parte da conversão do material biodegradável presente no efluente se dá em biogás (70 a 90%), que é removido da fase líquida na forma gasosa (CHERNICHARO, 2001).

Nos efluentes domésticos, a matéria orgânica é encontrada em solução, seja em sua forma de fácil degradação biológica, como sólidos orgânicos dissolvidos; seja

em sua forma de difícil degradação, como sólidos suspensos. A fração em solução pode ser usada diretamente por bactérias heterotróficas, enquanto que a fração em suspensão deve primeiramente ser solubilizada pela hidrólise (TCHOBANOGLIOUS, BURTON e STENSEL, 2003; VALENTIM, 2003).

A hidrólise, conforme a Reação 2, é o processo de conversão da matéria orgânica em ácidos e álcoois. Este processo envolve a atuação de enzima intra e extracelular, produzida pelas bactérias, que catalisam as reações de oxidação. Dessa forma, compostos orgânicos complexos são gerados tais como: carboidratos, proteínas e lipídios; que são em seguida, por meio da acidogênese, convertidos em materiais orgânicos mais simples como ácidos orgânicos e álcoois (CHERNICHARO, 2007). Por conseguinte, há a metanogênese: conversão dos produtos anteriormente formados em produtos finais, como o gás carbônico e metano, com vistas a síntese de novas células. Esta conversão é efetuada por um grupo de bactérias denominadas metanogênicas, as quais são estritamente anaeróbias e dependentes do substrato fornecido pelas acidogênicas (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).



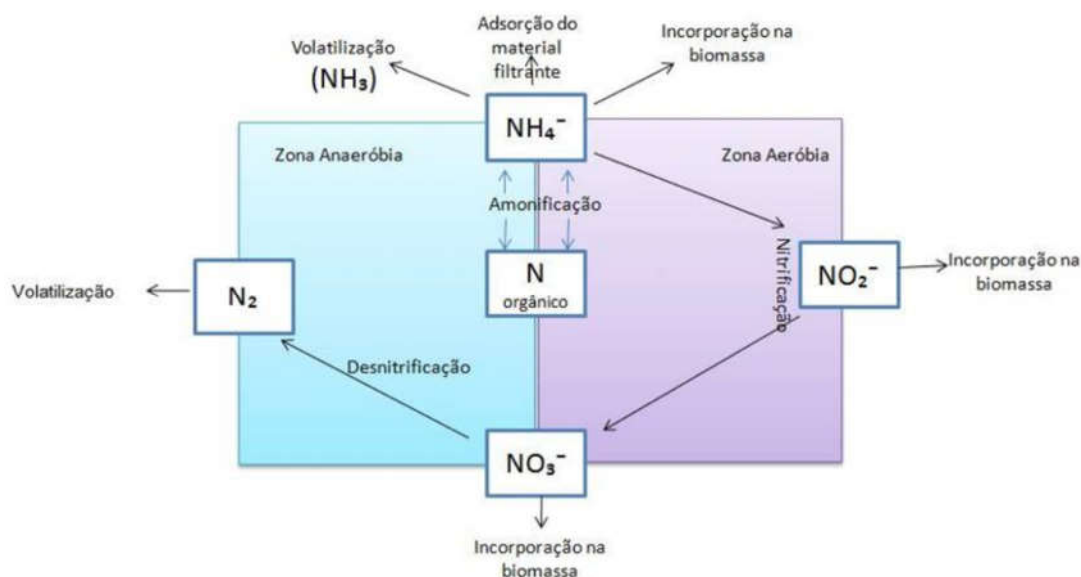
3.3.2 Remoção do Nitrogênio

O nitrogênio é encontrado sob diversas formas nos efluentes domésticos, desde compostos orgânicos como: aminoácidos, ureia, ácidos úricos, purinas e pirimidinas; a inorgânicos como: amônia (NH_4^+ e/ou NH_3), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio gás (N_2). As principais transformações com composto de nitrogênio são: amonificação, volatilização, nitrificação, desnitrificação, adsorção e absorção (IWA, 2000).

Inicialmente, de acordo com a Figura 1, ocorre a amonificação, transformação da matéria orgânica nitrogenada dissolvida ou particulada em amônia. Estes compostos podem ser, então, já prontamente removidos pela volatilização, ao ser convertido em gás; ou por adsorção, ao ser retido em eventual material filtrante do tratamento (SOUSA *et al.*, 2000). Os compostos orgânicos nitrogenados oriundos da amonificação passam pelo processo de nitrificação, no qual a amônia é convertida em nitrito e, em seguida, em nitrato (VON SPERLING, 1996). A desnitrificação, remoção

biológica de nitrogênio, é alcançada em condições anóxicas, ou seja, quando há a ausência de oxigênio e presença de nitratos no efluente. Nessas condições, o nitrogênio gasoso é convertido, a partir dos nitratos, e liberado para a atmosfera por um grupo de bactérias no seu processo respiratório. O nitrogênio, na forma de nitrato, também pode ser removido por meio da sua absorção por eventuais macrófitas envolvidas no tratamento (SEZERINO, 2002; VON SPERLING, 2005).

Figura 1 - Esquema da Remoção do Nitrogênio



Fonte: Philippi e Sezerino (2004)

3.3.3 Remoção de Fósforo

A remoção de fósforo apresenta, como principais mecanismos, a combinação de processos físicos como: filtração e sedimentação; químicos como: adsorção, complexação e troca iônica; e biológicos por meio da: degradação aeróbia e anaeróbia, e retirada pelas macrófitas (SEZERINO, 2002).

A combinação com o Ca, o Al e o Fe, presentes em material filtrante aplicada no tratamento, promove remoção significativa de fósforo por meio da sua adsorção e/ou precipitação na coluna d'água (KADLEC, 1997). Dessa forma, com vistas à capacidade de adsorção de fósforo, a propriedade físico-química é um dos principais critérios de seleção do meio filtrante, quando se aplica, de uma tecnologia de tratamento, assim como: sua área superficial específica, porosidade, tamanho e

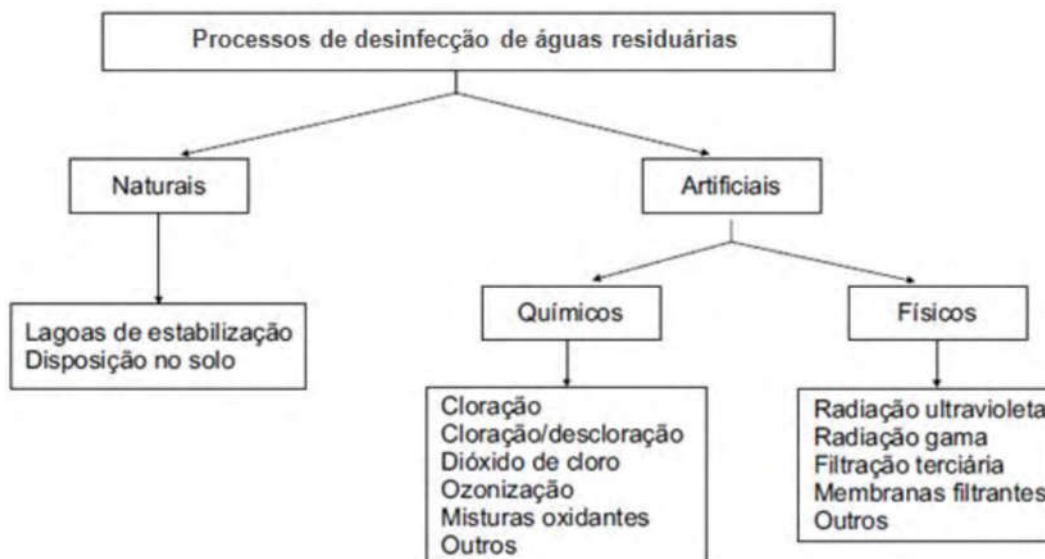
distribuição granulométrica e condutividade hidráulica (MANN, 1997). O material filtrante, ao envolver sólidos ácidos, permite que o fósforo inorgânico possa ser adsorvido pelos íons Fe e Al e em camadas de silicatos. Quando composto em sólidos orgânicos, o fósforo orgânico pode, de forma complementar, reagir com o Al e o Fe associados à matéria orgânica (RHUE e HARRIS, 1999; KADLEC, 1997). Portanto, o processo de adsorção do fósforo tem como limitante o meio filtrante, visto que, uma vez que o último esteja saturado, o fósforo retido será lavado e retornado (PANT *et al*, 2000).

O fósforo pode também ser removido por meio da filtração e sedimentação; e pela absorção por microrganismos e macrófitas. A filtração envolve processos físicos entre os sólidos presentes no efluente e o material filtrante; e a sedimentação, pela decantação dos sólidos. Ambos os processos são intensificados pelo material filtrante e são função da velocidade de percolação, densidade dos sólidos e das características do material filtrante e dos efluentes (KADLEC e KNIGHT, 1996). A absorção de fósforo pode se dar por incorporação na biomassa de macrófitas, quando aplicadas ao tratamento, contudo, esta modalidade atua apenas com pequena fração da capacidade da sua remoção total (BRIX, 1994). O fósforo pode também ser absorvido por microrganismos como as bactérias sulfetogênicas quando em presença de sulfatos no efluente. As bactérias sulfetogênicas competem com as metanogênicas pelo mesmo substrato, o acetato, e produzem gás sulfídrico como subproduto (SEZERINO, 2002).

3.3.4 Desinfecção de Patógenos

A desinfecção de patógenos pode envolver predação, morte natural, absorção pela matéria orgânica, sedimentação, filtração, exposição a biocidas excretados pelas raízes de plantas, pH, temperatura e radiação (KADLEC e KNIGHT, 1996). A desinfecção de efluentes visa diminuir a concentração de patógenos até níveis de qualidade necessários para sua aplicação. Para tanto, processos químicos, biológicos, físicos e/ou fotoquímicos podem ser empregados. Vide figura 2, os processos de desinfecção podem ser divididos em artificiais ou naturais de acordo com o emprego de agentes químicos, físicos e biológicos (GONÇALVES *et al.*, 2003; TCHOBANOGLOUS *et al.*, 2003).

Figura 2 - Processos de Desinfecção de Águas Residuárias



Fonte: Gonçalves e colaboradores (2003).

3.4 SISTEMAS COMPACTOS

Os tratamentos mais utilizados em residências unifamiliares envolvem geralmente processos anaeróbios, tais como tanques sépticos seguidos de filtros anaeróbios. Esses tipos de tratamento propiciam uma boa eficiência na remoção da matéria orgânica, mas são limitados quanto à remoção de nutrientes (VON SPERLING, 2005). Contudo, os tratamentos de efluentes, por meio de estações compactas, são mais eficientes quando envolvem a combinação de sistemas estritamente anaeróbios junto à aeróbios.

O mercado de ETEs compactas apresenta diversas opções em sistemas compactos feitos em poliéster reforçado com fibra de vidro (PRFV), polietileno de alta densidade (PEAD) e polipropileno (PP), sendo a maioria fabricadas a partir do primeiro.

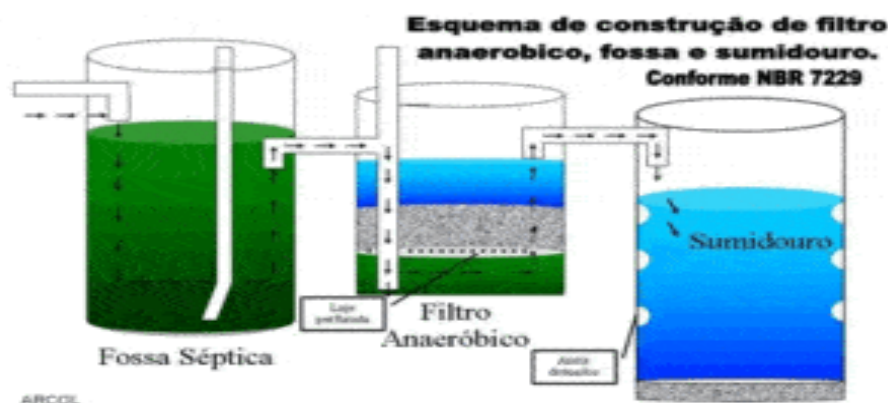
3.4.1 Sistema Compactos Anaeróbios

A maioria das empresas que comercializam estações compactas utilizam sistemas exclusivamente anaeróbios, envolvendo como tratamento primário: fossa séptica, reator anaeróbio compartimentado (RAC) ou reator anaeróbio manta de lodo de fluxo ascendente (UASB); seguido de filtro anaeróbio.

A Saluta comercializa o Conjunto de Fossa Séptica e Filtro Anaeróbio (Figura 3). O sistema é estanque, leve e compacto, o que facilita o manuseio, transporte e instalação. O tanque séptico atua na etapa primária e visa reter sólidos sedimentáveis

e é formado por câmara que apresenta fluxo horizontal voltado à sedimentação do lodo. O filtro anaeróbio busca, em etapa secundária, remover sólidos dissolvidos (ÁLVAREZ, RUÍZ e SOTO, 2008). O lodo aloja microrganismos que degradam a matéria orgânica. O material graxo, por densidade, forma sobrenadante e o lodo formado deve ser retirada para que o tanque não funcione apenas como caixa de passagem (MAUNOIR, PHILIP e RAMBAUD, 2007). O filtro anaeróbio é composto por câmara preenchida com material filtrante que visa permitir fixação de microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica. Este dispositivo, por se encontrar submerso, apresenta condições anaeróbias para degradação. O compartimento inferior do filtro anaeróbio é um fundo falso sem recheio voltado a reter lodo produzido (SALUTA, 2022).

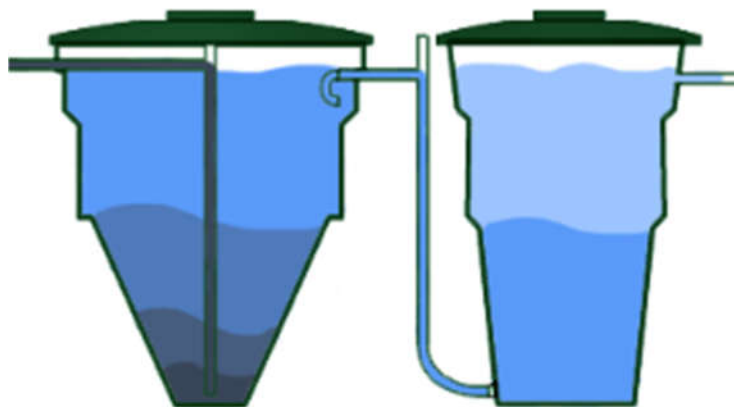
Figura 3 - Esquema da ETE Compacta Anaeróbia da Saluta



Fonte: Saluta (2022).

A Sanefibra comercializa estação composta por fossa séptica e filtro anaeróbio (Figura 4). Neste sistema, o afluente adentra ao fundo do reator, onde os microrganismos do manto de lodo se alimentam das substâncias orgânicas presentes no efluente. Em seguida, no filtro anaeróbio, os microrganismos, que se apresentam de forma fixa, por meio de colônias aderidas ao meio filtrante, complementam a digestão dos poluentes deste efluente. Este sistema é construído em PRFV e seu meio filtrante, na câmara do filtro anaeróbio, apresenta recipiente removível de forma a permitir sua remoção para manutenção. A sua eficiência em DBO é acima de 80% com custo de manutenção muito menor que as fossas e filtros convencionais. O sistema apresenta dimensões para cada compartimento de diâmetro e altura de 1,15m e 1,50m (SANEFIBRA, 2022).

Figura 4 - Esquema da ETE Compacta Anaeróbia da Sanefibra



Fonte: Sanefibra (2022).

A Fortlev comercializa o Biodigestor Fortlev composto por reator e filtro anaeróbio unificados de fluxo ascendente (Figura 5). O meio filtrante é formado por pedaços de eletrodutos. O lodo depositado no fundo falso do Biodigestor é descartado a cada 6 meses por meio de dispositivo hidrostático. O biogás é continuamente liberado por meio de tubulação na saída coletora de gases. O biodigestor permite o uso de cloração por meio de compartimento específico, pelo uso, a cada 15 dias, de uma pastilha de 200g de cloro no dispositivo. O sistema atende residências com até 5 pessoas ou escritórios com até 10 pessoas e apresenta eficiência de remoção de poluentes de até 80% (FORTLEV, 2022).

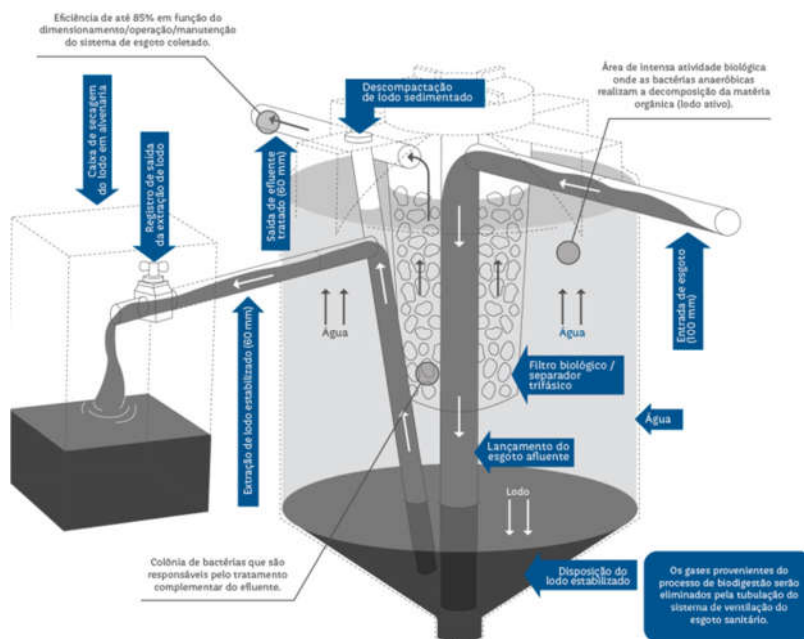
Figura 5 - Esquema da ETE Compacta Anaeróbia da Fortlev



Fonte: Fortlev (2022).

A Acqualimp comercializa o Biodigestor composto por reator UASB e filtro anaeróbio (Figura 6). A eficiência de remoção do sistema é de até 80% da matéria orgânica do efluente. O sistema é fabricado em PEAD e é 100% impermeável (Acqualimp, 2022).

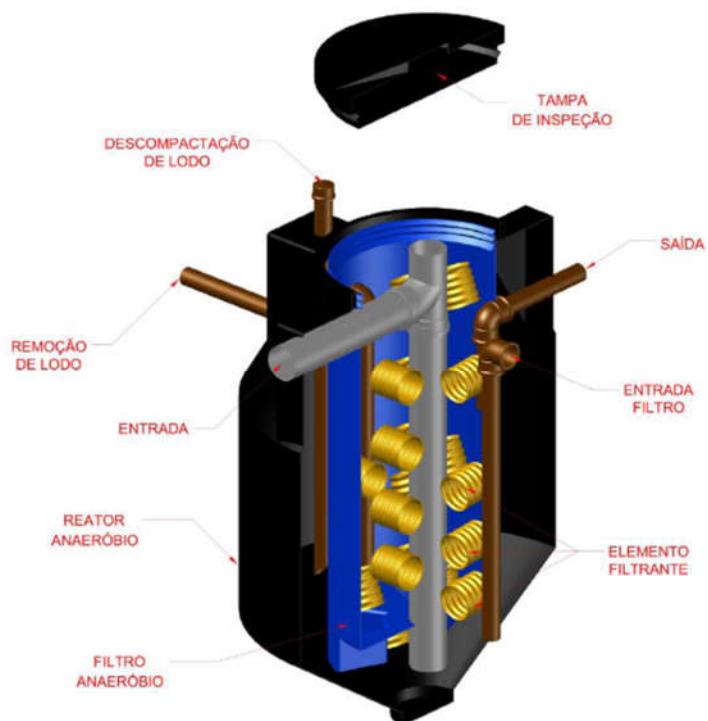
Figura 6 - Esquema da ETE Compacta Anaeróbia da Acqualimp



Fonte: Acqualimp (2022).

A Bakof comercializa o sistema de tratamento de esgoto denominado de MultiBiodigestor composto por tanque séptico e filtro anaeróbio (Figura 7). O seu material de empacotamento corrugado permite adesão dos microrganismos em seus interstícios, o que amplia a degradação do substrato contido no efluente. O sistema pode tratar efluentes domésticos tanto de baixo, médio e alto padrão, em até 1.850 l/dia de efluentes sanitários. Este reator é construído em PRFV e Polietileno de Média Densidade (PEMD), dessa forma, é leve e permite fácil instalação e manuseio, assim como é estanque e apresenta resistência ao gás gerado no processo. As dimensões do produto é de 1,40 e 1,00 m de altura e largura, respectivamente (BAKOF, 2022).

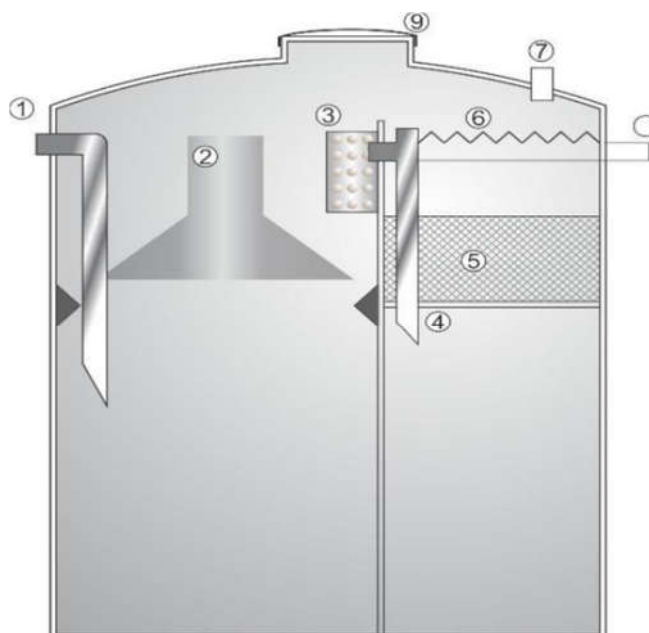
Figura 7 - Esquema da ETE Compacta Anaeróbia da Bakof



Fonte: Bakof (2022).

A Hidrus comercializa o *Compact system*, sistema composto por reator UASB preenchido ao topo, biofiltro aerado e decantador secundário (Figura 8). A saída de gases do sistema pode receber, de forma opcional, filtro de carvão ativado para o tratamento de gases formados durante o processo de tratamento. Este sistema envolve o consumo de energia elétrica para a aeração da câmara do biofiltro aerado, o que em contrapartida, permite reuso deste efluente para fins não potáveis. O sistema possui eficiência de mais de 90% para DBO₅ (HIDRUS, 2022).

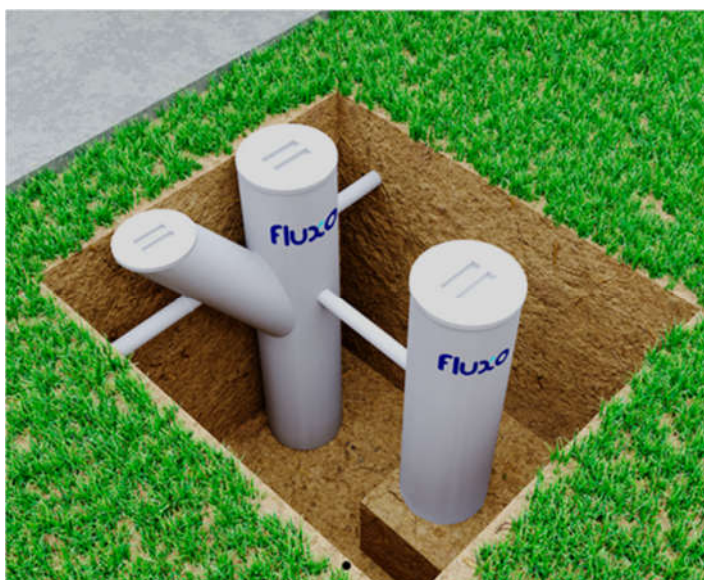
Figura 8 - Esquema da ETE Compacta Anaeróbia da Hidrus



Fonte: Hidrus (2022).

A Fluxo comercializa o Biodigestor Y composto em UASB (Figura 9). O sistema é fabricado em PRFV, pesa 30 kg e possui dispositivo de extração de lodo, o que permite a dispensa do uso de caminhão limpa-fossa. O Biodigestor Y possui 1,9 m de altura e 0,5 m de diâmetro, assim como, capacidade de tratamento relativa ao efluente gerador por até 5 pessoas. A eficiência de remoção de DBO_5 do sistema é de até 75% (FLUXO, 2022).

Figura 9 - Esquema da ETE Compacta Anaeróbia da Fluxo



Fonte: Fluxo (2022).

A A&E Saneamento comercializa estação compacta denominada Ecofiber, que associa fossa séptica e filtro anaeróbio (Figura 10). No primeiro compartimento, os sólidos decantam formando uma camada de lodo, que é estabilizada pela ação dos microrganismos anaeróbios e, ao segundo compartimento, o efluente é conduzido ao polimento por filtro. O material suporte adotado para o filtro anaeróbio são conduítes corrugados que, devido ao seu elevado índice de vazios e alta superfície específica, proporcionam uma maior retenção de lodo. O sistema é fabricado em PRFV e atende a uma vazão diversificada, de acordo com o modelo. A eficiência do sistema é de 75% e 85% para DBO e sólidos suspensos, respectivamente; e sua manutenção envolve esgotamento semestral ou anual do lodo excedente (A&E, 2022).

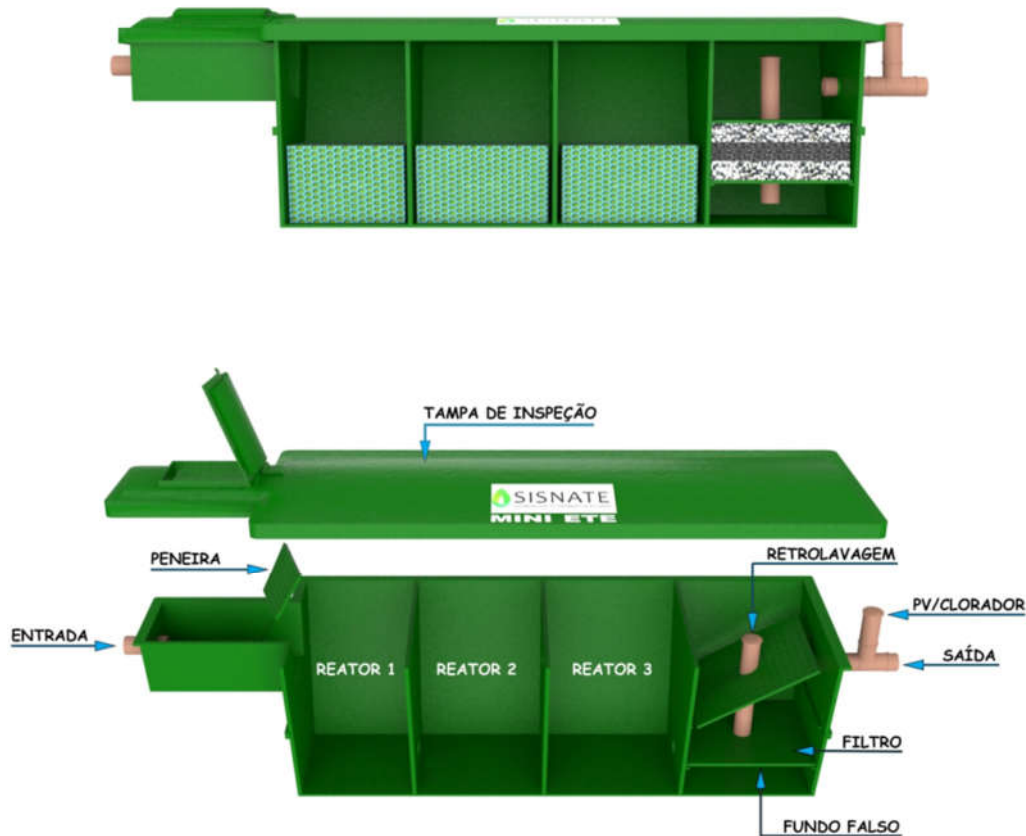
Figura 10 - Esquema da ETE Compacta Anaeróbia da A&E



Fonte: A&E (2022).

O sistema MiniETE Sisnate é constituído por RAC em 3 compartimentos preenchidos por meio suporte e um compartimento final em filtro anaeróbio com adoção opcional de cloração para a desinfecção (Figura 11). O meio suporte é inoculado com consórcios microbianos isolados em laboratório. Este dispositivo permite a formação do biofilme nos interstícios, responsáveis pela remoção dos patógenos por meio da adsorção de células microbianas aos mesmos e biossorção de metais presentes no efluente. A eficiência de remoção do sistema é de: 65-95% DBO₅, 60-95% DQO, 50-90% de nitrogênios totais (NT), 60-95% de fósforos totais (FT) e 95–99,99% de coliformes (SISNATE, 2022).

Figura 11 - Esquema da ETE Compacta Anaeróbia da Sisnate



Fonte: Sisnate (2022).

3.4.2 Sistema Compacto Artificialmente Aerado

Os sistemas compactos artificialmente aerados apresentam, em sua maioria, a adoção do sistema de lodos ativados: sistema composto por tanque de aeração e um decantador secundário (VON SPERLING, 2002). No tanque de aeração destes sistemas, há a injeção de ar e mistura do lodo rico em microrganismos aeróbios, responsáveis pela conversão dos resíduos orgânicos (GUEDES, 2017). O lodo presente neste tanque é fruto, não somente do afluente, mas também do efluente que tem seu lodo recirculado via sedimentação no decantador secundário. O lodo produzido em excesso é retirado do decantador secundário e destinado para tratamento específico. A eficiência do tratamento por lodos ativados é garantida por um tempo maior de retenção da biomassa (POMPÊO *et al.*, 2015).

A Hidrosul comercializa a ETE compacta Eco Hidrosul constituída por tanque cilíndrico horizontal e dotada de sistema de lodos ativados na seguinte configuração: decantador primário, seguido de reator aeróbio e decantador secundário (Figura 12).

Os sólidos sedimentáveis do efluente são retidos inicialmente no decantador primário. O efluente, então, ingressa no segundo compartimento onde ocorre a digestão aeróbia por meio da aeração. No decantador secundário, o lodo é retido e recirculado para o início do processo. Um aerador submerso fornece o oxigênio e a recirculação do lodo se dá por meio de bomba centrífuga. A ETE é produzida em PRVF e a instalação deve ser feita em base de concreto (HIDROSUL, 2022).

Figura 12 - Esquema da ETE Compacta Artificialmente Aerada da Hidrosul



Fonte: Hidrosul (2022).

A Delta comercializa sistema modular de tratamento de esgoto, construído em PRFV e composto por reator anaeróbio, filtro submerso aerado e decantador secundário (Figura 13). O material filtrante é formado por anéis plásticos (biorrings) que permitem um polimento adicional. A aeração se dá por aeradores submersíveis ou difusores e a operação é automatizada. A eficiência do sistema na remoção de DBO_5 é de a partir de 92% (DELTA, 2022).

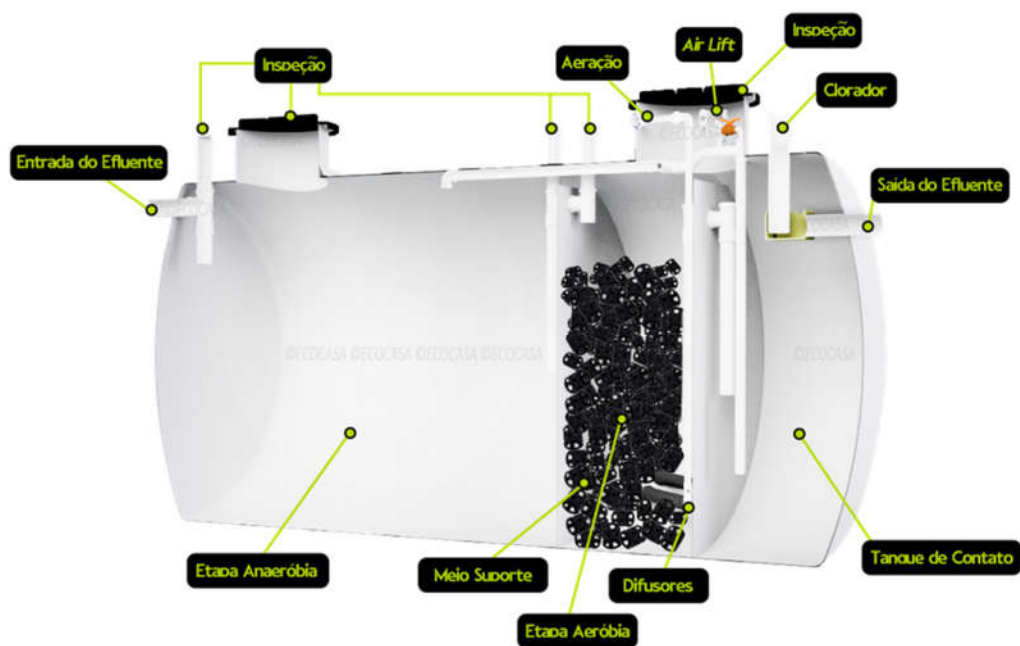
Figura 13 - Esquema da ETE Compacta Artificialmente Aerada da Delta



Fonte: Delta (2022).

A EcoCasa comercializa a EcoTed Family, sistema de lodos ativados composto por decantador primário, reator aeróbio e decantador secundário (Figura 14). O reator aeróbio é servido por difusores e sopradores de ar, assim como, é preenchido com meio suporte em polietileno. O esgoto bruto entra na primeira câmara anaeróbia, segue para uma câmara aeróbia com meio suporte, local em que o oxigênio é introduzido por um difusor de ar e soprador e, em seguida, segue para a última câmara, que apresenta um decantador. A desinfecção opcional pode ser feita por meio pastilhas ao final do processo. A eficiência na remoção de DBO_5 é de 90% e o sistema é construído em PRFV. Por resistir às cargas da terra, pode ser facilmente reaterrada sem a necessidade de construção de lajes ou outros tipos de obras complexas (ECOCASA, 2022).

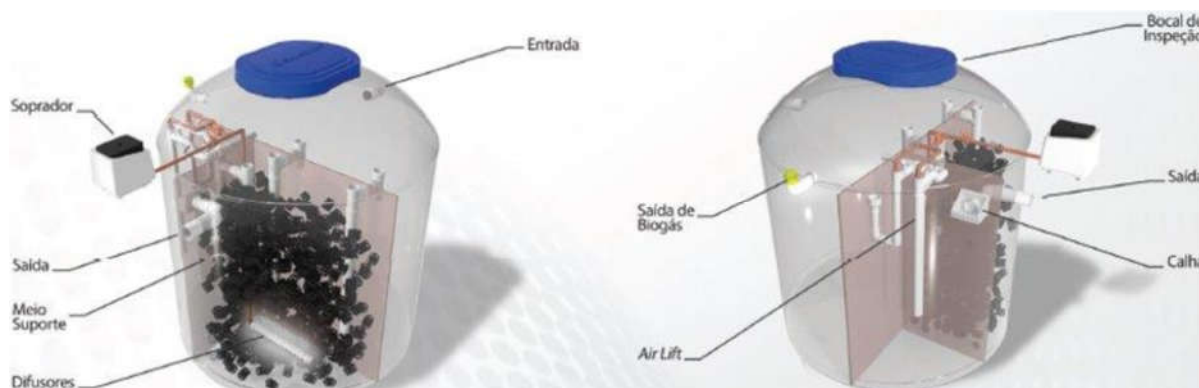
Figura 14 - Esquema da ETE Compacta Artificialmente Aerada da Ecocasa



Fonte: Ecocasa (2022).

A Saneflux comercializa o SANEF, sistema de lodos ativados composto por reator anaeróbio seguido de filtro aerado, decantação secundária, sistema de desinfecção e filtro para a saída do biogás (Figura 15). O sistema pode atuar no tratamento de vazões de 2.000 a 4.000 litros/dia de efluentes domésticos. A eficiência do sistema é superior a 90% na remoção de matéria orgânica e permite reuso em aplicações não potáveis (SANEFLUX, 2022).

Figura 15 - Esquema da ETE Compacta Artificialmente Aerada da Saneflux



Fonte: Saneflux (2022).

A Hydro Z comercializa um sistema de tratamento em batelada (SBR) em que o efluente, em compartimento único e automatizado, é exposto, de forma alternada, a condições aeróbias e anaeróbias (Figura 16). Inicialmente, o efluente é exposto a condições aeróbias, por meio de difusores de ar ao fundo, para após seguir para o tratamento anaeróbio. Com vistas ao reuso em irrigação, descargas sanitárias e lavagem de áreas comuns, há a possibilidade de adoção de tanque de retenção temporária, para que possa ser tratada mais lentamente em compartimentos complementares de filtro de areia e clorador (HYDRO Z, 2022).

Figura 16 - Esquema da ETE Compacta Artificialmente Aerada da Hydro Z



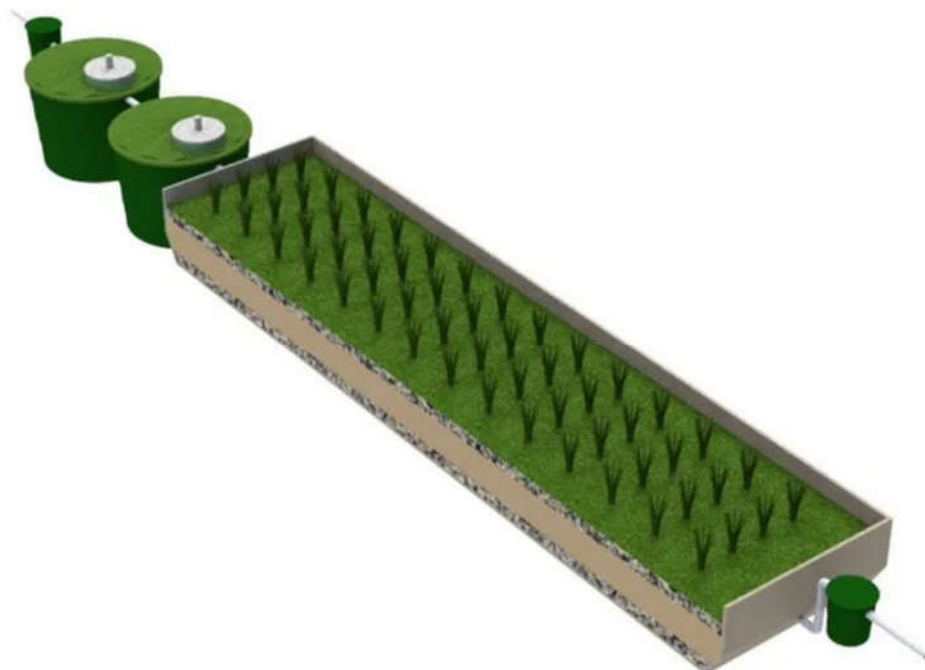
Fonte: Hydro Z (2022).

3.4.3 Sistema Compacto por Zona de Raízes

O Sistema compacto por zona de raízes é uma alternativa promissora ao consumo de energia com vistas à manutenção de condições aeróbias ao tratamento. A zona de raízes é uma tecnologia de baixo custo operacional e livre de consumo de energia que pode promover tanto o tratamento complementar na remoção da matéria orgânica e na remoção de nutrientes, quanto a aeração do efluente (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

A Águas Claras comercializa o conjunto de fossa séptica e filtro anaeróbio seguido de zona de raízes subsuperficial e desinfecção (Figura 17). O fluxo do efluente na zona de raízes poderá ser horizontal ou vertical, sendo o sistema vertical mais empregado por ocupar uma área menor e provocar uma remoção mais eficiente de nitrogênio amoniacal. As raízes disponibilizam oxigênio ao meio filtrante, propiciando o desenvolvimento da digestão aeróbia e facultativa no leito; e os microrganismos, a redução de carga orgânica. A eficiência de remoção do sistema é a partir de 85% DBO₅, 80% DQO, 85% de sólidos suspensos (SS), 85% de nitrogênio amoniacal, até 40% e 20% respectivamente de nitrogênio e fósforo total; e ausência de coliformes termotolerantes (ÁGUAS CLARAS, 2022).

Figura 17 - Esquema da ETE Compacta por Zona de Raízes da Águas Claras



Fonte: Águas Claras (2022).

A Rotária do Brasil comercializa sistema composto por RAC, reator anaeróbio mais compacto e que apresenta elevada eficiência de reter e tratar o lodo do esgoto bruto, seguido de zona de raízes subsuperficiais de fluxo horizontal (Figura 18). A aplicação de zona de raízes de escoamento horizontal atua tanto na redução de sólidos suspensos e DBO_5 quanto pela remoção de nutrientes. O meio suporte da zona de raízes é composto por brita e opera saturado em efluente. A desinfecção por cloração em compartimento final pode ser adotada de forma opcional e suplementar ao tratamento (ROTÁRIA DO BRASIL, 2022).

Figura 18 - Esquema da ETE Compacta por Zona de Raízes da Rotária do Brasil



Fonte: Rotária do Brasil (2022).

3.5 TECNOLOGIAS NOTÁVEIS

Dentre as modalidades de tratamento aplicadas em ETEs compactas, o RAC e as zonas de raízes se destacam, contudo, de forma emergente, o sistema SODIS vêm sendo amplamente adotado.

3.5.1 RAC

O RAC é reconhecido como tecnologia eficiente, de baixo custo, simples operação e promissora para o tratamento de efluentes domésticos. Esta tecnologia foi desenvolvida, no início da década de 1980, por McCarty, nos Estados Unidos, com base nos fundamentos do processo de separação de fases do reator UASB (BÖSKE et al, 2014). Os primeiros modelos deste tipo de reator foram construídos com chicanas, em um sistema de tanques em série de fluxo ascendente através da manta de lodo (BACHMANN, BEARD e MCCARTY, 1985).

O RAC se notabiliza não somente frente às fossas sépticas, como um avanço desta, mas também como tecnologia mais eficiente que o UASB, uma vez que o primeiro apresenta maior contato do efluente com os microrganismos, menor perda de sólidos, menor tempo de detenção hidráulica (TDH) e maior separação de fases

(BAE *et al.*, 1997; OROZCO, 1988; HAHN e FIGUEROA, 2015).

O potencial do RAC é voltado para o tratamento de efluente doméstico e industrial de baixa força (DQO < 1.000 mg/L). Entre as principais vantagens desses reatores estão: custos operacionais baixos; maior volume útil; possibilidade de operação intermitente; resiliência à choques de carga orgânica; elevados tempos de operação sem perda de lodo por arraste, e maiores tempos de retenção celular para baixos tempos de residência hidráulica (BARBER e STUCKEY, 1999; KATO, FIELD e LETTINGA, 1997; OROZCO, 1988). Por possuir menores profundidades, auxilia também na redução de custos de escavação ao ser implantado (CAMPOS, 1999; CHERNICHARO, 2007).

3.5.1.1 Mecanismos

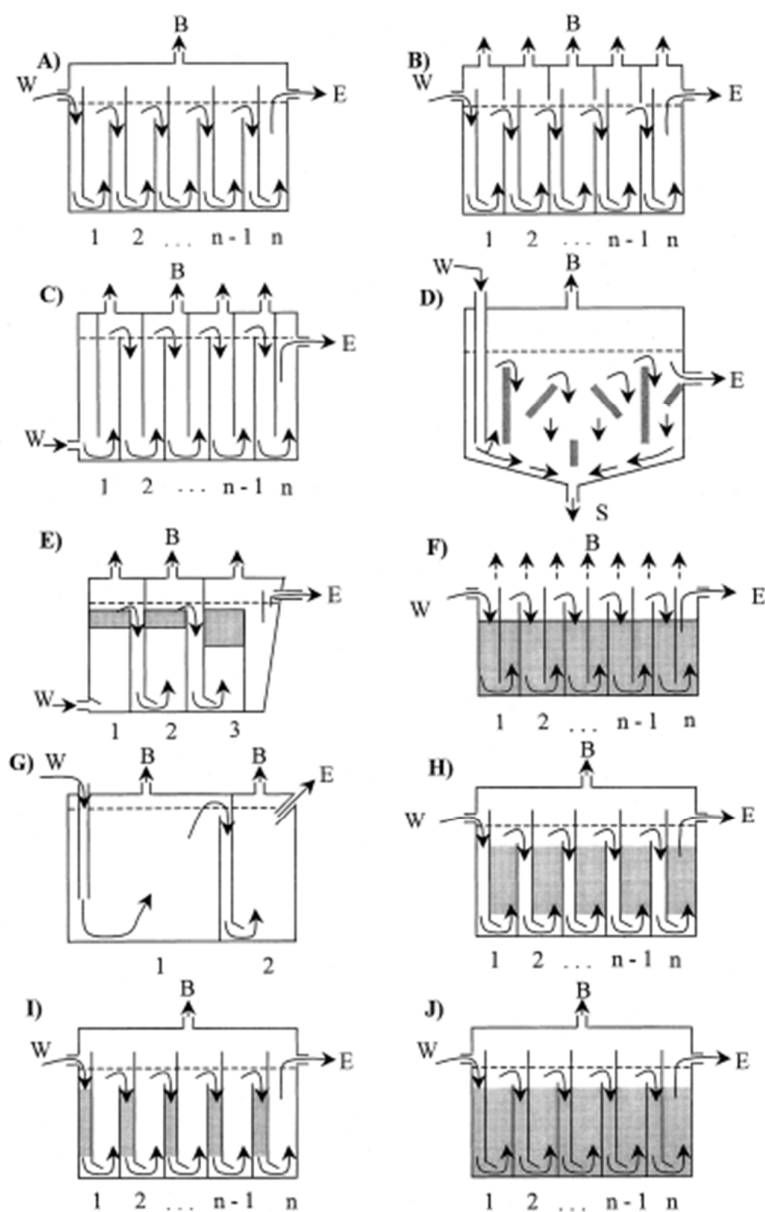
O RAC apresenta compartimentos com arranjos alternados de chicanas, o que permite maior contato entre a biomassa e o efluente. Os compartimentos separam, de forma longitudinal ao longo do reator, a fase acidogênica e a metanogênica. A separação em duas fases permite que diferentes grupos de bactérias possam se desenvolver em meios com condições ótimas específicas. As bactérias acidogênicas se acumulam nas primeiras câmaras e as metanogênicas, nas demais (FERRAZ JR *et al.*, 2016). A parcela mais significativa de sólidos permanece no primeiro compartimento, sendo os demais compartimentos responsáveis pelo polimento do efluente. Uma vez que o sistema é desprovido de dispositivo de separação trifásica, podem haver perdas de sólidos sob velocidade reduzida (SARATHAI, KOOTTATEP e MOREL, 2010).

3.5.1.2 Modalidades

O RAC, com vistas a um melhor desempenho, vem sofrendo modificações, a partir da sua configuração convencional, em características como: forma das chicanas, número e tamanho de compartimentos, e adoção de preenchimento com material filtrante (BARBER e STUCKEY, 1999; LIN e TRZCINSKI, 2022).

Na figura 19, podemos ver as seguintes modificações: (A) Passagem única de gás; (B) Passagem individualizada de gás; com zona de sedimentação (C) Vertical, (D) Horizontal, e (E) Híbrida; (F) Aberto; com primeiro compartimento alargado (G); e com preenchimento somente em rota (H) Ascendente, (I) Descendente ou (J) em Ambas (BARBER e STUCKEY, 1999).

Figura 19 - Esquema de Modificações do RAC



Fonte: BARBER e STUCKEY (1999).

3.5.1.2.1 Convencional

Vários autores têm investigado o desempenho dos RACs convencionais para o tratamento de efluentes domésticos.

Dama e colaboradores (2002) monitoraram o desempenho de um RAC de 3.200 L em escala piloto com TDHs variando de 60 a 20h e eficiências de remoção de DQO de até 80%.

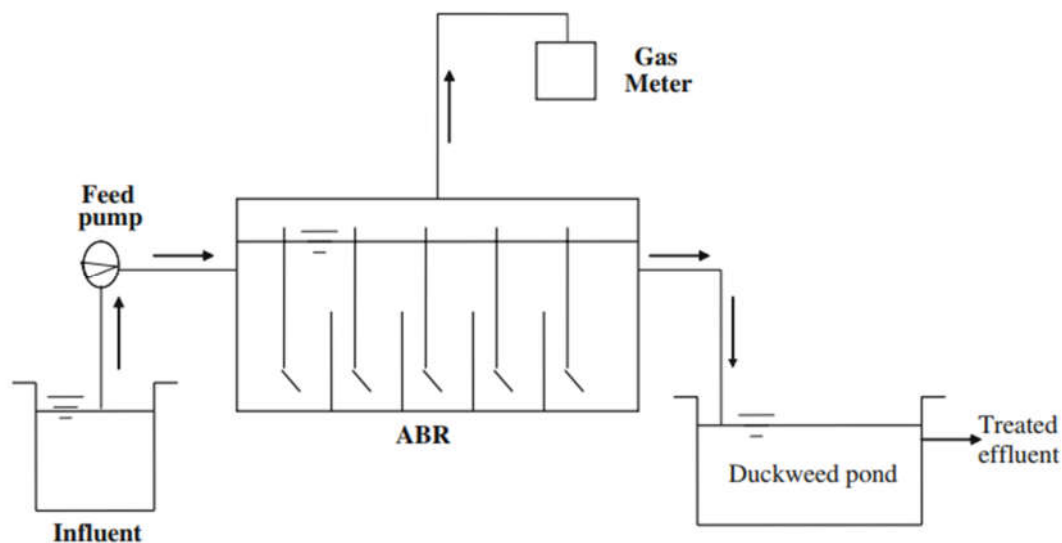
Minh e Phuoc (2014), em estudo sobre o RAC, apresentou sistema com eficiência geral de 72% a 74% para DQO e 89% a 99% para sólidos suspensos totais (SST).

3.5.1.2.2 Chicanas modificadas

Algumas modificações foram introduzidas ao RAC convencional para melhorar o seu desempenho. Para tanto, as chicanas, que subdividem o RAC em compartimentos, podem sofrer modificação quanto à sua inclinação, ao apresentar declividade de 45° na sua extremidade inferior. Esta modificação nas chicanas do RAC pode conferir ao reator contato mais próximo de águas residuárias com a biomassa e redução da ascensão do lodo por meio do biogás produzido (SAYEDIN *et al.*, 2018; AHMAD *et al.*, 2021; LI *et al.*, 2021).

Nasr e colaboradores (2009), em seus estudos envolvendo RAC seguida de zona de raízes, obtiveram remoção entre 68 e 82% para DQO e de 1 a 2 logs para coliformes fecais. Para tanto, adotou-se taxa de aplicação de carga orgânica (OLR) de 2,1 kg DQO/m³.dia e TDH ótima de 12 h (Figura 20).

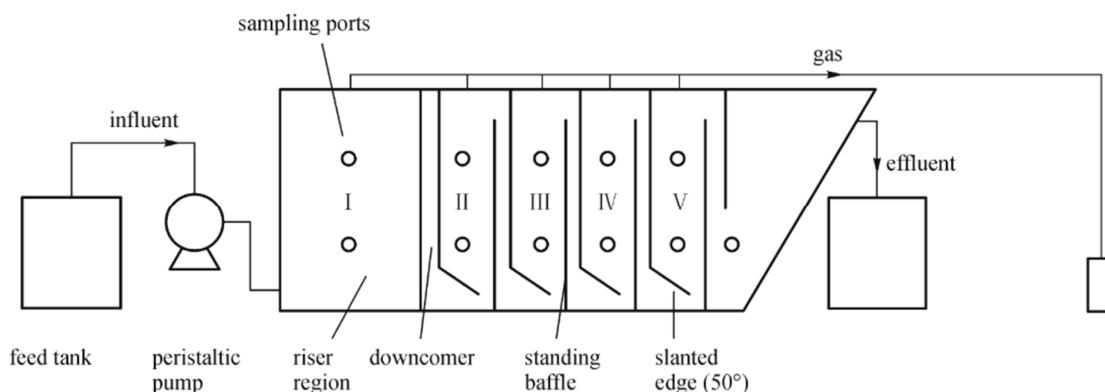
Figura 20 - Esquema do RAC Proposto por Nasr e Colaboradores



Fonte: Nasr e colaboradores (2009).

Feng e colaboradores (2015) avaliaram o desempenho de um RAC em cinco compartimentos e chicanas modificadas. Em seus estudos, obtiveram remoção de 66,4% de DQO do sistema e período de inicialização de 130 dias (Figura 21).

Figura 21 - Esquema do RAC Proposto por Feng e Colaboradores



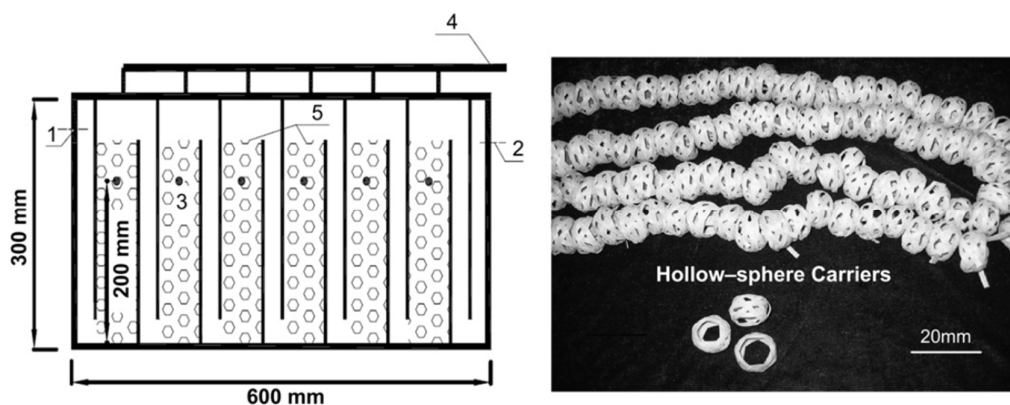
Fonte: Feng e colaboradores (2015).

3.5.1.2.3 Preenchido

Dentre as modificações que o RAC vem sofrendo ao longo dos anos, o mais recente aperfeiçoamento envolve o preenchimento deste reator.

Feng e colaboradores (2008) adotaram um RAC preenchido com anéis confeccionados em bambu e alcançaram, por meio de um TDH de 18 horas, 69% de redução de DQO. O estudo demonstrou que, ao reduzir o TDH de 48 para 18 h, a saída de biomassa do reator não ocorreu e o desempenho se manteve constante (Figura 22).

Figura 22 - Esquema do RAC Preenchido Proposto por Feng e Colaboradores



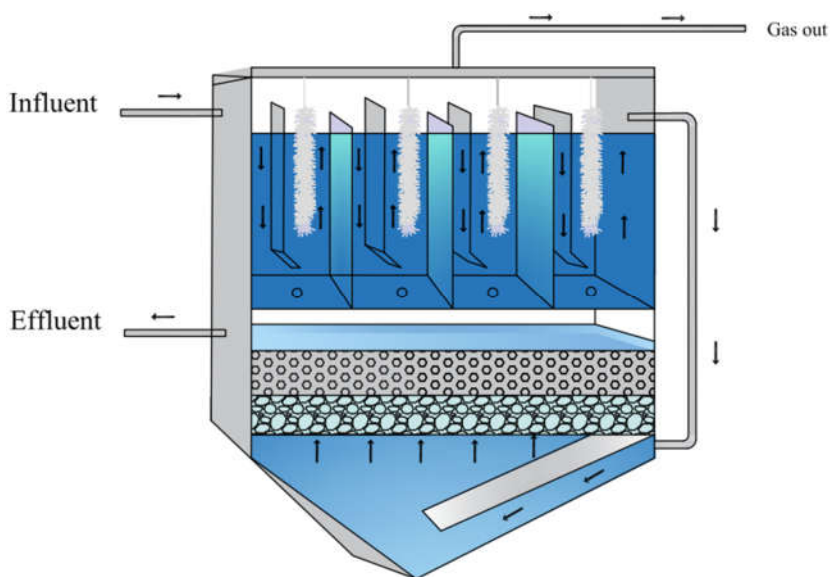
Fonte: Feng e colaboradores (2008).

Smith e colaboradores (2012) desenvolveram um RAC com biomenbrana (MBR) acoplada. O efluente resultante do RAC apresentou baixo teor de orgânicos, mas concentração de SST em desacordo com diretrizes e normas de reuso vigentes. Ao combinar o RAC à filtração por membranas de ultrafiltração (UF) ou microfiltração (MF), houve maior remoção de SST, o que permitiu facilmente que o efluente fosse

desinfetado e reutilizado para os padrões de reutilização que não estabeleciam limites para nutrientes. Dessa forma, o MBR apresentou inúmeras vantagens em relação aos tratamentos biológicos convencionais, como: menor necessidade de área, efluente estável e menor produção de lodo.

Liu e colaboradores (2020) desenvolveram estudo envolvendo a combinação de RAC e filtro anaeróbio, e testaram, por 210 dias, os efeitos do TDH e OLR na sua eficiência de remoção de DQO e na produção de metano. O reator pôde iniciar operação já com 25 dias, sendo que, a taxa de remoção de DQO e rendimento da produção de metano foram influenciados significativamente pelo TDH e OLR. Nesta combinação, o RAC desempenhou papel relevante na degradação dos poluentes, enquanto que o filtro anaeróbio contribuiu para aperfeiçoar a resiliência à carga de choque do efluente. A máxima eficiência de remoção de DQO foi observada quando com TDH de 12 h (Figura 23).

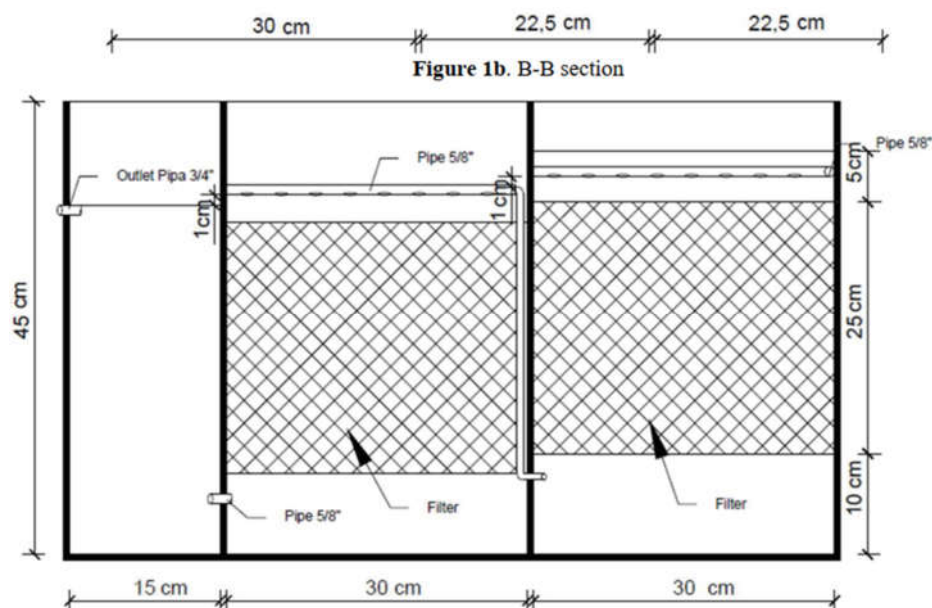
Figura 23 - Esquema do RAC Preenchido Proposto por Liu e Colaboradores



Fonte: Liu e colaboradores (2020).

Yulistyorini e colaboradores (2020), em seus estudos, empregaram combinação de RAC e filtro anaeróbio de fluxo descendente (ABFR) em seis compartimentos. Os pesquisadores obtiveram eficiência de remoção de DBO₅, SST, nitrogênio, fósforo e coliformes totais de 94%, 97%, 72%, 43% e 51%, respectivamente (Figura 24).

Figura 24 - Esquema do RAC Preenchido Proposto por Yulistyorini e Colaboradores



Fonte: Yulistyorini e colaboradores (2020).

Liu e colaboradores (2022) pesquisaram a performance de RAC preenchido no tratamento descentralizado. Neste experimento, foram investigadas as eficiências de remoção sob diferentes TDHs, assim como, as características da matéria orgânica e as comunidades microbianas nos diferentes compartimentos. O sistema estudado apresentou eficiência média máxima de remoção de DQO em 76,7%.

3.5.2 Zona de Raízes

Os sistemas de zona de raízes vêm se notabilizando como uma tecnologia de tratamento de efluentes ao recriar processos de banhados naturais de forma controlada. Combina-se macrófitas, microrganismos e meio suporte, ao aperfeiçoar o filtro anaeróbico com a atuação de plantas na promoção de condições aeróbias no tratamento do efluente, promovendo assim, com menor tempo de retenção, maior capacidade de depuração de carga orgânica, SST, nitrogênio, fósforo e patógenos (KARATHANASIS *et al.*, 2003; VYMAZAL, 2010). Dessa forma, os sistemas de zona de raízes podem propiciar tratamento complementar na remoção da matéria orgânica e nutrientes com a capacidade de ser implantado a nível local, com alto teor paisagístico, operação simples, baixo custo energético e menor suscetibilidade às variações afluentes (BRIX, 1994; PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

3.5.2.1 Mecanismos

As zonas de raízes envolvem a junção de macrófitas, microrganismos e meio suporte no tratamento de efluentes. As macrófitas atuam na remoção de nutrientes, pela incorporação e fixação destes elementos em seus tecidos, convertendo compostos inorgânicos em compostos orgânicos; e como suporte para fixação de microrganismos, que mediam as transformações desses micronutrientes (COOPER *et al.*, 1996; SEZERINO, 2002). Na remoção de poluentes, as macrófitas atuam com vistas a: facilitar a transferência de gases; estabilizar a superfície do leito pelo sistema radicular, atenuando erosão; formação de canais de escoamento preferencial; absorção de nutrientes; promoção, para a desnitrificação, de carbono biodegradável oriundo da decomposição de plantas e exsudados das raízes; e melhoria estética de unidades de tratamento unidomiciliares (REED *et al.*, 1995; TANNER, 2001; BRIX *et al.*, 2007).

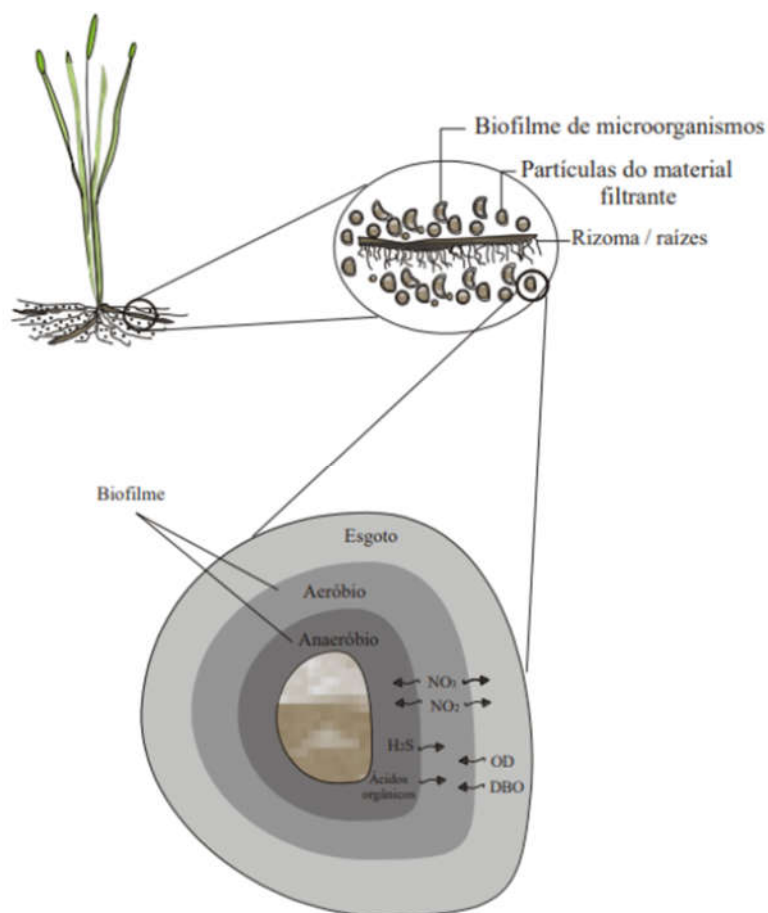
O meio suporte permite que microrganismos se instalem e atuem no tratamento do efluente. Os microrganismos são os principais responsáveis pela remoção da matéria orgânica nos sistemas de zona de raízes construídos. Por meio da degradação da matéria orgânica, os microrganismos obtêm energia necessária para a sua síntese celular, mobilidade, transporte de materiais e outras funções. O lodo e o biofilme, na superfície das raízes e partículas do solo, permitem que esses microrganismos se desenvolvam (SILVA, 2007). Colônias de bactérias e protozoários compõem o biofilme microbiano que se desenvolve na rizosfera, onde condições aeróbias predominam e promovem a transformação da matéria orgânica em sais inorgânicos. Estes sais, posteriormente, serão nutrientes para as macrófitas (MARQUES, 1999).

A zona de reação mais importante em áreas úmidas construídas é a rizosfera. Nesta zona, ocorrem processos físico-químicos e biológicos imprescindíveis. A rizosfera e o meio suporte da zona de raízes permitem formação de biofilme aderido de microrganismos pela depuração do efluente. As raízes também promovem a filtragem, adsorção e sedimentação das partículas maiores; assim como, a retirada de nutrientes (COOPER *et al.*, 1996; STOTTMEISTER *et al.*, 2003).

Durante percolação do efluente através do meio filtrante, há o contato deste com regiões aeróbias, anóxicas e anaeróbias. Dentre estas camadas, a camada aeróbia ocupa áreas ao redor das raízes das macrófitas, que transportam oxigênio da fotossíntese; e próximo a superfície, onde o contato com a atmosfera propicia a

convecção e difusão do último (VYMAZAL, 2005).

Figura 25 - Interações Inerentes ao Processo de Depuração na Rizosfera



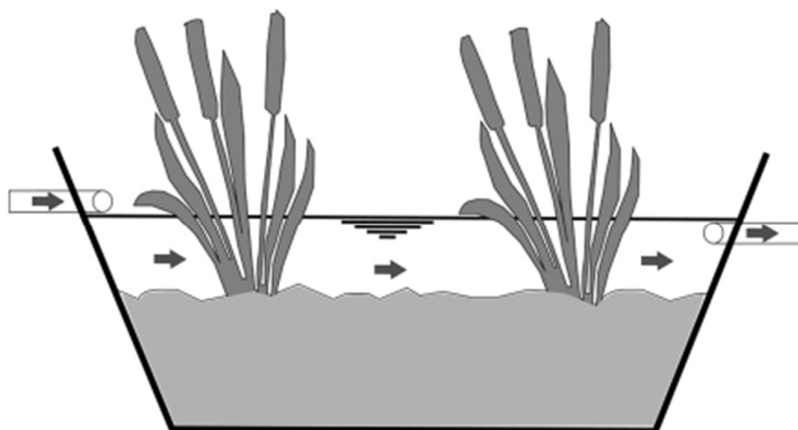
Fonte: Sezerino (2006).

3.5.2.2 Modalidades

Os sistemas de zona de raízes construídos são classificados em dois grandes grupos: sistemas de escoamento superficial e de escoamento subsuperficial.

O sistema de zona de raízes de escoamento superficial, conforme Figura 26, foi concebido com vistas a reproduzir de maneira controlada um banhado natural e assemelha-se às lagoas facultativas. Constitui-se por um reservatório dotado de estrutura para controle de nível d'água, que pode atuar para variações de poucos centímetros a um metro. Neste sistema há a predominância de macrófitas aquáticas, flutuantes ou emergentes, e algas filamentosas na massa líquida. A sua aplicação demanda de muita área e promove odores, justamente pelo escoamento ocorrer de forma superficial (BRIX, 1997; IWA, 2000).

Figura 26 - Esquema do Sistema de Raízes Superficial

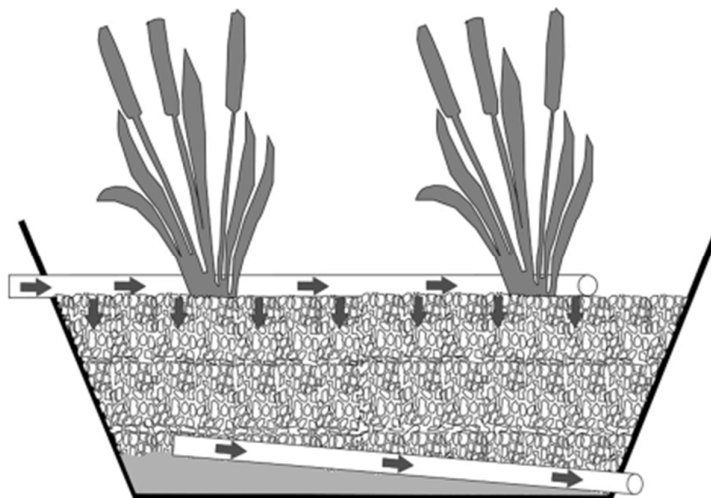


Fonte: J. Rosendo, Paz e A. Rosendo (2022).

A aplicação subsuperficial envolve escoamento abaixo do nível do meio filtrante e, assim, evita a geração de odores, roedores e mosquitos. O escoamento subsuperficial pode ocorrer tanto de forma vertical e horizontal (COOPER *et al.*, 1996).

Quando com escoamento vertical, vide Figura 27, há maior aeração, o que permite nitrificação mais intensificada do efluente e menor demanda de área empregada à sua instalação. Contudo, a operação do sistema de raízes de escoamento subsuperficial vertical demanda de sistema de bombeamento para aduzir e aplicar o seu efluente de forma intermitente sob a superfície do reator. O efluente, após percolar pelo meio filtrante, é recolhido na sua base por tubulações perfuradas logo abaixo da camada suporte. A aplicação intermitente do efluente é essencial visto que promove grande arraste de oxigênio atmosférico para o material filtrante: a cada nova aplicação do efluente, soma-se nova quantidade de oxigênio arrastada ao anteriormente introduzido ao sistema. A degradação da matéria orgânica e oxidação da amônia passa, então, ser mais preponderante nesta modalidade de zona de raízes devido a maior quantidade de oxigênio disponível no material filtrante (COOPER *et al.*, 1996; BRIX, 1997).

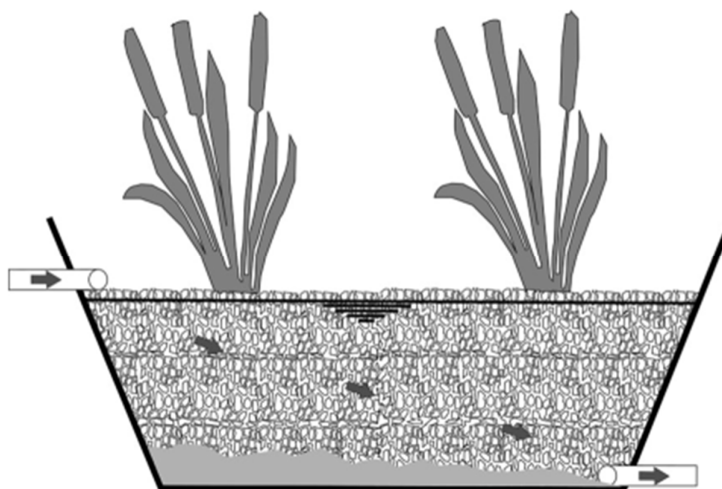
Figura 27 - Esquema do Sistema de Raízes Subsuperficial Vertical



Fonte: Rosendo e colaboradores (2022).

O escoamento do sistema de raízes subsuperficial horizontal, de acordo com a Figura 28, se dá por meio do material filtrante submerso, o que torna o ambiente mais anóxico devido à menor aeração. A maior exposição à condição anóxica permite que este sistema apresente maior desnitrificação do efluente que o sistema de raízes subsuperficial vertical. Por prescindir de consumo de energia elétrica na aplicação vertical do efluente, a zona úmida de escoamento subsuperficial horizontal apresenta maior praticidade e flexibilidade em sua adoção (MITSCH e GOSSELINK, 1993; RANGEL *et al.*, 2007; ROSSMANN *et al.*, 2012).

Figura 28 - Esquema do Sistema de Raízes Subsuperficial Horizontal



Fonte: Rosendo e colaboradores (2022).

3.5.2.2.1 Subsuperficial Horizontal

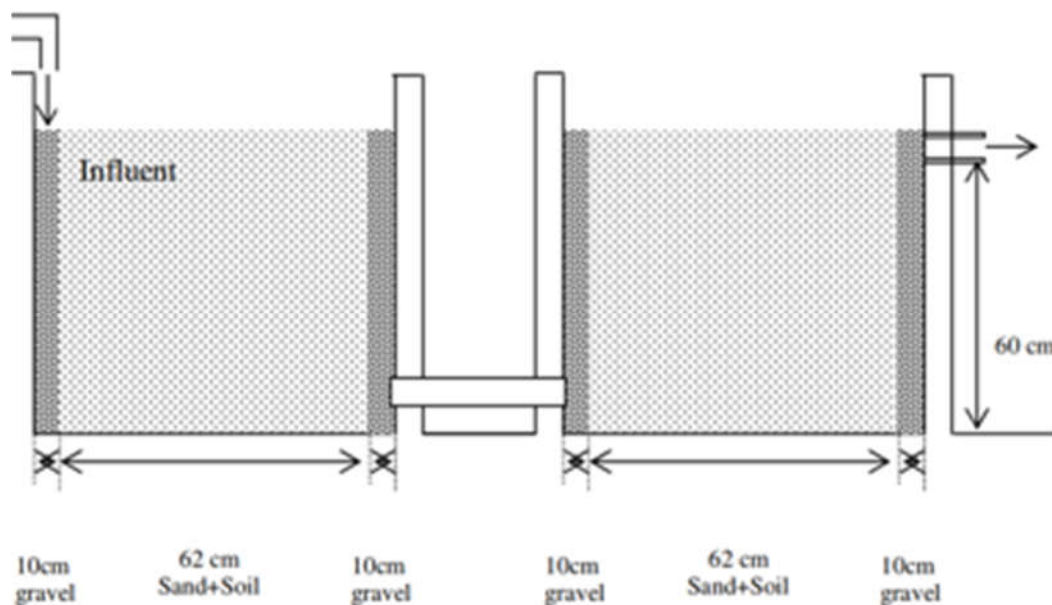
Os sistemas de zona de raízes de escoamento subsuperficial horizontal usualmente possuem preenchimento composto por camadas de material como: areia, brita e/ou cascalho; e por macrófitas do tipo emergente, cujas raízes são plantadas diretamente no material filtrante. O efluente percola através dos poros do material filtrante, em trajeto horizontal, até a zona de saída. O biofilme se encontra aderido às raízes das plantas e meio suporte. Em meio a zonas aeróbias, anaeróbias e anóxicas, as colônias de microrganismos aderidas promovem a degradação dos poluentes (COOPER, 2005; PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Este sistema é bastante utilizado em países desenvolvidos, entretanto, apesar de bastante apropriado para países em desenvolvimento, ainda são pouco implementadas nos últimos (PRASAD *et al.*, 2016).

Souza e colaboradores (2000) utilizaram sistemas por zona de raízes de fluxo horizontal para tratar efluente oriundo de reator UASB e obtiveram eficiência de remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$ variando de 76 a 87%, com um TDH médio de 10 dias.

Toet e colaboradores (2005) avaliaram um sistema de tratamento do tipo zona de raízes de fluxo horizontal e obtiveram eficiência de remoção, em termos de *Escherichia Coli*, de 92%. Esta eficiência foi alcançada por meio de TDH de 2,4 dias em média e taxa de aplicação hidráulica de 25 cm/dia, obtendo assim efluente apto para o lançamento em rio de classe 2.

Sirianuntapiboon, Kongchum e Jitmaikasem (2006) adotaram zona de raízes com meio filtrante contendo proporção solo-areia de 25:75 e *Typha sp.* como macrófita. Esta configuração, aplicada ao efluente doméstico bruto e TDH de 3 dias, permitiu remoção de 92%, 91%, 76%, 90% e 95% para respectivamente DBO_5 , DQO, SS, nitrogênio de kjeldahl total (TKN) e FT (Figura 29).

Figura 29 - Esquema do Sistema de Raízes Horizontal Proposto por Sirianuntapiboon e Colaboradores



Fonte: Sirianuntapiboon e colaboradores (2006).

Olijnyk e colaboradores (2007) realizaram uma análise comparativa entre 4 sistemas de zona de raízes de fluxo horizontal operando em escala real. Os pesquisadores obtiveram eficiência média de remoção de PO_4 de 78%, 40%, 40% e 55%, para cada unidade, por meio de TDHs de 10; 1,6; 1,4 e 1,7 dias respectivamente.

Olijnyk (2008), em seus experimentos, adotou o sistema de raízes de fluxo horizontal para tratar efluentes domésticos e identificou boa remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$. Contudo, relatou baixa produção de nitrato atribuindo como principal causa desta remoção a acumulação de detritos no material filtrante.

Dornelas (2008), ao adotar sistema de zona de raízes de fluxo horizontal, utilizando *typha sp.* como macrófitas, e sendo precedido de um reator UASB, relatou eficiência média de remoção para ortofosfato de 46% por meio de um TDH de 1,2 dias.

Ghosh e Gopal (2010), ao estudarem quatro sistemas por zona de raízes de fluxo horizontal, relataram eficiências médias de remoção de 11,6%, 21,1%, 31,9% e 46% por meio de TDHs de 1, 2, 3 e 4 dias e cargas aplicadas de 1,08; 0,42; 0,28; e 0,27 $\text{PO}_4\text{-P kg/m}^2\text{.d}$ respectivamente.

Tee e colaboradores (2012) adotaram o sistema de zona de raízes de fluxo subsuperficial separado por chicanas em escala de laboratório. Para tanto, as macrófitas empregadas foram a *Typha latifolia* e o seu meio filtrante foi composto em cascalho. A remoção obtida para parâmetros como nitrogênio amoniacal e DQO, ao

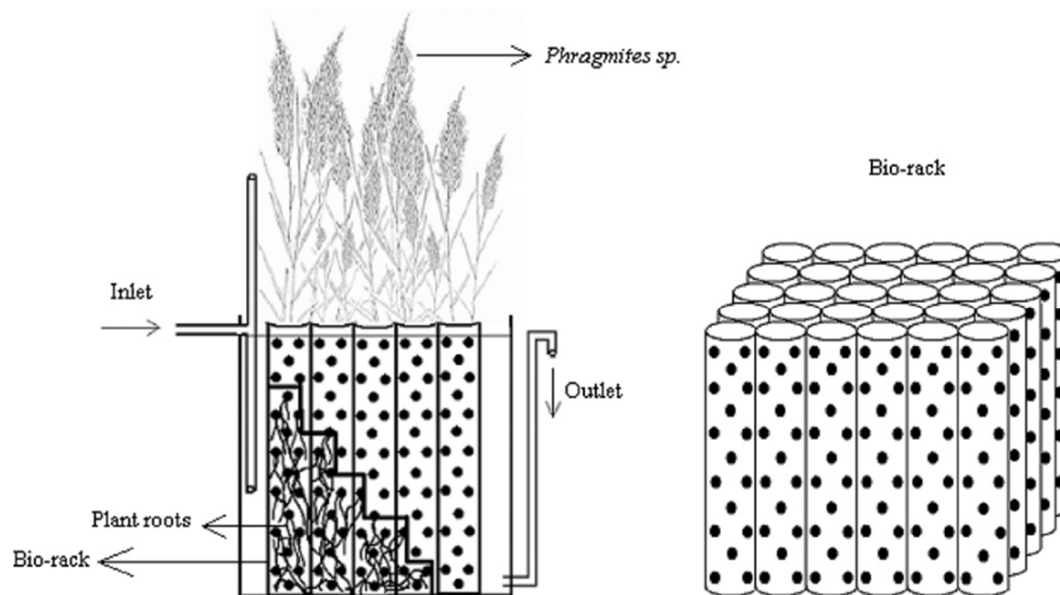
TDH de 5 dias, foram de 99 e 79% respectivamente.

3.5.2.2.2 *Subsuperficial Horizontal Bio-Rack*

As zonas de raízes subsuperficiais preenchidas com macrófitas sustentadas por estrutura plástica (Bio-Rack) foram desenvolvidas com vistas a superar contratempos do sistema subsuperficial horizontal convencional, como a colmatagem do meio filtrante, e obter maior difusão de oxigênio e transferência de massa. Ademais, como o meio filtrante e sua manutenção representam um dos itens mais onerosos dos sistemas de raízes subsuperficiais, o Bio-Rack se destaca também ao utilizar estrutura, como garrafas de polietileno tereftalato (PET) perfuradas, para sustentação das macrófitas. Por prescindir de meios filtrantes convencionais, acaba por promover o aumento do volume efetivo da rizosfera, que auxilia na remoção por filtração e interceptação; e da área superficial necessária às comunidades de microrganismos; além de oferecer menor custo de operação e implantação, obtendo eficiência relevante. Este sistema não apresenta odores visto que possui alta eficiência na transferência de oxigênio (VALIPOUR *et al.* 2009; DOTRO *et al.*, 2017; LIU *et al.*, 2021).

Valipour, Raman e Ghole (2009) desenvolveram um sistema de raízes Bio-Rack por meio da adoção de *Phragmites* sp. como macrófitas. Este experimento permitiu remoção de 75,15% DQO, 86,59% DBO₅, 27,54% de sólidos dissolvidos totais (SDT), de sólidos suspensos totais de 73,13% (SST), 70,22% NH₃-N e 31,71% PO₄-P ao TDH ótimo de 10 h. Dessa forma, eles concluíram que o Bio-Rack tem maior eficiência do que zonas úmidas subsuperficiais convencionais (Figura 30).

Figura 30 - Esquema do Sistema de Raízes Bio-Rack Proposto por Valipour e Colaboradores

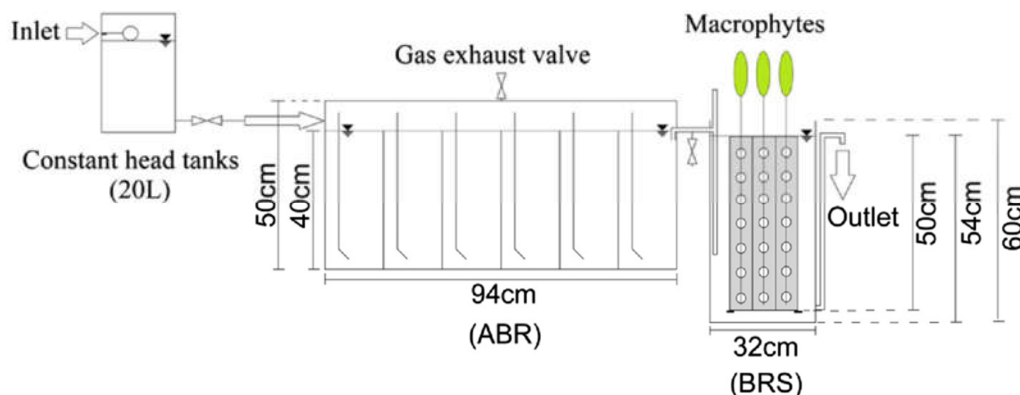


Fonte: Valipour e colaboradores (2009).

Wang e colaboradores (2012) propuseram dois estudos comparativos de eficiência de remoção de contaminantes: o primeiro, entre espécies de plantas aplicadas em sistema de raízes Bio-Rack; e o último, entre um sistema de raízes convencional frente ao Bio-Rack em pequena escala. Por meio do segundo estudo, o Bio-Rack obteve diferença significativa na remoção de nitrogênio total, $\text{NH}_3\text{-N}$ e FT. Quanto a espécie mais eficiente, no primeiro estudo, o sistema de raízes Bio-Rack plantado com *Thalia dealbata* foi o que alcançou as maiores taxas de remoção de nutrientes dentre as quatro espécies analisadas. O estudo sugeriu também que o diâmetro da raiz da macrófita é um parâmetro mais relevante na determinação da eficiência de remoção de nutrientes do que a biomassa total desta espécie. A remoção de nitrogênio e fósforo pela absorção das plantas foi de até 43,81% em massa do primeiro e de até 74,81% em massa do último.

Jamshidi e colaboradores (2014) examinaram o potencial de uso do RAC seguido pelo sistema de raízes Bio-Rack plantado com *Phragmites sp.* e *Typha sp.* para o tratamento descentralizado de efluentes domésticos. Neste estudo, o sistema que utilizou *Phragmites sp.* se mostrou mais eficiente com o de *Typha sp.* O experimento apresentou eficiência de até 87% DQO, 93% DBO₅, 88% SST, 79% NT, 21% PO₄-P e 99% de coliformes totais em um TDH de 21 horas (Figura 31).

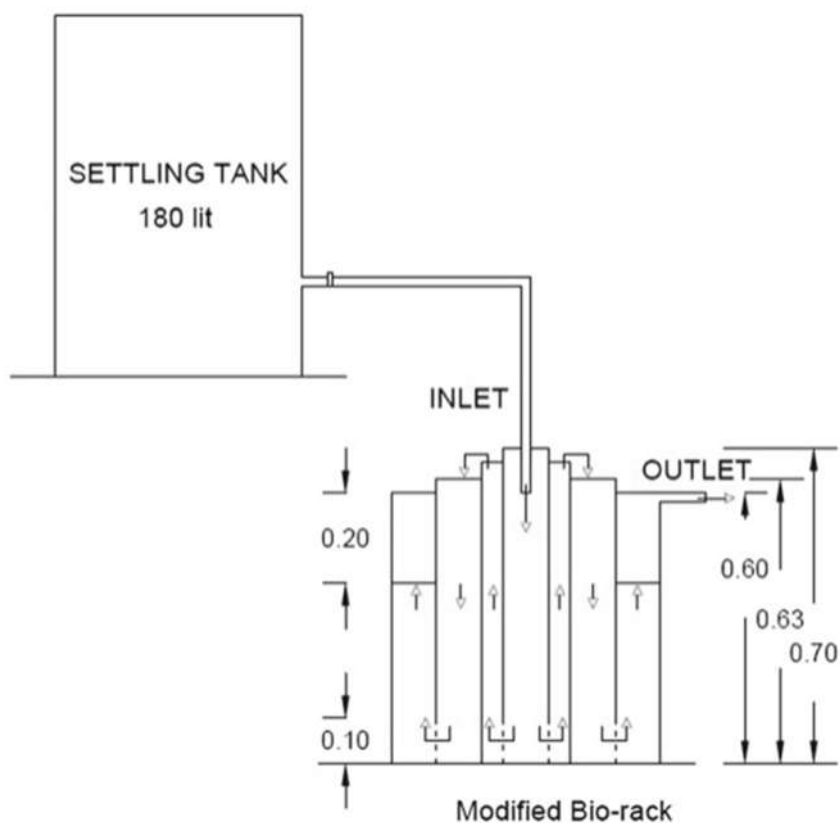
Figura 31 - Esquema do Sistema de Raízes Bio-Rack Proposto por Jamshidi e Colaboradores



Fonte: Jamshidi e colaboradores (2014).

Sathe e Munavalli (2019) adotaram *Typha angustata* e *Canna indica* no desenvolvimento do Bio-Rack em forma concêntrica. Neste sistema, chicanas foram adotadas para induzir o fluxo alternado do efluente. Por meio deste experimento, alcançou-se remoção de 63,25% DQO, 65,23% DBO₅, 87,20% STS e 51,93% TKN ao TDH ótimo de 12 h (Figura 32).

Figura 32 - Esquema do Sistema de Raízes Bio-Rack Proposto por Sathe e Munavalli

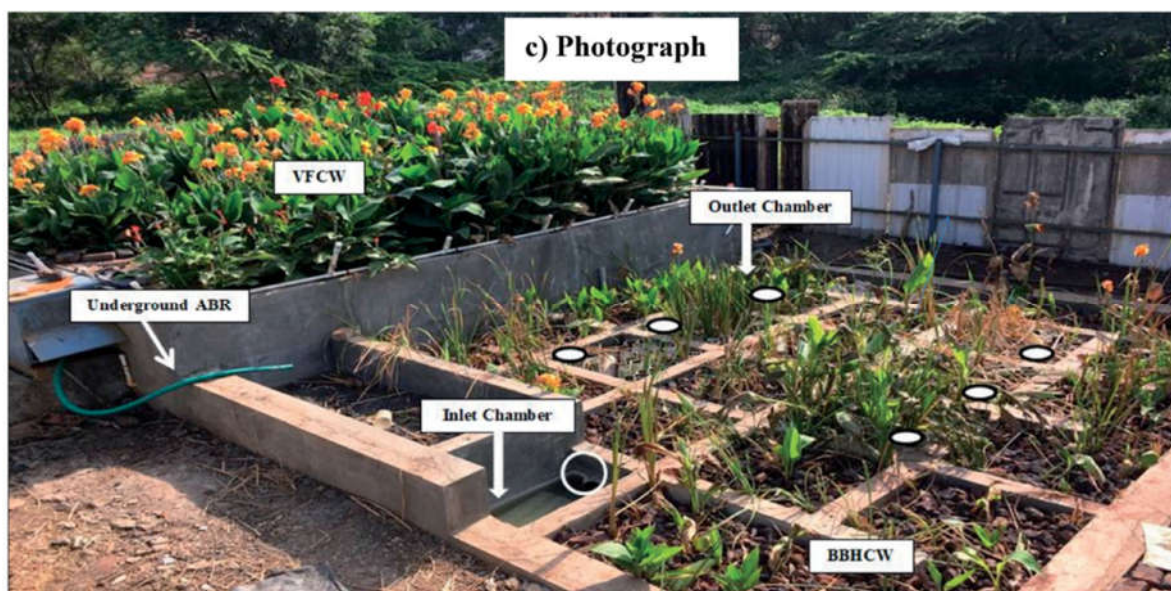


Fonte: Sathe e Munavalli (2019).

Liu e colaboradores (2021) propuseram zona de raízes Bio-Rack integrado ao processo de eletrocoagulação com vistas a remoção de antibióticos e fósforo presentes em efluente doméstico rural. O desempenho de remoção foi de até 97.13% e 99,52% de antibióticos e FT respectivamente.

Koli e Munavalli (2021) adotaram zona de raízes subsuperficiais por meio de estrutura multicompartimentada de tamanho total 6,00 x 5,00 x 0,80 m. Este sistema adotou como macrófitas a combinação de *Typha angustifolia* e *Canna indica* e é composto tanto de zonas de raízes sem preenchimento, quanto preenchidas por Bio-Rack. A eficiência média de remoção de DQO do sistema é de 18,90, 25,78 e 29,98% alcançado por meio de TDH de 0,75, 1,50 e 2,84h respectivamente (Figura 33).

Figura 33 - Esquema do Sistema de Raízes Bio-Rack Proposto por Koli e Munavalli



Fonte: Koli e Munavalli (2021).

3.5.3 SODIS

O sistema de desinfecção solar (SODIS) é um sistema que envolve a exposição do efluente à radiação solar, podendo para tanto ser utilizados garrafas PET ou de vidro, reatores e caixas de concreto, sem consumo de energia, permitindo o reuso. A aplicação do efluente para fins mais nobres, como o reuso agrícola, demanda de adoção de um sistema eficaz, de baixo custo, simples operação e que prescindia de produtos químicos ou energia elétrica. Quando aplicados em pequenas propriedades e comunidades de baixa renda, a maioria dos métodos de desinfecção são

dispendiosos e podem envolver mão de obra especializada. Métodos como a cloração, principal forma de desinfecção no tratamento de efluentes, apresenta significativas desvantagens como a possibilidade de formação de compostos cancerígenos ao reagir com material orgânico do efluente. Dessa forma, o SODIS se apresenta como alternativa promissora, visto que a radiação solar é uma fonte de energia limpa e renovável, amplamente disponível e que não gera subprodutos tóxicos (AISSE *et al.*, 2003).

A tecnologia SODIS foi estudada e desenvolvida como solução barata para a desinfecção de água no final do século XX tendo como base estudos de Downes e Blunt (1877) que relataram, ainda no final do século XIX, os efeitos inibidores da radiação solar sobre o crescimento bacteriano. O raio UV pode ser aproveitado até mesmo para a desinfecção de água para o consumo humano, caracterizando o SODIS como um sistema sustentável, descentralizável, de baixo custo e fácil operação (ACRA *et al.*, 1984; EAWAG/SANDEC, 2016).

3.5.3.1 Mecanismos

A tecnologia SODIS utiliza a energia de diferentes bandas do espectro eletromagnético para destruir os patógenos. Esta energia é emitida pelo Sol, uma fonte natural e renovável, na forma de radiação eletromagnética, em uma ampla faixa de comprimentos de onda. Da radiação solar incidente na superfície terrestre, 44% se encontra na faixa da radiação visível, com comprimento de onda entre 400 e 700 nm; a radiação solar restante apresenta a seguinte distribuição: 37% infravermelho próximo (700 a 1.500 nm), 11% infravermelho (> 1.500 nm), 7% de radiação UV (< 400 nm) e menos de 1% concentrada abaixo da região do UV ou acima da do infravermelho (MARCELINO *et al.*, 2015; OATES, 2001).

A turbidez, medida em NTU (Unidade de Turvação Nephelometrica), é um parâmetro essencial para a realização do tratamento pela SODIS. Devido às partículas suspensas diminuir a penetração da radiação UV-A, protegendo os microrganismos, o efluente deve apresentar turbidez menor que 30 NTU (WEGELIN *et al.*, 1994; KEHOE *et al.*, 2001). A dureza e o pH também são parâmetros importantes no tratamento SODIS visto que afetam a solubilidade de metais que podem absorver a radiação UV (USEPA, 1999).

3.5.3.1.1 Inativação Direta

A inativação dos microrganismos por radiação UV é provocada, principalmente, pelos danos causados ao material genético, ou seja, de forma direta (HIJNEN *et al.*,

2006). A energia incidente lesa o DNA rompendo as pontes de hidrogênio e causando dimerização das bases nitrogenadas, o que resulta na perda da capacidade de se reproduzir (WEF, 1996; VON SONNTAG *et al.*, 2004).

No espectro eletromagnético, a radiação UV localiza-se entre os raios-X e a luz visível. A faixa de radiação UV apresenta comprimento de onda variando entre 100 a 400nm e se divide em: UV-Vácuo (100 a 200nm), UV-C (200 a 280nm), UVB (280 a 315nm) e UV-A (315 a 400nm). Dentre estas faixas, a radiação UV-C é a mais letal para os microrganismos, visto que é na faixa de onda de 260nm que ocorre a absorção máxima de radiação por seu material genético (USEPA, 2003). Contudo, a camada de ozônio absorve grande parte da radiação UV-C e UV-B, o que atribui à radiação UV-A como o principal responsável pelo efeito bactericida da radiação solar (WEGELIN *et al.*, 1994; EAWAG/SANDEC, 2002).

3.5.3.1.2 Inativação Indireta

A inativação indireta se dá por meio da desinfecção fotoquímica: absorção dos fótons de luz por fotosintetizadores, o que permite a passagem de um estado de excitação elétrica. Esta passagem de estado de excitação auxilia na reação com moléculas de oxigênio, produzindo espécies reativas de oxigênio (ROS - reactive oxygen species). Os ROS têm a capacidade de oxidar ácidos nucleicos, enzimas e lipídeos dos microrganismos, o que promove a morte celular. Dessa forma, a eficiência da desinfecção solar na inativação de microrganismos é maior quando em condições aeróbias. Dentre as formas de ROS produzidas pela exposição aos raios UV, tem-se: superóxidos (O_2^-), peróxidos de hidrogênio (H_2O_2) e radicais hidroxilas ($OH^\cdot$) (FISHER *et al.*, 2008; MONCAYO-LASSO *et al.*, 2009). A inativação indireta também pode ocorrer por meio da pasteurização dos patógenos que a fração da radiação infravermelha pode propiciar ao aquecer o efluente (MARTÍN-DOMÍNGUEZ, A. *et al.*, 2005).

3.5.3.1.3 Reativação

Mesmo após a exposição e desinfecção dos microrganismos à radiação UV, estes podem sofrer reativação. A reativação é a recuperação do DNA dos microrganismos lesados por radiação solar. Há dois mecanismos naturais que permitem a reativação: a presença de luz e a sua ausência (HIJNEN *et al.*, 2006).

A fotorreativação, reativação na presença de luz, ocorre por meio da monomerização dos dímeros devido a ação de enzimas que se ativam com a incidência de radiação com comprimento de onda entre 310 a 480nm (OGUMA *et al.*,

2001). A reativação pela ausência de luz ocorre pela substituição da sequência danificada do material genético (JUNGFER *et al.*, 2007).

Os efeitos da reativação podem ser atenuados pelo aumento da dose de radiação UV, onde os danos no DNA são intensificados e minimize-se a possibilidade de reparação do material genético (GONÇALVES *et al.*, 2003).

3.5.3.2 Modalidades

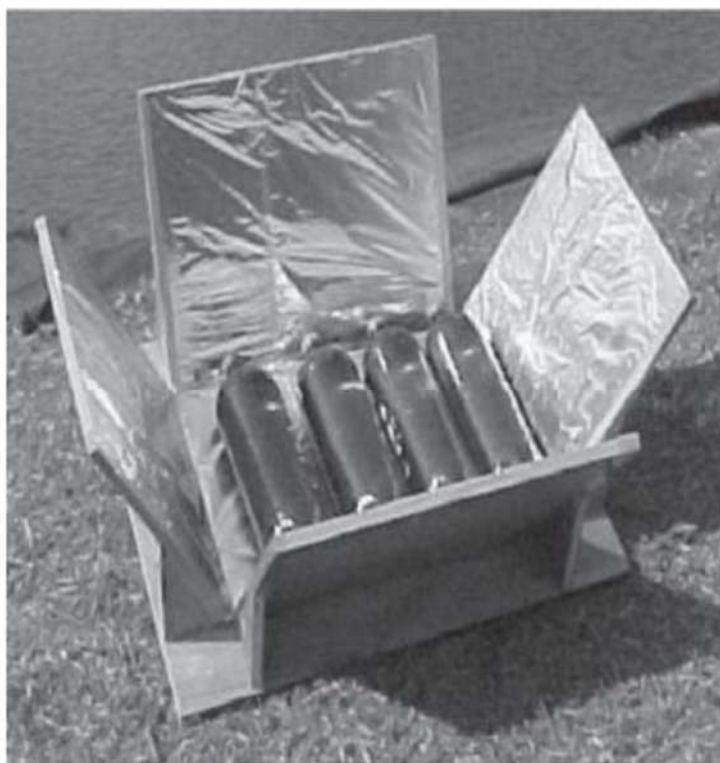
O SODIS pode ter sua aplicação por meio de garrafas, sacolas específicas, tanques termais e os coletores parabólicos compostos (CPC - Compound Parabolic Collector).

3.5.3.2.1 Garrafa Solar

A aplicação de SODIS originalmente se deu pela desinfecção em batelada a partir de garrafas PET, devido a facilidade na obtenção deste material.

Paterniani e colaboradores (2005) adotaram um dispositivo concentrador de raios solares pelo método SODIS. Esta tecnologia propiciou a redução do tempo de exposição de desinfecção de 6 para 4 horas, ao obter, além da desinfecção, a pasteurização, alcançando uma temperatura de 70 °C (Figura 34).

Figura 34 - Esquema do SODIS Proposto por Paterniani e Colaboradores



Fonte: Paterniani e colaboradores (2005).

McGuigan e colaboradores (2006) obtiveram eliminação completa em efluente contaminado com oocistos de *Cryptosporidium parvum* e cistos de *Giardia muris* após exposições ao SODIS em lote de 10 e 4 h, respectivamente.

Botto e colaboradores (2009) utilizaram o SODIS convencional por um período de seis horas (9 às 15 horas) e obtiveram redução da concentração de coliformes termotolerantes em até quatro unidades logarítmicas (Figura 35).

Figura 35 - Esquema do SODIS Proposto por Botto e Colaboradores



Fonte: Botto e colaboradores (2009).

Sciacca e colaboradores (2010) analisaram a eficiência da SODIS em garrafas de PET com e sem a adição de peróxido de hidrogênio. Os Coliformes totais e *Salmonella* sp. foram utilizados como indicadores quanto a sua remoção e recrescimento nas 72 horas seguintes à desinfecção. Nas amostras com a adição de peróxido, houve inativação em 30 minutos sem recrescimento nas 72 horas seguintes. Em contrapartida, nas amostras sem adição de peróxido, a inativação ocorreu somente após quatro horas de exposição e apresentou recrescimento de *Salmonella* sp. nas horas seguintes ao tratamento.

Dessie e colaboradores (2014) concluíram que a aplicação do SODIS, onde existe radiação solar em abundância, pode desempenhar papel significativo no fornecimento de água potável em comunidades rurais de países em desenvolvimento.

Para tanto, a inativação de coliformes termotolerantes, sem recrescimento bacteriano após a desinfecção solar, foi observada por meio de garrafas de plástico transparentes e pintadas de preto em meia seção.

3.5.3.2.2 *Sacola Solar*

A Sacola Solar usualmente é composta de polietileno de baixa densidade e tem sido adotada como reator para desinfecção solar. Este dispositivo apresenta maior área de exposição do que as garrafas PET, o que permite maior absorção de radiação dentro do reator. A substituição das garrafas por sacolas pode acelerar o processo do SODIS, assim como, reduzir os custos de transporte e distribuição (WALKER et al., 2004).

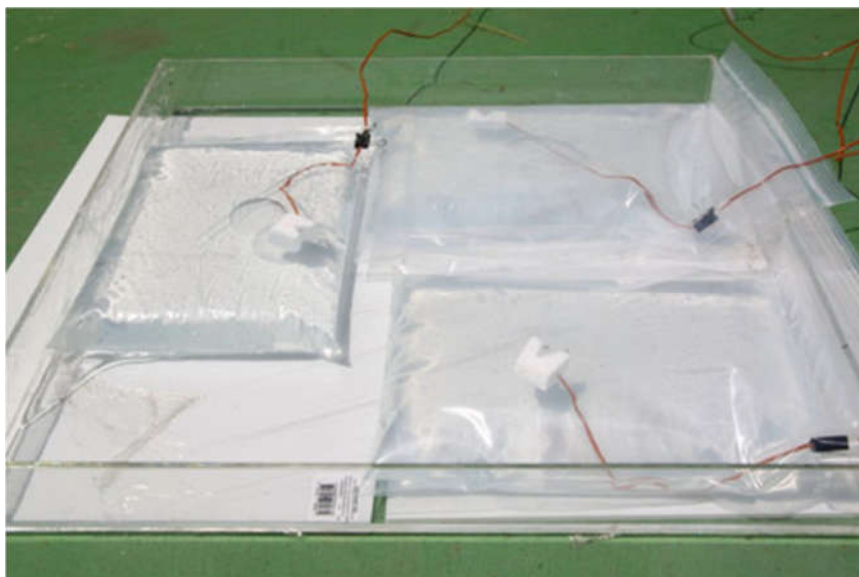
Malato e colaboradores (2009), em experimentos com sacola solar, observaram que temperaturas entre 20 e 40°C não afetam sinergicamente a inativação por radiação UV. Dessa forma, há sinergismo com a radiação somente quando expostos a temperaturas iguais ou superiores à 45°C, o que acelera o processo de desinfecção solar.

Dunlop e colaboradores (2011) estudaram o uso de diferentes configurações de sacolas solares atuando pela desinfecção de efluentes. As sacolas com fundo preto, fundo refletivo ou fundo composto (preto e refletivo) obtiveram os melhores desempenhos, sendo necessário apenas 120 minutos de exposição para atingir 7 logs de inativação de *E. coli*. Em contrapartida, as sacolas inteiramente transparentes precisaram de 150 minutos para atingir a mesma eficiência. Na sacola com fundo preto a temperatura de 45°C foi atingida com 60 minutos e chegou a cerca de 50°C no final dos 120 minutos de exposição. Já no tratamento com a sacola transparente a temperatura começou em 25°C e terminou com 45°C. Em comparação com as garrafas PET, enquanto em 240 minutos a sacola apresentou inativação de 6,5 logs, a garrafa PET apresentou apenas 3,5 logs de inativação de *E. coli* para o mesmo período. Segundo o autor, este resultado se deve ao fato de que as sacolas apresentam maior área de exposição e menor lâmina que as primeiras, assim, sendo mais eficientes.

Sukkasi e Akamphon (2014) adotaram modelo simplificado de transferência de calor visando simular o desempenho de dispositivos SODIS. Os dispositivos analisados eram sacolas solares, assim como, garrafas PET em três configurações: envoltas em sacos plásticos transparentes, sob substrato pintado de preto e sem nenhuma destes dois aprimoramentos. O estudo concluiu que os aprimoramentos das

garrafas solares melhoraram o seu desempenho, contudo, as sacolas plásticas se destacaram, apresentando os melhores resultados por meio de maior absorção de calor voltada à desinfecção de efluentes (Figura 36).

Figura 36 - Esquema do Sacola Solar Proposto por Sukkasi e Akamphon



Fonte: Sukkasi e Akamphon (2014).

Figueredo-Fernández e colaboradores (2017) empregaram três sacolas plásticas e uma garrafa PET para a desinfecção de *Enterococos* com doses de radiação UVA-B (280-400 nm) e UV-A (315-400 nm). Por meio destes experimentos, propuseram equação para estimar a dose letal de UV, em função da radiação incidente.

3.5.3.2.3 Tanque Solar

O tanque solar é construído em alvenaria ou fibra de vidro e possibilita o armazenamento do efluente para sua exposição direta à radiação solar.

Sánchez-Román e colaboradores (2007) desenvolveram reator com formato quadrado de 1,5 m de lado e 0,4 m de profundidade voltado para a desinfecção solar de efluentes domésticos. Por meio deste experimento, adotando profundidades de até 0,20 m, demonstrou-se eficiência de tratamento capaz de promover a desinfecção até níveis adequados para o reuso agrícola (Figura 37).

Figura 37 - Esquema do Tanque Solar Proposto por Sánchez-Román e Colaboradores



Fonte: Sánchez-Román e colaboradores (2007).

Reinaldo e colaboradores (2012), por meio de 12 horas de exposição em tanque solar com uma lâmina de efluente de 0,10 m, conseguiram uma remoção de até 99,99% de coliformes termotolerantes (Figura 38).

Figura 38 - Esquema do Tanque Solar Proposto por Reinaldo e Colaboradores



Fonte: Reinaldo e colaboradores (2012).

Cavalcante (2017) propuseram o tratamento de águas cinza composta por tanque séptico, filtro anaeróbio e tanque solar de formato de tronco cônico invertido nas dimensões de 1,00, 0,25 e 0,30 m de raio maior, raio menor e altura. Lâminas de águas cinzas de 0,10 m foram mantidas no tanque expostas à radiação solar das 8h às 16h. O estudo concluiu que o tanque solar se apresenta como alternativa viável que permite redução significativa de patógenos, possibilitando o uso agrícola de água cinza (Figura 39).

Figura 39 - Esquema do Tanque Solar Proposto por Cavalcante e Colaboradores



Fonte: Cavalcante (2017).

3.5.3.2.4 CPC

Os CPCs representam um tipo de coletor de baixa concentração e possuem as vantagens tanto das tecnologias dos concentradores quanto dos não-concentradores: possuem a capacidade de concentrar radiação solar, mas conservam as propriedades dos coletores planos, sendo estáticos e coletando radiação difusa. Dessa forma, se coloca como a melhor opção para processos de fotodegradação baseado em radiação solar e supera o uso de garrafas e sacolas para a desinfecção solar visto que os últimos permitem apenas o tratamento de pequenos volumes (≤ 3 litros) (AJONA e

VIDAL, 2000; UBOMBA-JASWA *et al.*, 2010).

Os CPC foram criados na década de 60, originalmente para serem utilizados como aquecedores solares, por redirecionarem no receptor toda a radiação que chega ao coletor. Estes coletores não concentradores usualmente consistem de espelhos planos orientados para a linha do equador com inclinação em função da latitude onde está instalado. A luz refletida é distribuída ao redor do tubo de recepção, por onde passa o efluente (MALATO *et al.*, 2016; (FENDRICH *et al.*, 2018). O CPC vem passando por aperfeiçoamentos à configuração original, tais como: adição de uma reflexão secundária; modificações da lacuna ideal entre o concentrador e o receptor; condensadores sem imagem; CPCs truncados; e em forma de Ws ou Vs (JIANG *et al.*, 2020).

Ubomba-Jaswa e colaboradores (2010) desenvolveram reator com material de baixo custo e manutenção inexpressiva, e obtiveram, com 5 horas de exposição à radiação solar em dias ensolarados, remoção completa das populações de *E. coli*. Quando com temperatura da água alcançando acima de 45°C e 7 horas de exposição ao sol, este experimento obteve inativação completa mesmo em águas com elevada turbidez (100 NTU) (Figura 40).

Figura 40 - Esquema do CPC Proposto por Ubomba-Jaswa e Colaboradores



Fonte: Ubomba-Jaswa e colaboradores (2010).

Strauss e colaboradores (2018) analisaram a eficiência do sistema SODIS com CPC aplicado em água da chuva. O receptor do CPC era composto em vidro de borossilicato e a água de chuva, colhida no telhado do local do experimento, foi exposta à luz solar direta por um período de 8 horas. O experimento apresentou remoção de *Escherichia coli*, *Legionella* e *Pseudomonas spp.* viáveis para abaixo do limite de detecção. Dessa forma, o estudo concluiu que os sistemas SODIS-CPC melhoraram a qualidade da água da chuva podendo promover seu reuso para fins domésticos (Figura 41).

Figura 41 - Esquema do CPC Proposto por Strauss e Colaboradores



Fonte: Strauss e colaboradores (2018).

Gutiérrez-Alfaro e colaboradores (2018) avaliaram CPC por meio de dose acumulativa de radiação UV de 25 W.h/m^2 em efluente urbano com vistas ao seu reuso. A avaliação do polimento do CPC se deu em comparação ao de lagoas de algas de alta taxa e ao de uma unidade de flotação por ar dissolvido. O experimento apontou que o *E. coli* e *Enterococcus spp.* foram mais eficientemente removidos pelo CPC (2,9 e 2,5 logs de redução média, respectivamente) do que na lagoa (2 e 1,1) e na unidade de flotação (0,9 e 0,1). A área superficial requerida pelo CPC foi 3,5 vezes menor do que pelo sistema de lagoas (Figura 42).

Figura 42 - Esquema do CPC Proposto por Gutiérrez-Alfaro e Colaboradores



Fonte: Gutiérrez-Alfaro e colaboradores (2018).

3.6 REQUERIMENTOS DO TRATAMENTO

O efluente a ser tratado usualmente tem seu tratamento conduzido de acordo com os fins usuais requeridos ao mesmo: apenas disposição ou, de forma mais rigorosa, visando o reuso.

O tratamento de efluentes que objetiva o seu lançamento em corpo d'água deve obedecer à Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água como também altera e complementa a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA. Essas resoluções definem padrões associados às várias classes das águas doce, salobra e salina do eventual corpo d'água receptor do efluente. As águas doces foram classificadas em classe especial, classes 1, 2, 3 e 4, onde a classe especial é a mais restritiva. Enquanto não aprovados os enquadramentos de um corpo d'água de água doce, estes serão consideradas como Classe 2, salvo se as condições de qualidade atuais deste corpo hídrico forem melhores, determinando assim a aplicação da classe mais rigorosa (BRASIL, 2005).

O reuso do efluente pode se dar para fins diversos, como: urbano, agrícola, ambiental, florestal, aquicultura e industrial; e envolve, dentre seus principais critérios, o risco de contaminação ao seu contato. O reuso agrícola de efluentes domésticos, em especial, vem sendo adotado como medida para atenuar o problema da escassez hídrica, entretanto, a Resolução Federal do CONAMA não estabelece limites de parâmetros para efluentes com vistas ao reuso.

O CNRH, por meio da resolução Nº 54, de 28 de novembro de 2005, e a Resolução nº 121, de 16 de dezembro de 2010, que a complementa, estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para o reuso direto não potável, entretanto, não há normatização específica quanto ao tema. Assim, devido a tal carência, usualmente se adota padrões estabelecidos além do arcabouço jurídico (BRASIL, 2006; 2010; 2011).

Esta lacuna jurídica é usualmente suprida por normas internacionais como as preconizadas pela OMS (Organização Mundial da Saúde), Agência Americana de Proteção Ambiental (USEPA - United State Environment Protection Agency) e do Estado da Califórnia – EUA.

As normas estaduais, assim como, a norma ABNT e o Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) são, então, elaboradas a partir de critérios destes órgãos estrangeiros devido à escassez, no Brasil, de estudos que evidenciem taxas seguras de aplicação de efluentes tratados. Cada órgão apresenta variação, quanto ao rigor de tratamento do efluente, frente à tolerância ao risco no eventual reuso do mesmo.

A USEPA preconiza o reuso do efluente em aplicação restrita e irrestrita aos usos agrícola e urbano. O grau de restrição é caracterizado pelo acesso ao público às áreas de aplicação, pela qualidade do efluente a ser reutilizado e pelas técnicas envolvidas no seu manejo. Como a USEPA exige qualidade similar ao padrão de potabilidade da água, para alcançar esses padrões, se faz necessário tratamento mais rigoroso (USEPA, 2012).

O Estado da Califórnia apresenta, como critérios para reuso, padrões típicos seguidos por países desenvolvidos com vistas à proteção da saúde. Contudo, assim como a USEPA, seus padrões são consideravelmente mais restritivos do que os orientados pela OMS (State of California/EUA, 2015).

A OMS, a despeito dos dois primeiros órgãos, busca formular seus parâmetros e padrões em torno do risco aceitável em função de análise e estudos probabilísticos. Dessa forma, sua norma permite maior flexibilidade ao reuso de efluentes (WHO, 2006).

4 METODOLOGIA

Para atender aos objetivos propostos, a metodologia de pesquisa baseou-se no estudo referencial e averiguação da viabilidade técnica da associação de processos inovadores para o tratamento de efluentes domésticos. Para tanto, foram propostas as seguintes etapas:

- (1) Pesquisa referencial quanto aos temas correlatos;
- (2) Levantamento das tecnologias existentes no mercado;
- (3) Seleção de processos:

A seleção envolveu a busca por processos de tratamento ótimos e proposta da arquitetura do protótipo;

- (4) Análise dos procedimentos operacionais:

Análise dos procedimentos operacionais de inoculação, plantio, aclimatização, colheita e da disposição do lodo e biogás inerentes ao sistema;

- (5) Determinação das características do afluente a ser tratado:

Para determinar a vazão de projeto do sistema, o padrão de consumo per capita adotado foi estabelecido segundo a ABNT 13.969/97; e os principais constituintes deste efluente foram adotados de acordo com Asano e colaboradores (2007);

- (6) Determinação dos volumes das câmaras:

O sistema EcoETE se subdivide em três câmaras. Para cada câmara, as suas dimensões se deram de forma que propiciasse eficiência suficiente para o atendimento das normas vigentes.

A primeira e segunda câmaras, por meio da vazão e concentração de projeto, assim como pelas Equações 1 e 2 apresentadas abaixo, tiveram seu volume dimensionados pelos valores de OLR e TDH de referência, adotando-se o critério mais rigoroso dentre estes dois parâmetros, de acordo com Von Sperling e colaboradores (2020). Segundo este autor, estes dois parâmetros são usualmente utilizados para o projeto de unidades de tratamento e para estudos experimentais que visam investigar

o desempenho do tratamento. Os valores de OLR e TDH foram oriundos dos estudos de Nasr e colaboradores (2009) e Sathe e Munavalli (2019), respectivamente, para a primeira e segunda câmaras.

$$OLR = \frac{m(\text{substrato})/t}{V(\text{reator})} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

OLR: taxa de aplicação da carga orgânica (kg/m³.d);

m: massa da carga orgânica aplicada (kg);

t: tempo de aplicação (d);

V: volume do reator (m³)

$$TDH = \frac{V(\text{reator})}{Q} \quad (\text{Equação 2})$$

Onde:

TDH: tempo de detenção hidráulica (h);

Q: vazão da carga orgânica aplicada (m³/h);

V: volume do reator (m³)

A terceira câmara teve sua área total do CPC por meio da Equação 3, de acordo com Gutiérrez-Alfaro e colaboradores (2018). A irradiância UV média local foi determinada buscando robustez na desinfecção do sistema. Considerou-se, então, sua operação em local onde há as mais baixas taxas de radiação no território brasileiro e adotou-se oito horas diárias de exposição solar em dias ensolarados (t_d)

$$A_{tot} = (D_{UV} \cdot F_d) / (t_d \cdot UV_m) \quad (\text{Equação 3})$$

Onde:

D_{UV} : dose cumulativa de UV necessária por unidade de volume do afluente ($W \cdot h/m^3$);

F_d : vazão diária do afluente (m^3/dia);

t_d : tempo de exposição solar por dia;

UV_m : irradiância UV média

A dose de UV cumulativa necessária por unidade de volume do afluente para atuar na desinfecção de coliformes fecais (D_{UV}) foi determinada pela Equação 4. Esta equação foi obtida a partir da dose cumulativa de UV ótima por área (Q_{UV}). A Q_{UV} foi obtida em estudo de Gutiérrez-Alfaro e colaboradores (2018) como a dose necessária para a desinfecção de 3 logs de patógenos.

O volume do coletor do afluente se deu a partir do comprimento total do CPC e do raio do tubo. O raio do tubo coletor foi adotado seguindo diâmetro ótimo para desinfecção (RODRÍGUEZ et al., 2004).

$$D_{UV} = Q_{UV,opt} \cdot (2/R_c) \quad (\text{Equação 4})$$

Onde:

$Q_{UV,opt}$: dose de UV cumulativa ótima por unidade de área;

R_c : raio do recipiente coletor do efluente.

(7) Determinação das dimensões das câmaras:

As dimensões da primeira câmara seguiram a proporção segundo Asnie e colaboradores (2007). O número de compartimentos desta câmara foi determinado por Nasr e colaboradores (2009). A proporção de espaçamento entre os sub-compartimentos de descida e subida de cada compartimento foi determinado pela proporção ótima fornecida por Dama (2002).

As dimensões da segunda câmara seguiram a faixa de proporção de comprimento por largura recomendada por Dotro e colaboradores (2017). A conformação dos compartimentos e a sua profundidade útil seguiram recomendação de Sathe e Munavalli (2019).

O número de compartimentos do concentrador parabólico da terceira câmara foi determinado como preconizado por Gutiérrez-Alfaro e colaboradores (2018): por meio da Equação 5, apresentada abaixo; assim como, pela adoção de semiângulo de abertura (θ_a) e coeficiente de abertura ótimos do concentrador parabólico. A inclinação desta câmara foi estabelecida de acordo com o preconizado por Sacco e colaboradores (2018).

$$C_{CPC} = \frac{1}{\sin \theta_a} = \frac{a}{2\pi r} \quad (\text{Equação 5})$$

Onde:

C_{CPC} : coeficiente de abertura do CPC

a : abertura de exposição solar do CPC

r : raio do coletor do afluyente exposto à radiação solar

(8) Avaliação do sistema:

A avaliação do sistema voltado ao reuso e seu enquadramento foi elaborado segundo normas vigentes frente às eficiências de remoção dos parâmetros de projeto alcançadas pelos estudos adotados no dimensionamento da EcoETE, a saber: Nasr e colaboradores (2009), Sathe e Munavalli (2019) e Gutiérrez-Alfaro e colaboradores (2018); respectivamente, para primeira, segunda e terceiras câmaras. Para a segunda câmara, o parâmetro fósforo total foi obtido por meio dos resultados do estudo de Wang e colaboradores (2012).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O dimensionamento do EcoETE se divide em cinco principais parâmetros: configuração do sistema; características do afluente de projeto; dimensionamento do sistema; procedimentos de operação e manutenção do mesmo; e a eficiência global do sistema frente às normas de reuso.

5.1 CONFIGURAÇÃO DO SISTEMA

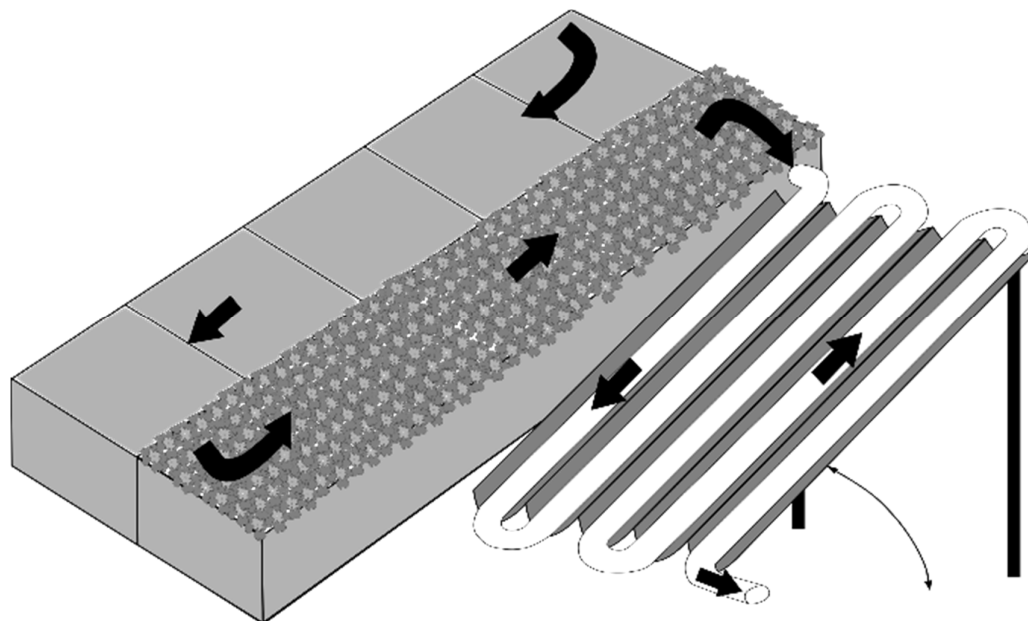
A configuração do sistema EcoETE buscou inovar ao aglutinar as tecnologias mais notáveis e de simples operação, conforme a Figura 43, a saber: o RAC com chicanas modificadas, a zona de raízes Bio-rack, e o CPC SODIS.

A primeira câmara, o RAC com chicanas modificadas, visa prover tratamento estritamente anaeróbico, o que confere ao sistema a capacidade de reduzir a carga orgânica do sistema, com menor geração de lodo; e permitir a retenção de sólidos suspensos, evitando assim a colmatação da segunda câmara. Cada compartimento da primeira câmara apresenta abertura de inspeção por laje plástica removível que permite remoção do lodo e espuma acumulada, assim como gerir eventuais desobstruções do dispositivo (ABNT, 1993).

A segunda câmara, a zona de raízes Bio-rack, permite remoção de nutrientes por meio da sua assimilação pelas plantas, assim como pelas condições aeróbias propiciadas por suas raízes e pelo aporte de oxigênio atmosférico. As condições mínimas de turbidez para a terceira câmara, fator importantíssimo para manter a capacidade de desinfecção solar da última, visto que os sólidos em suspensão presentes podem esconder patógenos que ficam protegidas contra a radiação, são atendidas por meio da remoção de sólidos suspensos intensificada por sua matriz radicular. Estes processos ocorrem sem que haja colmatação visto que seu meio suporte é composto apenas por raízes suportadas por garrafas (EL KHATEEB *et al.*, 2009; TURON, COMAS e POCH, 2009; SATHE e MUNAVALLI, 2019). Devido ao seu fluxo horizontal, prescinde de consumo de energia. As condições aeróbias mais preponderantes na superfície do reator permitem que não haja propagação de odores no mesmo (ARAÚJO JR., 2006; EAWAG/SANDEC, 2016). Entre a primeira e a segunda câmara, há bypass que permite que somente o RAC opere enquanto há o período de adaptação das plantas na zona de raízes.

A terceira câmara ampliará a exposição do efluente à radiação solar para que assim possa ser efetuado a desinfecção do mesmo e, em período ensolarado, possa promover seu reuso restrito.

Figura 43 - Configuração Geral do EcoETE

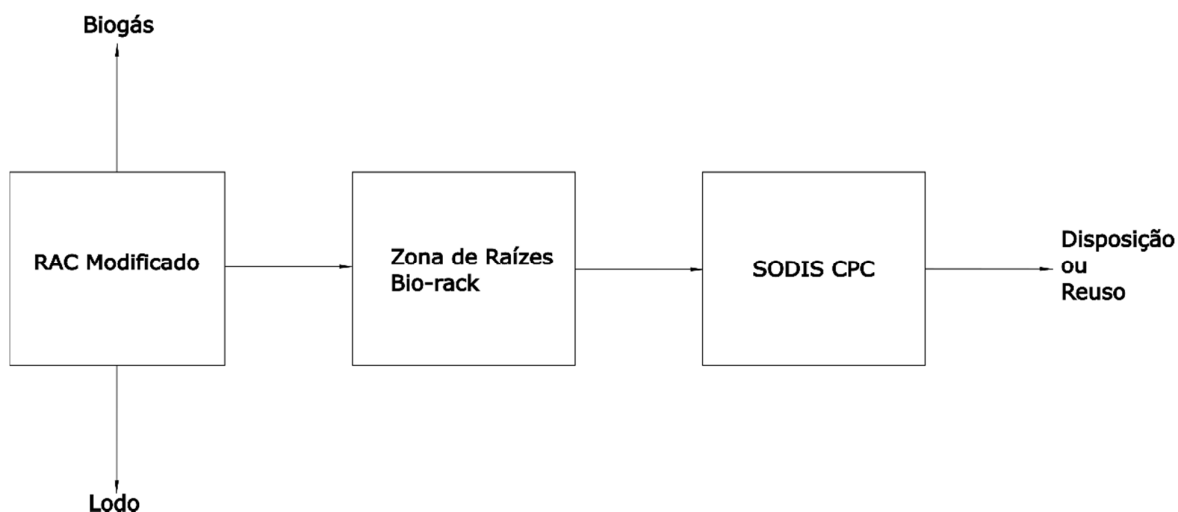


Fonte: Autor (2022).

O afluente do sistema, de acordo com a Figura 44, é inicialmente alimentado pela parte superior da 1ª câmara, em fluxo alternado ascendente e descendente, propiciado por meio das chicanas do RAC. Após, o efluente segue para a parte superior da 2ª câmara, onde mantêm o fluxo alternado, devido às chicanas da zona de raízes Bio-rack. Por fim, segue para a 3ª câmara, para sofrer maior exposição solar antes de alcançar a saída do sistema. A declividade do sistema é de 1% e as tubulações inter câmaras são de 100 mm (VON SPERLING e SEZERINO, 2018).

O efluente somente pode ser reutilizado quando em dia ensolarado, onde há exposição solar suficiente para se atingir a desinfecção necessária. Quando em período nublado, o efluente tratado da EcoETE pode ser disposto em vala de infiltração, sumidouro ou rede pública coletora de esgoto. O lodo gerado na primeira e segunda câmara deve ser periodicamente retirado e o biogás da primeira câmara, vertido e tratado.

Figura 44 - Fluxograma do EcoETE



Fonte: Autor (2022).

O pré-tratamento se faz essencial visto que o efluente doméstico é caracterizado pela forte presença de sólidos suspensos, o que atua de forma adversa ao subsequente processo de digestão anaeróbia do primeiro compartimento e na maior formação de espuma nesta etapa. Dessa forma, o sistema deverá ser precedido por pré-tratamento envolvendo caixa de gordura, visando evitar entupimento das tubulações do sistema; gradeamento, objetivando conter sólidos grosseiros; e caixa de areia, que irá conter sólidos mais finos (VAN LIER *et al.*, 2001; PRASHANTH *et al.*, 2006).

O sistema completo apresenta, conforme a Tabela 1, área total de 5,1 m², onde a primeira e segunda câmaras são enterradas e ligadas lateralmente ao longo dos seus comprimentos. Estas duas câmaras combinadas apresentam largura e comprimento de 1,1 e 2,0 m. A terceira câmara deve ser instalada, ao tempo, prioritariamente livre de sombreamento e apresenta largura e comprimento de 1,6 e 1,85 m.

Tabela 1 - Dimensões do EcoETE

	Área (m ²)	Volume (m ³)	Largura (m)	Comprimento (m)	Profundidade (m)
RAC Modificado	0,9	0,5	0,4	2,0	0,7
Sistema de Raízes Bio-rack	1,4	0,8	0,7	2,0	0,7
CPC	2,9	-	1,6	1,85	-
Total	5,1	1,3	2,7		

Fonte: Autor (2022).

5.2 CARACTERÍSTICAS DO AFLUENTE

O EcoETE tem a sua adoção voltada para o tratamento de efluente doméstico. Este efluente pode apresentar concentrações de poluentes e vazão per capita variando de acordo com o padrão de consumo da unidade unidomiciliar. Dessa forma, a favor da segurança, foi estabelecido para o sistema o atendimento de unidades domiciliares de alto padrão de consumo e até 4 moradores. Assim, segundo a ABNT 13.969/97, o consumo per capita de um morador de uma unidade domiciliar de alto padrão é de 160 L/hab.d. Portanto, a vazão de projeto da unidade familiar é de 640 L/d.

Para a avaliação teórica do sistema, foi adotado concentrações típicas de um efluente doméstico segundo Asano e colaboradores (2007) para os principais parâmetros de constituintes, sintetizado abaixo pela Tabela 2.

Tabela 2 - Concentração Típica de Constituintes do Efluente Doméstico

Parâmetros	Concentração		
	Forte	Médio	Fraco
DBO₅ (mg/L)	350	190	110
DQO (mg/L)	800	430	250
SST (mg/L)	400	210	120
NTK (mg/L)	70	40	20
Fósforo Total (mg/L)	12	7	4
Coliformes Fecais (NMP/100 mL)	10 ⁷	10 ⁵	10 ³

Fonte: Asano e colaboradores (2007).

5.3 DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA

O dimensionamento da EcoETE ocorre em três etapas, de acordo com cada câmara que a compõe. Para cada câmara, as suas dimensões devem se dar de forma que se alcance eficiência suficiente para o atendimento das normas vigentes.

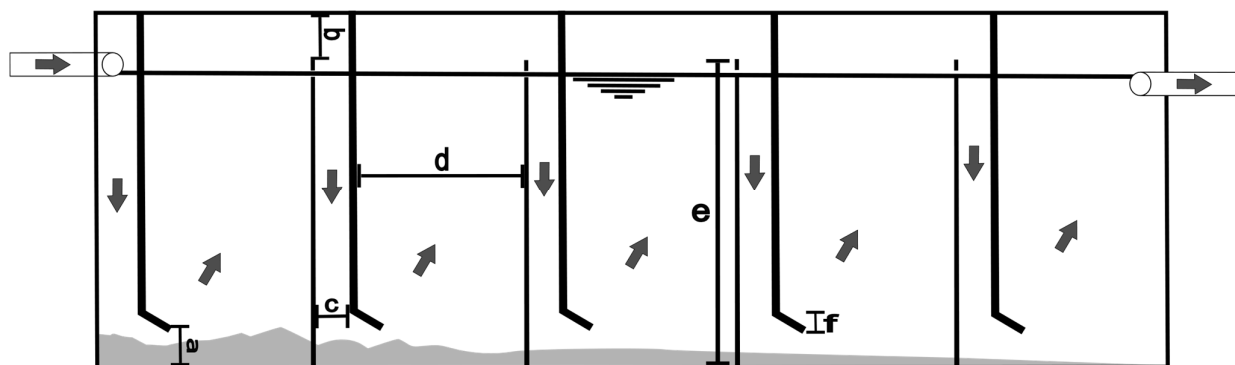
5.3.1 RAC Modificado

A primeira câmara adotada é o RAC com chicanas modificadas, como apresentado abaixo na Figura 45. Inicialmente, para o dimensionamento desta câmara, encontrou-se o volume necessário de $0,51 \text{ m}^3$ por meio da carga orgânica aplicada preconizada por Nasr e colaboradores (2009) de $0,8 \text{ kg DQO/m}^3 \cdot \text{d}$ e a aplicação da Equação 1. O critério de TDH, por meio do volume supracitado e a adoção da Equação 2, também foi atendido, visto que foi de 24 h.

As dimensões do reator seguiram a proporção segundo Asnie e colaboradores (2007). A proporção seccional adotada foi de 1:1,4, o que acarretou em $2,0 \times 0,4 \times 0,6 \text{ m}$ de comprimento, largura e profundidade útil, respectivamente. A passagem entre compartimentos apresenta 9 cm de espaçamento (a) e 10 cm de espaço livre ao topo do reator (b).

O número de compartimentos determinado por Nasr e colaboradores (2009) foi de 5 com espaçamento de 41 cm cada. A proporção de espaçamento entre os sub-compartimentos de descida e subida de cada compartimento foi determinado pela proporção ótima fornecida por Dama (2002) de 1:3, para que as velocidades ascensionais estejam em faixas ótimas e beneficie a formação de lodo floculento e granular no reator. Dessa forma, o sub-compartimento de descida (c) apresenta largura de 11 cm, enquanto o sub-compartimento de subida (d) possui 30 cm de largura. As chicanas possuem comprimento (e) de 49 cm, sendo que, quando referentes ao sub-compartimento de descida, 2 cm deste comprimento (f) apresenta inclinação de 45 graus.

Figura 45 - Esquema da Primeira Câmara da EcoETE



Fonte: Autor (2022).

5.3.2 Zona de Raízes Bio-Rack

A segunda câmara adotada é a zona de raízes Bio-rack modificado com chicanas. Inicialmente, o seu volume foi encontrado por meio da carga orgânica aplicada preconizada por Sathe e Munavalli (2019) de $0,5 \text{ kg DQO/m}^3\cdot\text{d}$ e adoção da Equação 1, onde encontrou-se o valor de $0,82 \text{ m}^3$. O critério de TDH, por meio do volume supracitado e adoção da Equação 2, também foi atendido, visto que foi de 38 h frente às 12 h preconizadas pelo autor.

As dimensões do reator seguiram a faixa de proporção de comprimento por largura recomendada por Dotro e colaboradores (2017), de valor 1:3, o que acarretou em $2,0 \times 0,7 \times 0,6 \text{ m}$ de comprimento, largura e profundidade útil, respectivamente, e borda livre (g) de 10 cm. A profundidade útil adotada de $0,60 \text{ m}$ foi considerada a mais adequada por Sathe e Munavalli (2019) para acomodar a maior parte das raízes das macrófitas de interesse.

Os compartimentos seguem recomendação de Sathe e Munavalli (2019) com 10 cm de espaçamento, ou seja, o espaço do diâmetro da garrafa (h) que atua como suporte às macrófitas, conforme a Figura 46. A passagem entre compartimentos (i) ocorre por perfuração de 5 cm alternadas no topo e fundo das garrafas de suporte (VALIPOUR et al., 2009).

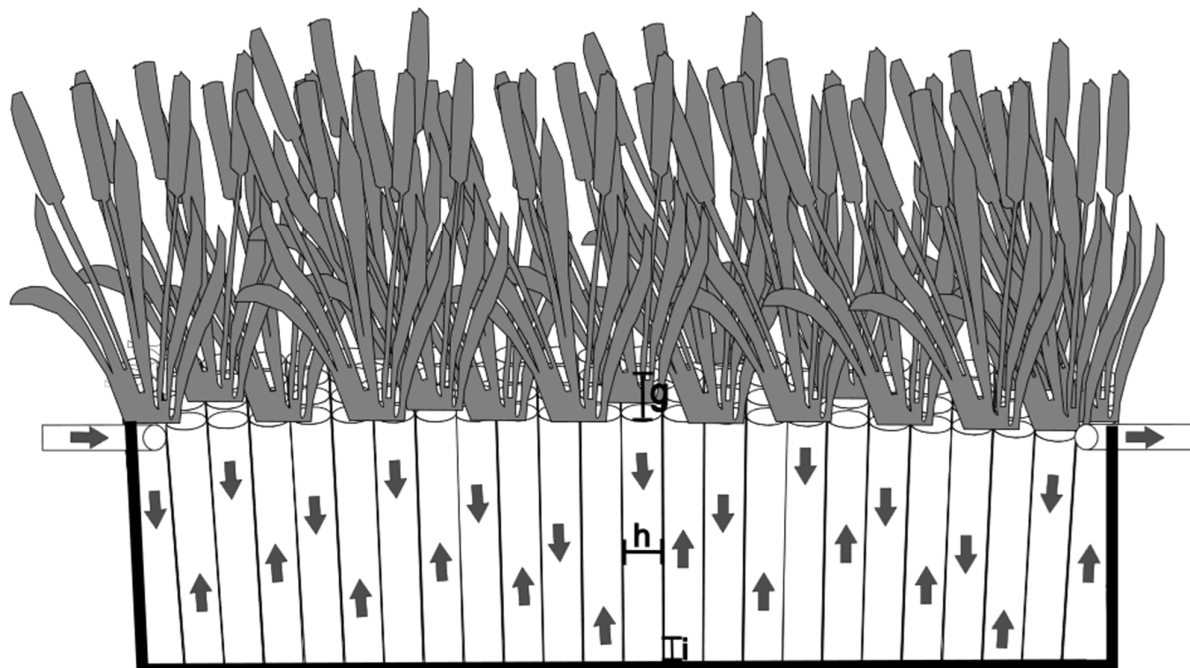
Figura 46 - Meio Suporte do Sistema de Raízes Bio-rack



Fonte: Sathe e Munavalli (2019).

As garrafas que sustentam as macrófitas são compostas de material plástico descartado e atuam também ao prover habitat, em camada viscosa na sua superfície, à população bacteriana responsável pela digestão das impurezas do afluente. As chicanas, de acordo com a Figura 47, intensificam ainda mais o contato do efluente à população bacteriana (MUNAVALLI et al, 2018; SATHE e MUNAVALLI, 2019).

Figura 47 - Esquema do Segundo Compartimento do EcoETE



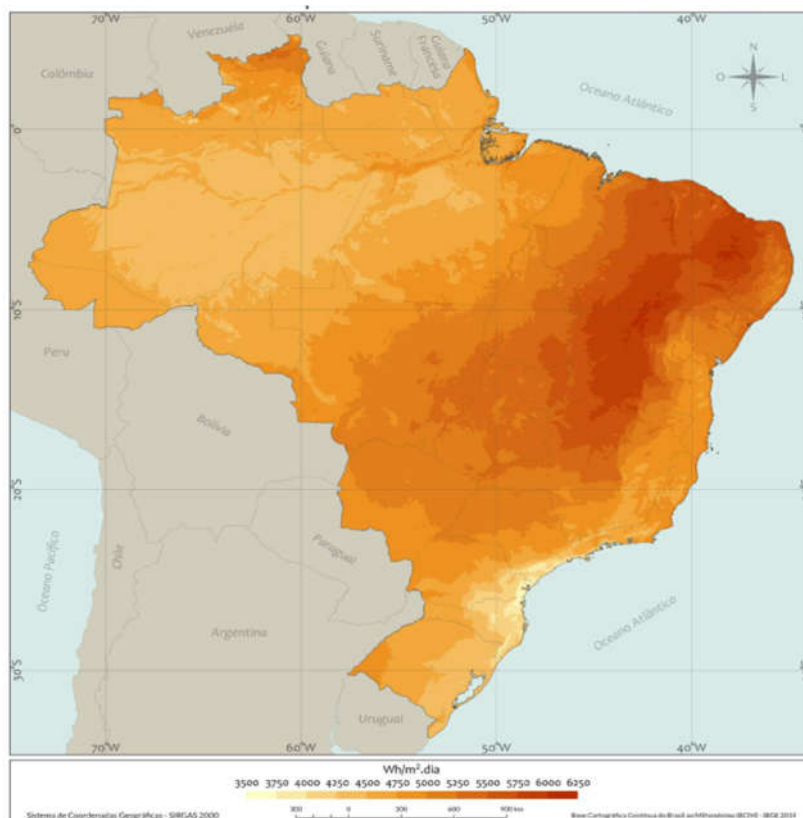
Fonte: Autor (2022).

5.3.3 SODIS CPC

A terceira câmara do sistema é o SODIS CPC. Inicialmente, a área total de exposição solar do concentrador CPC foi calculada por meio da Equação 3, preconizada por Gutiérrez-Alfaro e colaboradores (2018), onde encontrou-se o valor de 2,91 m² para o tratamento, visando o reuso restrito, da vazão de projeto do sistema. As dimensões do CPC, então, por meio da área total encontrada, foram de 1,85 m de comprimento e 1,57 m de largura.

O tempo adotado para operação do CPC (t_d) foi de oito horas diárias e exposição solar à irradiância média por hora (UV_m) de 22 W.h/m² considerando a sua adoção, no período de inverno, no município de Morretes, no Estado do Paraná, um dos locais que apresenta menor irradiação solar no Brasil como apresentado na Figura 48 a seguir (INPE, 2017; INMET, 2022).

Figura 48 - Total Diário da Irradiação no Brasil



Fonte: INPE (2017).

Para se determinar a dose de UV cumulativa necessária por unidade de volume do afluente para atuar na desinfecção de 3 log de redução de coliformes fecais (D_{UV}), determinado em estudo por Gutiérrez-Alfaro e colaboradores (2018), utilizou-se a Equação 4. Assim, por meio desta equação, encontrou-se dose cumulativa necessária de 1.000 W.h/m^3 .

A dose cumulativa ótima por unidade de área necessária para alcançar o nível de desinfecção de 3 logs de coliformes fecais, determinada em estudo e adotada na Equação 4, foi de 25 W.h/m^2 . Esta dose cumulativa também permite que não haja reativação de patógenos após desinfecção (GUTIÉRREZ-ALFARO *et al.*, 2018).

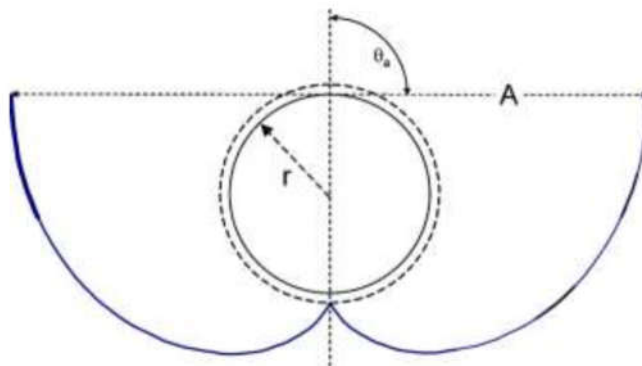
O volume do coletor do afluente foi determinado a partir do comprimento do CPC e do raio do tubo. O diâmetro ótimo do tubo coletor para desinfecção do efluente se encontra entre 25 e 50 mm (RODRÍGUEZ *et al.*, 2004), dessa forma, adotou-se como o raio do tubo (j) o valor de 50 mm.

O material do tubo coletor do afluente adotado é o de borosilicato, material este adotado por Gutiérrez-Alfaro e colaboradores (2018) e apontado por Ayoub e Malaeb (2019), quanto a sua eficiência da desinfecção solar, como sendo o de maior

capacidade de transmissão de radiação em comparação com os demais. O material do concentrador solar é composto por superfície reflexiva de alumínio anodizado de espessura de 0,5 mm (GUTIÉRREZ-ALFARO *et al.*, 2018).

O número de compartimentos do CPC foi encontrado por meio do seu semiângulo de abertura (θ_a), de acordo com a Figura 49. Este parâmetro, usualmente, está compreendido entre 60 e 90°. Um maior θ_a permite que o receptor colete não somente luz direta, mas também grande parte da luz difusa, assim, o semiângulo de 90° envolve toda a radiação UV que alcança a área do reator CPC, seja direta ou difusa, e a direciona para o tubo receptor (MALATO *et al.*, 2009).

Figura 49 - Esquema da Largura da Abertura do Refletor do CPC

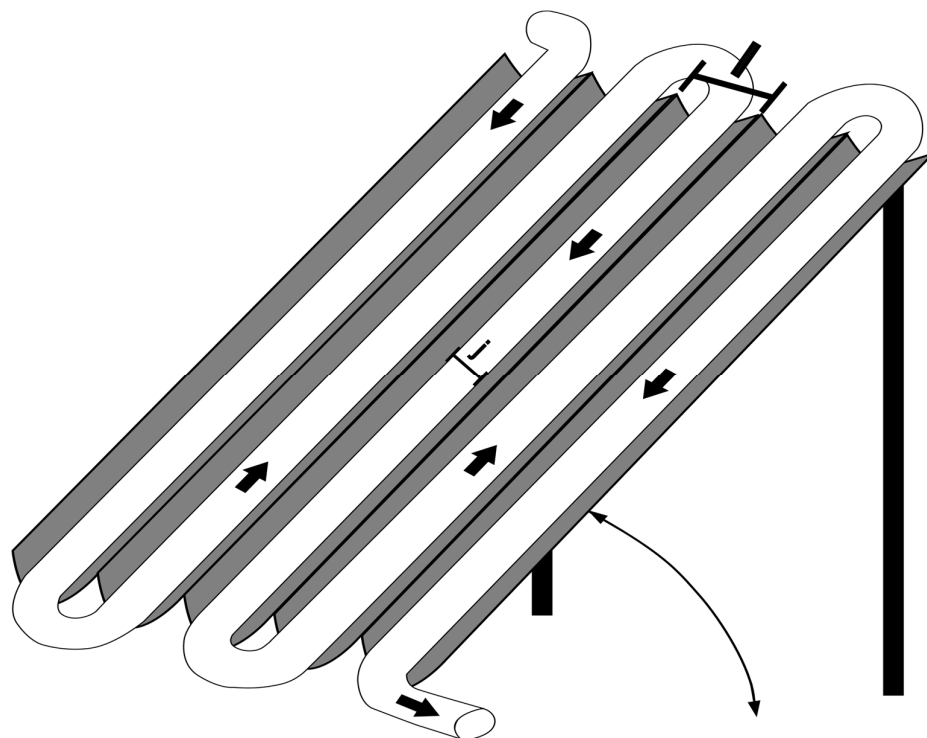


Fonte: MALATO *et al.* (2009)

Dessa forma, foi adotado o θ_a preconizado por Gutiérrez-Alfaro e colaboradores (2018), de 90°, o que confere ao sistema um coeficiente de abertura de 1, e permite que se encontre, por meio da Equação 5, a medida da abertura do CPC (l) de 31 cm e a distribuição de 5 compartimentos ao longo da largura do mesmo.

A plataforma do CPC, apresentada pela Figura 50, deve apresentar inclinação de acordo com a latitude do local onde está instalado (SACCO *et al.*, 2018). A saída do CPC é composta por by pass que permite o reuso restrito do efluente, caso em dia ensolarado. Contudo, por padrão, o efluente segue para a disposição em sumidouro ou rede de esgotamento sanitário.

Figura 50 - Esquema do Terceiro Compartimento do EcoETE



Fonte: Autor (2022).

5.4 O&M DO SISTEMA

A operação e manutenção (O&M) do sistema EcoETE envolve a sua instalação, partida, aclimatização, plantio, colheita e disposição final.

5.4.1 Instalação

Em concordância com a NBR 7.229/93, o EcoETE deve ser instalado pelo menos a 1,5 metros de construções, ramais prediais de água, limites de terrenos, sumidouros e valas de infiltração, assim como a 3,0 metros de árvores e pontos de abastecimento e a 15 metros de poços freáticos e corpos d'água.

A despeito da terceira câmara, que deve estar exposta à radiação solar ao tempo, as duas primeiras câmaras devem ser instaladas enterradas. A vala para instalação deve ser escavada com paredes que apresentem inclinação de 15 a 45° e ter espaçamento superior em pelo menos 20 a 30 cm de folga em relação às dimensões do reator. O aterramento lateral do sistema deve ser realizado ao utilizar material de aterro livre de pedras ou objetos pontiagudos. Areia ou pó de brita devem ser adicionadas à cimento com traço de 1:10 e submetidos à compactação a cada 25 cm. Caso sejam instalados em local de intensa circulação, preconiza-se construir laje

de sustentação não apoiada sob o mesmo. A base da vala deve estar nivelada e lisa em concreto armado (ABNT, 1993).

O sistema deve ser testado quanto a sua estanqueidade antes do seu assentamento. Este teste se dá pela variação do nível de água, após preenchimento, até a altura da geratriz inferior do tubo de saída, decorridas 12 h. Caso a variação seja superior a 3% da altura útil, a estanqueidade é insuficiente, devendo-se assim proceder à correção de trincas, fissuras ou juntas (ABNT, 1993).

5.4.2 Aclimatização

A partida do sistema EcoETE é uma etapa importante do processo de tratamento, sobretudo na sua primeira câmara, devido à baixa taxa de crescimento e a sensibilidade das bactérias formadoras de metano. Os microrganismos com baixa velocidade de crescimento, presentes nos primeiros compartimentos da primeira câmara do sistema, não podem ser sobrecarregados com cargas orgânicas excessivas, o que promoveria a exposição destes a níveis tóxicos de compostos orgânicos e inorgânicos (BARBER, 2000). Ademais, a alimentação excessiva de substrato durante o período de partida pode levar ao acúmulo de ácidos graxos voláteis e decréscimo do valor do pH (UYANIK, SALLIS e ANDERSON, 2002). Dessa forma, se faz necessário tempo suficiente para que o lodo esteja adaptado antes da partida do sistema (KRISHNA e KUMAR, 2009) e esta adaptação demanda de baixas cargas orgânicas, assim como, que esta matéria orgânica esteja preferencialmente em forma solúvel (BARBER e STUCKEY, 1999).

Dessa forma, para superar este óbice, há a possibilidade de inoculação, na primeira câmara, de lodo já adaptado às condições anaeróbicas. Usualmente, o lodo ideal para inoculação pode ser aproveitado de outros reatores anaeróbicos já em operação, preferencialmente de reatores de alta taxa, como o UASB. Ao sofrer inoculação, o reator pode assim reduzir o tempo necessário para alcançar a taxa de aplicação de carga orgânica nominal (REYNAUD e BUCKLEY, 2016). Caso não haja inoculação disponível, Barber e Stuckey (1997) preconizam que se mantenha, inicialmente, longo período de TDH (80 h) e que se prossiga reduzindo o tempo de detenção hidráulica gradativamente, mantendo a qualidade do efluente constante.

As macrófitas da segunda câmara também demandam de aclimatização antes que alcancem a eficiência nominal do sistema. A preparação das macrófitas selecionadas envolve a retirada do excesso de solo argiloso, no entorno da raiz

(KONNERUP *et al.*, 2009; SEZERINO *et al.*, 2018). O processo de aclimatização das plantas é o processo em que a vegetação cultivada a ser transplantada deve gradativamente se adaptar ao efluente a ser tratado. Esta exposição gradual deve se iniciar com efluente à 25% da sua concentração até alcançar os 100%. Assim, usualmente, a vegetação supera o período de aclimatização após 2 semanas e em 90 dias o sistema radicular das macrófitas já se encontra desenvolvido (SATHE e MUNAVALLI, 2019; KOLI e MUNAVALLI, 2021).

5.4.3 Manejo

A escolha das macrófitas empregadas na segunda câmara da EcoETE deve considerar as particularidades da localidade e sua aplicação ao tratamento (SEZERINO *et al.*, 2015). Esta macrófita deve apresentar: alta tolerância às altas cargas orgânicas e de nutrientes; sistema radicular extenso; e ser tolerante à inundação (BRIX, 1994; ZHENG *et al.*, 2016). A adoção de macrófitas nativas apresentam vantagens como a menor ameaça de invasão de espécies invasoras (ZHANG, 2010) e, quando envolve multi espécies, permite maior distribuição de raízes e biota mais diversa, possibilitando maiores taxas de remoção (ABOU-ELELA e HELAL, 2012). Dessa forma, o EcoETE adotará, no seu segundo compartimento, a junção de duas espécies de macrófitas nativas e muito utilizadas em zonas de raízes: *Canna indica* e *Typha angustata* (MACHADO *et al.*, 2017; SATHE; MUNAVALLI, 2019).

As macrófitas *Canna indica* e *Typha angustata*, segundo o estudo de Sathe e Munavalli (2019), quando combinadas, atuam pela aeração em faixas diferentes de profundidade do reator. A *Canna indica* apresenta sua raiz a 0,30 m de profundidade, aerando a parte superior do reator; enquanto a *Typha angustata*, a 0,60 m, atua na aeração da parte inferior do reator. Caso haja dificuldade em se obter tais espécies, há a possibilidade de adoção de outras como as *Heliconia* e *Phragmites* (MACHADO *et al.*, 2017).

A retirada das macrófitas de seu ambiente natural deve ser realizada por meio de pás de corte adequadas. Na escolha, deve-se dar prioridade para plantas jovens com folhagem tenra. A retirada deve ocorrer por meio de poda de parte da folhagem da macrófita. O corte da parte aérea deve se dar de forma inclinada, com vistas a evitar o acúmulo de água e assim, que não impossibilite o crescimento da planta (SEZERINO *et al.*, 2018).

A zona de raízes Bio-rack do EcoETE deve ser plantada com densidade de 150 a 600 plantas por metro quadrado do reator (LIU *et al.*, 2021). A matriz radicular é de suma importância para o sistema visto que fornece área de superfície para o crescimento de bactérias aderidas, dessa forma deve ocupar pelo menos 80% de cobertura do reator (IBEKWE *et al.*, 2007; WU *et al.*, 2015).

As plantas deverão ser podadas com uma frequência facultativa, sendo esta maior caso a zona de raízes tenha fins paisagísticos. A poda das macrófitas consiste na remoção de uma fração da sua parte aérea. O principal objetivo da poda é o de fornecer estímulo de crescimento às plantas e, conseqüentemente, proporcionar maior remoção de poluentes por meio da fitoextração (SEZERINO *et al.*, 2018). A poda visa também prevenir a propagação de vetores, assim como, a remoção de nutrientes que foram incorporadas pelas plantas e a estética do sistema. Assim, caso não seja removido, estas plantas irão se decompor sob o reator e retornar com os nutrientes posteriormente removidos (EL-KHATEEB e EL-BAHRAWY, 2013; KOLI e MUNAVALLI, 2021).

5.4.4 Disposição

O processo do sistema EcoETE tem como subprodutos o lodo, a poda, o biogás e o efluente; e estes devem ser dispostos corretamente.

O lodo deve ser retirado das câmaras do sistema, principalmente, por meio de pontos de extração na parte superior da primeira câmara. A periodicidade da sua remoção deve ocorrer semanalmente para que não prejudique a atividade anaeróbica do sistema (REYNAUD, 2014). A espuma retida na superfície da primeira câmara deve ser coletada e disposta junto ao lodo. Uma câmara voltada ao armazenamento de lodo ou leito de secagem deve ser construída próximo ao reator. A manutenção e limpeza do equipamento deve ocorrer com periodicidade anual, podendo ser inferior conforme necessidade. O lodo retirado pode ser descartado em aterros sanitários ou, uma vez neutralizado com cal, utilizado na agricultura como fonte de matéria orgânica e nutrientes para culturas não comestíveis, seguindo as exigências da resolução CONAMA 375/2006.

As plantas, uma vez podadas e desde que não apresentem níveis tóxicos de metais e contaminantes emergentes, podem ser utilizadas como fertilizantes ou ração animal visto que são altamente ricos em nutrientes (MACHADO *et al.*, 2017).

O efluente final do sistema, caso não apto ao reuso, pode ser disposto por meio de: sumidouro, vala de infiltração ou rede coletora de esgoto. A escolha pelo método envolve normatização de Órgão Ambiental Municipal e, na ausência deste, de órgão ambiental estadual ou prefeitura municipal. O efluente tratado poderá ter diferentes destinos finais. A vala de infiltração é recomendada para locais onde o solo não é saturado, com remota possibilidade de contaminação do aquífero. Quando com aquífero profundo, o sumidouro poderá ser adotado, conquanto garantida distância mínima de 1,50 m do fundo deste e o nível máximo do aquífero.

O biogás, gerado nas reações anaeróbias do sistema, é a matéria orgânica removida da fase líquida devido à sua baixa solubilidade na água. Como a quantidade de biogás gerado é insuficiente para o aproveitamento energético, este deve ser coletado, por tubulação de ventilação, e encaminhado para tratamento por um lavador de gases. Este dispositivo visa neutralizar o gás sulfídrico através da sua reação com o óxido de cálcio (CAMPOS, 1999; CHERNICHARO, 2007).

De acordo com a NBR 13.969:1997, uma vez se optando pelo armazenamento do efluente a ser reutilizado, o sistema de reservação deve apresentar placa de advertência identificando-o e atender pelo menos 2 h de uso de água no pico da demanda diária, salvo para uso na irrigação da área agrícola ou pastoril.

5.5 EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO

A eficiência do tratamento do sistema EcoETE é função principalmente das condições de irradiação local. Em dias ensolarados, o sistema apresentará eficiência plena, permitindo o reuso. Contudo, em dias nublados, a eficiência do tratamento, vide a sua câmara solar, estará comprometida, apresentando menor eficiência. Assim, em período nublado, o efluente da EcoETE deve ser disposto em sumidouro, vala de infiltração ou rede coletora de esgoto.

A eficiência do EcoETE, na soma da primeira e segunda câmaras, respectivamente dimensionadas por meio de Nasr e colaboradores (2009) e Sathe e Munavalli (2019), é de 92,42% DBO₅; 93,39% DQO; 97,70% SST; 69,76% NTK; e 79,80% para fósforo total, de acordo com a Tabela 3 abaixo. Este último parâmetro, devido à ausência da apresentação destes resultados para a segunda câmara, foi obtido por meio dos resultados publicados de estudo em Bio-rack feitos por Wang *et al.* (2012).

Tabela 3 - Eficiência do EcoETE

Parâmetros	Afluente	1ª Câmara		2ª Câmara		3ª Câmara		Eficiência Global
	Conc.	Remoção	Conc.	Remoção	Conc.	Remoção	Conc.	Remoção
DBO_{5,20} (mg/L)	350,00	78,20%	76,30	65,23%	26,53	-	26,53	92,42%
DQO (mg/L)	800,00	82,00%	144,00	63,25%	52,92	-	52,92	93,39%
SST (mg/L)	400,00	82,00%	72,00	87,20%	9,22	-	9,22	97,70%
NTK (mg/L)	70,00	37,10%	44,03	51,93%	21,17	-	21,17	69,76%
FT (mg/L)	12,00	36,00%	7,68	68,43%	2,42	-	2,42	79,80%
CTer (NMP/100 mL)	10.000.000,00	97,80%	220.000,00	92,11%	17.358,00	99,90%	17,36	99,9998%

Fonte: Autor (2022).

O lançamento do efluente em sumidouro, durante período nublado, deve ocorrer como medida a favor da segurança visto que a desinfecção solar ocorre mesmo em dias ligeiramente nublados. A radiação solar direta, mesmo sendo baixa; se complementa à radiação solar difusa, por reflexão das nuvens, o que pode garantir a desinfecção preconizada. Assim, somente em dias extremamente nublados e chuvosos, a irradiação solar é insuficiente para o tratamento de efluentes (MÁRQUEZ-BRAVO, 2017).

Em período ensolarado, há a possibilidade de reuso do efluente visto que o efluente do sistema alcança a concentração de 17,36 NMP/100mL de coliformes termotolerantes, devido a remoção total de 99,9998%, mesmo se aplicado na região brasileira de menor incidência solar. A alta eficiência de desinfecção do sistema se deve não somente à terceira câmara, mas também a outros processos que ocorrem nas duas outras câmaras, a saber: pelo aprisionamento dos microrganismos no lodo no reator, na primeira câmara (DAMA *et al.*, 2005); pela sedimentação, filtração e adsorção provocada pela vegetação no segundo compartimento; assim como pela morte natural devido à fome ou predação inerentes ao processo de tratamento (WU *et al.*, 2016).

Para se proceder com o reuso do efluente tratado, como a legislação federal não determina parâmetros e padrões voltados ao reuso do efluente, mas somente critérios e diretrizes gerais, a saber: Resolução nº 54/ 2005 – CNRH, que estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de

água; e Resolução nº 121/2010 – CNRH, que a complementa quanto a modalidade de aplicação agrícola e florestal; se faz necessário que esta lacuna seja preenchida por demais resoluções e recomendações.

Alguns estados brasileiros, como São Paulo, Ceará, Bahia, Minas Gerais, Rio Grande do Sul e Rio de Janeiro, editaram normas disciplinando o reuso não potável do efluente, definindo padrões de qualidade e procedimentos para diversas modalidades. Contudo, há grande heterogeneidade entre suas normas visto que alguns seguem diretrizes da OMS, tolerante ao risco de contaminação; e outras seguem a USEPA e o Estado da Califórnia – EUA.

Os Estados do Ceará, Bahia, Minas Gerais e Rio de Janeiro apresentam normas mais flexíveis influenciadas pelas diretrizes da OMS. Já os Estados de São Paulo, Rio Grande do Sul, em contrapartida, tem suas normas influenciadas pelas diretrizes da USEPA e do Estado da Califórnia – EUA.

A Resolução Coema n. 2/2017, do Estado do Ceará, permite concentração de até 1.000 NMP/100 mL para que o efluente seja aplicado no reuso restrito e não demanda de cloro residual em qualquer das possibilidades de fins de reuso do efluente tratado (Tabela 4).

Tabela 4 - Parâmetros de Reuso Conforme Resolução Coema n. 2/2017 do Estado do Ceará

	Fins			
	Fins urbanos	Fins agrícolas e florestais	Fins ambientais	Aquicultura
Coliformes	<5000			
Termotolerantes	ou	ND ou		
(CT/100 mL)	<1000	<1000	<10.000	< 1000
pH	6 – 8,5	6 – 8,5	6 – 8,5	6 – 8,0
Ovos de helmintos	< 1	< ND ou 1	< 1	ND
(Ovo/L)				
Razão de adsorção de sódio (RAS)	-	< 15	-	-
Condutividade elétrica (µS/cm)	< 3000	< 3000	< 3000	< 3000
Temperatura (°C)	-	-	-	< 40
OD (mg/L)	-	-	-	> 2

Fonte: Ceará (2017).

A Bahia, desde 2006, já possui o reuso como modalidade na Política Estadual de Recursos Hídricos. Contudo, em 2010, o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CONERH), por meio da Resolução estadual nº 75 de 2010, estabeleceu padrões e critérios para aplicação de água de reuso para produção agrícola e cultivo de florestas plantadas.

O Estado utiliza as diretrizes microbiológicas recomendadas pela OMS e se subdivide em duas categorias: a categoria A, que envolve a irrigação de qualquer cultura, mesmo os consumidos crus; e a categoria B, que envolve a irrigação restrita à produtos alimentícios não consumidos crus e não alimentícios.

A Resolução CONERH n. 75/2010, do Estado da Bahia, permite concentração de até 10.000 NMP/100 mL para que o efluente seja aplicado no reuso restrito e prescinde de cloro residual pra tanto (Tabela 5).

Tabela 5 - Parâmetros de Reuso Conforme Resolução CONERH n. 75/2010 do Estado da Bahia

Categoria	CTer por 100mL	Ovos de helminthos por litro	Observações
A	1x10 ³	1	≤1x10 ⁴ CTer por 100mL no caso de irrigação localizada, por gotejamento, de cultivos que se desenvolvem distantes do nível do solo ou técnicas hidropônicas em que o contato com a parte comestível da planta seja minimizado.
B	1x10 ⁴	1	≤1x10 ⁵ CTer por 100mL no caso da existência de barreiras adicionais de proteção ao trabalhador. É facultado o uso de efluentes (primários e secundários) de técnicas de tratamento com reduzida capacidade de remoção de patógenos, desde que associado ao método de irrigação superficial.

Fonte: Bahia (2010).

O Estado de Minas Gerais, por meio da Deliberação Normativa nº 65/2020, autoriza o reuso de efluente, a partir de diretrizes, modalidades e procedimentos para o reuso direto de água não potável, proveniente de ETEs de sistemas públicos e privados, para fins urbanos, industriais, construção civil e mineração.

A Resolução CERH n. 65/2020, do Estado de Minas Gerais, para o reuso urbano, permite concentração de até 1.000 NMP/100 mL de coliformes termotolerantes e não prevê necessidade de manutenção de cloro residual em seu efluente (Tabela 6).

Tabela 6 - Parâmetros de Reuso Conforme Deliberação Normativa CERH n. 65/2020 do Estado de Minas Gerais

Categoria	Finalidade	pH	Coliformes Termotolerantes ou E. Coli (NMP/100mL)	Ovos viáveis de helmintos (nº de ovos/L)
Ampla	Lavagem de pátios, ruas e avenidas, estacionamentos ou outros com exposição similar; lavagem de veículos comuns; uso predial comercial ou industrial (restrito a descargas sanitárias)	6 a 9	$\leq 1 \times 10^3$	≤ 1
Limitado	Lavagem de veículos especiais (tais como aqueles utilizados em coleta e transporte de resíduos sólidos domésticos, coleta seletiva, construção civil, mineração), lavagem externa de trens e aviões, controle de poeira, combate a incêndio, desobstrução de galerias de água pluvial e rede de esgoto*.	6 a 9	$\leq 1 \times 10^4$	≤ 1

Fonte: Minas Gerais (2020).

O Estado do Rio de Janeiro, por meio do Decreto nº 47.403, de 15 de dezembro de 2020, aprovou sua Política de Reuso de Água para Fins não Potáveis com o objetivo de viabilizar e estimular tal prática. Dessa forma, estabeleceu que novos projetos de estações de tratamento devem considerar as oportunidades de reuso de seu efluente. Contudo, seus critérios e parâmetros de qualidade específicos para as diferentes modalidades de reuso de água ainda serão fixados pelo Conselho Estadual de Meio Ambiente.

Entretanto, a Lei nº 9.164, de 28/12/2020, que regulamenta procedimentos para armazenamento e retardo de água de chuva para aproveitamento e amortecimento, assim como, do reuso de água cinza clara, determina que os parâmetros e limites a serem obedecidos deverão seguir as normas ABNT NBR 15.527, de 15 de abril de 2019, que aborda o aproveitamento de água de chuva de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis; e a ABNT NBR 16.782, de 19 de novembro de 2019, quanto a conservação de água em edificações.

Dessa forma, esta Lei pode ser adaptada para o aproveitamento urbano de efluentes, visto que a água cinza clara é o efluente proveniente do chuveiro, banheira, lavatório, tanque, máquina de lavar roupa, conforme definição da ABNT NBR 16.783.

Assim, a Lei nº 9.164, do Estado do Rio de Janeiro, por meio da NBR 15.527, prevê que o reuso urbano do efluente tratado pode se dar com concentrações de até 200 NMP/100 mL de coliformes termotolerantes e não envolve adoção de cloro residual em seu efluente (Tabela 7).

Tabela 7 - Parâmetros de Reuso Conforme Lei 9.164 do Estado do Rio de Janeiro

Parâmetros	Fins urbanos
Coliformes	
Termotolerantes (CT/100 mL)	< 200
Turbidez (uT)	< 5
pH	6 a 9
Materiais	Virtualmente
Flutuantes	Ausentes
Odor e Aspecto	Não Objetáveis

Fonte: Rio de Janeiro (2020).

Contudo, nos Estados de São Paulo e Rio Grande do Sul, a legislação estadual opta pela abordagem mais restritiva de eliminação total do risco, tendo como referência, as diretrizes da USEPA e da Califórnia – EUA.

Em São Paulo, foram definidos padrões para o reuso urbano do efluente tratado por meio da Resolução conjunta SES/SIMA nº 01/20, de 13 de fevereiro de 2020, que disciplina o reuso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de ETEs, atualizando assim padrões de qualidade, frequência de análise, categoria e procedimentos de sinalização da Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH Nº 01, de 28 de junho de 2017.

O reuso direto não potável de água, a que se refere a Resolução Conjunta SES/SIMA nº 01, envolve efluente tratado proveniente de estações de tratamento para fins urbanos, como: irrigação paisagística, lavagem de logradouros e veículos, construção civil, desobstrução de galerias de águas pluviais e rede de esgotos e combate a incêndios.

A qualidade do efluente a ser reutilizado de forma restrita, segundo o Estado de São Paulo, por meio da Resolução Conjunta SES/SIMA nº 01, deve possuir concentração de coliformes termotolerantes de até 120 NMP/100 mL, e DBO₅ e SST de até 30 mg/L, o que já seria atendido pelo efluente final do EcoETE. Contudo, demanda também de cloro residual a partir de 1 mg/L (Tabela 8).

Tabela 8 - Parâmetros de Reúso Conforme Resolução conjunta SES/SIMA nº 01 do Estado de São Paulo

Parâmetros	Uso Irrestrito Não Potável	Uso Restrito
CTer ou E coli	Não Detectável	≤ 120 UFC/100 mL
Giardia e Cryptosporidium	Não Detectável	Não Detectável
Ovos viáveis de Ascaris sp	≤ 0,1 ovo viável/L	≤ 0,1 ovo viável/L
Turbidez	≤ 2 UT	-
DBO_{5,20}	≤ 10 mg/L	≤ 30 mg/L
SST	≤ 0,5 mg/L	≤ 30 mg/L
Cloro Residual Livre	≥ 1,0 mg/L	≥ 1,0 mg/L

Fonte: SES/SIMA-SP (2020).

A Resolução nº 419/2020, do Rio Grande do Sul, da mesma forma, estipula coliformes termotolerantes de até 1.000 NMP/100 mL, condição atendida pelo efluente final do EcoETE, contudo, para que seja aplicado no reuso restrito, demanda também de cloro residual de até 1 mg/L (Tabela 9).

Tabela 9 - Parâmetros de Reúso Conforme Resolução nº 419/2020 do Estado do Rio Grande do Sul

Parâmetros	Classe A	Classe B
Coliformes	< 200	< 10 ³
Termotolerantes	NMP/100	NMP/100
	mL	mL
Ovos de helmintos	< 1 ovo/L	Não se aplica
Cloro Residual Total	< 1 mg/L	
Condutividade elétrica	<3 dS/m	

Fonte: CONSEMA-RS (2020).

Dessa forma, no caso particular de aplicação da EcoETE nos Estados de São Paulo e Rio Grande do Sul, se faz necessário que haja armazenamento, com pastilhas de cloro, do efluente tratado para que se mantenha concentração de cloro residual total na água de reúso. Para tanto, de acordo com a NBR 13969:1997, a cloração deste efluente pode se dar tanto por gotejamento (hipoclorito de sódio), quanto por pastilha (hipoclorito de cálcio). O TDH mínimo para o contato do efluente durante a cloração deve ser de 30 min.

Aos Estados que não possuem normatização específica, a lacuna pode ser preenchida com normas e diretrizes, visto que não tem força de Lei. Para tanto, há a OMS e o PROSAB, visando a flexibilização, e a ABNT, seguindo com ressalvas as diretrizes da USEPA.

Em 2019, a ABNT elaborou a Norma NBR 16783:2019 abordando o uso de fontes alternativas de água não potável em edificações por meio de diretrizes para caracterização, uso, operação e manutenção de sistemas alternativos de água não potável em edificações.

Para as fontes alternativas de água não potável, considera: água de chuva, quando resultante de precipitações atmosféricas coletadas em locais onde não haja a circulação de pessoas, animais e veículos; água pluvial, caso coletadas em locais onde há possibilidade de circulação de pessoas, animais e veículos; água de rebaixamento de lençol; águas cinza claras; águas cinza escuras; água gerada de sistema de refrigeração, sistema de vapor e condensado, sistema de destilação e outros equipamentos; águas de vaso sanitários e efluente sanitário como um todo.

Quanto aos usos, a norma contempla: descarga em bacias sanitárias e mictórios; lavagem de pátios, garagens, áreas externas, veículos e logradouros; irrigação para fins paisagísticos; uso ornamental; sistemas de resfriamento; e arrefecimento de telhados.

A NBR 16783:2019 estipula coliformes de até 200 NMP/100 mL, condição atendida pelo efluente final do EcoETE, contudo, para que seja aplicado no reuso restrito, demanda também de cloro residual mínimo de 0,5 mg/L. Entretanto, esta norma permite que o método de desinfecção seja a critério do projetista, lhe facultando como meio de utilização o cloro, ozônio, ultravioleta ou outras tecnologias. Assim, abre a possibilidade de prescindir do cloro residual mínimo no efluente (Tabela 10).

Tabela 10 - Parâmetros de Reuso Conforme NBR 16783:2019

Parâmetro	Limite
pH	6 a 9
E. coli	≤ 200 NMP/100 mL
Turbidez	≤ 5 uT
DBO_{5,20}	≤ 20 mg O ₂ /L
CRL (Cloro Residual Livre)	0,5 a 5,0 mg/L (máximo recomendado de 2,0 mg/L)
Sólidos Dissolvidos Totais ou Condutividade Elétrica	≤ 2.000 mg/L ou ≤ 3.200 mg/L

Fonte: ABNT (2019).

A norma do PROSAB e a norma menos recente da ABNT, a NBR 13969:1997, permitem que o sistema EcoETE, quando em período ensolarado, possa ter seu efluente aplicado, sem ressalvas, para reuso de fins urbanos, tais como: irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações e combate de incêndio dentro da área urbana.

Estas normas de reuso refletem a realidade brasileira, considerando a flexibilidade para adoção do nível de tratamento e obtenção da água de reuso, sendo influenciadas pelos princípios da OMS, que preconiza recomendações mais realistas de risco gerenciável.

A NBR 13.969:1997 permite concentração de até 500 NMP/100 mL para que o efluente seja aplicado no reuso restrito. Entretanto, caso se opte por aplicar pastilha de cloro em local de armazenamento do efluente tratado, este efluente passa a ter capacidade de ser aplicado também em reuso irrestrito (Tabela 11).

Tabela 11 - Parâmetros de Reuso Conforme NBR 13969:1997

Parâmetro	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Turbidez (UT)	< 5	< 5	< 10	-
Coliformes				
Termotolerantes	< 200	< 500	< 500	< 5000
(NMP/100 mL)				
SDT (mg/L)	< 200	-	-	-
	Entre			
pH	6,0 e	-	-	-
	8,0			
	Entre			
Cloro residual	0,5 e	> 0,5	-	-
(mg/L)	1,5			
Oxigênio				
Dissolvido	-	-	-	2,0
(mg/L)				

Fonte: ABNT (1997).

O grupo do PROSAB, por meio do trabalho realizado por Gonçalves (2006), confirmou, em bacias sanitárias que utilizam água potável, a presença de microrganismos na faixa de $1,55 \times 10^2$ a $1,20 \times 10^5$ NMP/100mL, o que pode indicar que o reuso de efluentes em descargas não representa risco ao usuário.

Oliveira (2015), em estudos de reuso, concluiu que, ao adotar efluentes na descarga de vasos sanitários, o selo hídrico destas bacias sanitárias possuía teores de contaminantes semelhantes aos de selos hídricos de vasos que utilizavam água potável.

Assim, os efluentes sanitários podem envolver risco potencial de infecção, contudo, este não deve ser considerado como risco real, visto que para tanto há diversos fatores relativos ao agente, como população exposta e o nível de exposição. O acometimento, por um organismo patogênico, de um usuário de efluente de reuso, envolve diversos parâmetros, a saber: resistência dos patógenos aos processos de tratamento; sobrevivência destes ao ambiente e em número suficiente; e que a

consequente infecção resulte em doença ou transmissão posterior.

Dessa forma, o grupo do PROSAB propõe a flexibilidade e gestão do risco aos valores para coliformes termotolerantes no reuso de efluente. Suas diretrizes, de acordo com a Tabela 12 abaixo, permitem concentração de até 10.000 NMP/100 mL para que o efluente seja aplicado no reuso restrito (FLORENCIO, BASTOS e AISSE, 2006).

Tabela 12 - Parâmetros de Reuso Conforme PROSAB

Parâmetro	Uso Irrestrito	Uso Restrito	Descarga de Toaletes
	≤ 200	≤ 10.000	≤ 1.000
CTer	NMP/100 mL	NMP/100 mL	NMP/100 mL
Ovos de Helmintos	$\leq 1 \text{ L}^{-1}$	$\leq 1 \text{ L}^{-1}$	$\leq 1 \text{ L}^{-1}$

Fonte: Florencio, Bastos e Aisse (2006).

Não somente a OMS e o PROSAB preconizam a flexibilização do reuso de efluentes, em diversos países do mundo, esta prática também ocorre, mesmo quando ainda não regulamentada.

Frente às exigências de grandes volumes de água na agricultura, este tem sido o maior potencial de reuso de efluentes no mundo. A China ocupa o primeiro lugar em termos de reutilização por volume, especialmente na agricultura, e, em muitos países da Europa e Israel, quase 75% do efluente tratado é aplicado no cultivo. De acordo com a tabela 13, dentre as principais regulamentações de reuso estabelecidas no mundo, apenas os Estados Unidos, Austrália e Japão optam pela obrigatoriedade do cloro residual no efluente de reuso na agricultura, os demais optam pela maior flexibilidade (GOYAL e KUMAR, 2020).

Tabela 13 - Parâmetros de Reuso, em Diversos Países, com Vistas à Agricultura

Categoria	DBO (mg/L)	SST (mg/L)	Turbidez (mg/L)	Cter (NMP/100mL)	Cloro Residual (mg/L)
Europa	≤10	≤10	≤5	10	
EUA	≤10	<30	≤2		1
Austrália	<20			<100	≥1
Israel	≤10	≤10		≤10	
China	≤100	≤100		≤40.000	
Japão					≥0,1
África do Sul		<50		<1	

Fonte: Goyal e Kumar (2021).

Apesar de normas e recomendações da OMS, ABNT e PROSAB, assim como o arcabouço jurídico internacional, serem uma referência, principalmente para os Estados que não apresentam legislação específica ao reuso de efluentes tratados, quando estas não são referenciadas em norma jurídica, não há obrigatoriedade em sua adoção. A Norma, por princípio, é de uso voluntário e representa apenas o consenso, em determinado assunto, de especialistas das partes interessadas (ABNT, 2022).

Dessa forma, quando em período ensolarado, o sistema EcoETE tem a capacidade de produzir efluente de reuso para usos restritos tais como: irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações e combate de incêndio dentro da área urbana, salvo nos Estados de São Paulo e Rio Grande do Sul, onde a legislação determina adição de cloro residual livre na água de reuso. Quando em período nublado, o efluente do sistema deve ser disposto em sumidouro.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O sistema de tratamento e reuso de efluente doméstico EcoETE se mostra viável e eficiente para aplicação unidomiciliar ao ser composta pelas tecnologias de tratamento de efluente descentralizado mais notáveis e pelo aproveitamento da energia solar e das plantas; reuso restrito do efluente tratado, o que auxilia na redução do estresse hídrico quanto ao consumo de água; maior versatilidade quanto a sua instalação, pela sua disposição superficial; assim como, ao prescindir de consumo de energia na sua operação, o que possibilita ampliar cobertura de tratamento em locais de difícil acesso e/ou de serviços de saneamento incipientes.

Esta pesquisa propôs-se a dimensionar e avaliar um sistema compacto de tratamento de 5,1 m² de área capaz de alcançar remoção teórica, para uma vazão de 640 L/d, de 92,42% DBO₅; 93,39% DQO; 97,70% SST; 69,76% NTK; e 79,80% para fósforo total; e, quando em período ensolarado, por meio de oito horas diárias de exposição solar à irradiância média por hora (UV_m) de 22 W.h/m², 99,9998% de remoção de coliformes termotolerantes.

Quando sem exposição solar, o efluente do sistema deve ser disposto em sumidouro. Quando em período ensolarado, salvo nos Estados de São Paulo e Rio Grande do Sul, onde a legislação determina que haja adição de cloro residual livre na água de reuso, este sistema tem a capacidade de produzir efluente apto a ser reutilizado em usos restritos tais como: irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações e combate de incêndio dentro da área urbana.

7 RECOMENDAÇÕES

Diante do exposto, algumas recomendações são necessárias a fim de subsidiar trabalhos futuros na questão de tratamento de esgotos sanitários gerados por unidades unifamiliares. Assim, seguem algumas recomendações:

- Construir e estudar o EcoETE com configurações em função somente do parâmetro de dimensionamento menos rigoroso, buscando assim sistemas ainda mais compactos e buscando eficiência ainda suficiente para atender os requerimentos de tratamento.
- Realização de avaliação econômica do protótipo concebido, considerando custos de operação, implantação com materiais menos onerosos e previsão de preço caso seja fabricado em larga escala.

8 REFERÊNCIAS

A&E. **Ecofiber**. Disponível em: <<https://aesaneamento.com.br>>. Acesso em: outubro de 2022.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13.969:1997 – Tanque sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes - Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 16783: Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações**. Rio de Janeiro: ABNT, 2019.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro, 15p., 1993.

ABOU-ELELA, S.I.; HELAL, M.S. **Municipal wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands planted with *Canna*, *Phragmites* and *Cyprus***. Ecol. Eng. 47, p. 209–213, 2012.

ACQUALIMP. **Biodigestor Acqualimp**. Disponível em: <<https://acqualimp.com>>. Acesso em: outubro de 2022.

ACRA, A.; RAFFOUL, Z.; KARAHAGOPIAN, Y. **Solar disinfection of drinking water and oral rehydration solutions: guidelines for household application in developing countries**. Beirut: Unicef, 55 p, 1984.

ÁGUAS CLARAS. **Fossa séptica Biodigestora com Wetlands**. Disponível em: <<https://aguasclarasengenharia.com.br>>. Acesso em: outubro de 2022.

AHAMED, A. *et al.* **Multi-phased anaerobic baffled reactor treating food waste**. Bioresour. Technol. 182, p. 239-244, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.117>.

AISSE, M. M. *et al.* **Cloração e Descloração**. In: Rede Cooperativa de Pesquisas, PROSAB – Programa de Pesquisas em Saneamento Básico. **Desinfecção de efluentes sanitários, remoção de organismos patogênicos e substâncias nocivas: Aplicações para fins produtivos como agricultura, aquicultura e hidroponia**. Rio de Janeiro: Abes, p. 113-168, 2003.

AJONA, J. I.; VIDAL, A. **The use of CPC collectors for detoxification of contaminated water: Design, construction and preliminary results**. Solar Energy, v. 68, n. 1, p. 109– 120, 2000.

AKRATOS, C. S.; PAPASPYROS, J. N. E.; TSIHRINTZIS, V. A. **An artificial neural network model and design equations for BOD and COD removal prediction in horizontal subsurface flow constructed wetlands**. Original Research Article Chemical Engineering Journal. vol. 143, Issues 1-3, 15 September 2008, p. 96-110, 2008.

ALEM SOBRINHO, P.; TSUTIYA, M. T. **Coleta e transporte de esgoto sanitário**. 2. ed. São Paulo: PHD. v. 1. 568 p., 2000.

ÁLVAREZ, J. A.; RUÍZ, I.; SOTO, M. **Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands**. *Ecological Engineering*, v. 33, n. 1, p. 54–67, 2008.

ANA, Agência Nacional de Águas. **ATLAS ESGOTOS: Despoluição de Bacias Hidrográficas**. Brasília, 2017.

ANDRADE NETO, C. O. De. **Filtro anaeróbio aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**. [S.l.]: UFRN, 2004.

ARAÚJO JR., M. M. De. **Reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de água residuária de indústria produtora de lisina**. p. 136, 2006.

ASANO, T. *et al.* **Water reuse: issues, technologies and applications**. McGraw Hill Professional: New York, NY, USA, 2007.

ASNIE, M. *et al.* **Effect of organic loading rate (OLR) on the performance of modified anaerobic baffled reactor (MABR) supported by slanted baffles**. *Desalination and Water Treatment*, 79, p. 56-63, 2017.

AYOUB, G. M.; MALAEB, L. **Solar water disinfection: UV radiation transmittance of various solar reactor tubes**. *Energy Procedia*, 157, p. 498- 51, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.11.214>.

BACHMANN, A.; BEARD, V.L.; MCCARTY, P. L. **Performance characteristics of the anaerobic chambered reactor**. *Water Resource*, 19, 99-106, 1985.

BAE J.H.; SONG K.B.; CHO K.M. **Comparison of operational characteristics of UASB and ABR: organic removal efficiency and the variations of PH2 and PCO**. *Proceedings of the 8th International Conference on Anaerobic Digestion*, Vol. 1, Sendai, Japan, p. 164–171, 1997.

BAETTKER, E. C. *et al.* **Alternative materials as support medium of anaerobic filters for the treatment of synthetic sanitary sewage**. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*. v. 23, n. 6, p. 1091–1102, 2018.

BAHIA. CONERH, Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Resolução CONERH nº 75, de 29 de julho de 2010**. *Diário Oficial do Estado*, 2010.

BAIG, M.N.; DURRANI, A.K.; TARIQ, A. **CPC-trough—Compound parabolic collector for cost efficient low temperature applications**. In: *Proceedings of the ISES World Congress 2007*, Vol. I–Vol. V; Springer: Berlin, Germany, p. 603–607, 2008.

BAKOF. **Multi Biodigestor**. Disponível em: <<https://www.bakof.com.br>>. Acesso em: outubro de 2022.

BARBER, W.P.; STUCKEY, D.C. **The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: A review**. *Water Res.* 33, 1559–1578, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00371-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00371-6).

BITTENCOUR, S. *et al.* **Sorção de poluentes orgânicos emergentes em lodo de esgoto**. *Eng. Sant. Ambient.*, v. 21, n. 1, jan./mar., 2016.

BODKHE, S. Y. **A modified anaerobic baffled reactor for municipal wastewater treatment.** Journal of Environmental Management, 90 (8), p. 2488–2493, 2009.

BOOG, J. *et al.* **Modeling the relationship of aeration, oxygen transfer and treatment performance in aerated horizontal flow treatment wetlands.** Water Res. 157, p. 321-334, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.062>.

BÖSKE, J. *et al.* **Anaerobic digestion of horse dung mixed with different bedding materials in an upflow solidstate (UASS) reactor at mesophilic conditions.** Bioresource Technology, 158, p. 111–118, 2014.

BOTTO, M. P.; MOTA, F. S. B.; CEBALLOS, B. S. O. **Efeito da oxigenação por agitação manual da água na eficiência de inativação de coliformes termotolerantes utilizando luz solar para desinfecção em batelada.** Eng Sanit Ambient, v.14, n.3, p. 347-352, 2009.

BRAGA, B. (dir.). **Introdução a Engenharia Ambiental.** 2ª ed. São Paulo. Pearson Prentice Hall, p. 93-103, 2005.

BRASIL. CNRH, Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **Resolução CNRH nº 121**, de 16 de dezembro de 2010. Estabelece diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na Resolução CNRH nº. 54, de 28 de novembro de 2005. Diário Oficial da União, Brasília, 16 mar, 2011.

BRASIL. CNRH, Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **Resolução nº 54**, de 28 de novembro de 2005. Estabelece “modalidades, diretrizes para a prática do reúso direto não potável de água, e dá outras providências”. Diário Oficial da União, Brasília, 9 mar, 2006.

BRASIL. **Lei Federal nº. 6938**, de 31 de agosto de 1981. Instituiu a Política Nacional de Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 1981.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CNRH, Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **Resolução n. 54**, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, seção 1, 9 mar. 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, mar., 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430**, de 13 de maio de 2011. Dispõe Sobre as Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes, Complementa e Altera a Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União, Brasília, 16 mai., 2011.

BRIX, H. **Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?** Water Sci. Technol. 35, p. 11–17, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00047-4](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00047-4).

BRIX, H. **Function of macrophytes in constructed wetlands**. Water Sci. Technol., v. 29, n. 4, p. 71-78, 1994.

BRIX, H. **Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants: the root zone method**. Wat. Sci. Technol. vol. 19, p. 107-118, 1987.

BRIX, H., KOOTTATEP, T., LAUGESSEN, C.H. **Wastewater treatment in tsunami affected areas of Thailand by constructed wetlands**. Water Sci. Technol. 56 (3), 69–74, 2007.

BUI, X.T.; FUJIOKA, T.; NGHIEM, L.D. **Green technologies for sustainable water (GTSW)**. Environ. Technol. Innovat. 21, 101192, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101192>.

BUTTINGER, F. *et al.* **Development of a new flat stationary evacuated CPC-collector for process heat applications**. Sol. Energy, 84, 1166–1174, 2010.

CAMPOS, J.R. (coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. PROSAB. ABES. Rio de Janeiro, 1999.

CARR, G.; POTTER, R. B.; NORTCLIFF, S. **Water reuse for irrigation in Jordan: Perceptions of water quality among farmers**. Agricultural Water Management, v. 98, p.847-854, 2011.

CARVALHO, M.J. *et al.* **Truncation of CPC solar collectors and its effect on energy collection**. Sol. Energy, 35, p. 393–399, 1985.

CAVALCANTE, F. L. **Desinfecção solar de águas cinza para aproveitamento agrícola no semiárido - RN**. Tese de Doutorado. Rio Grande do Norte. Universidade Federal Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em Manejo de Solo e Água, 194 f., 2017.

CAVALCANTE, F.L. *et al.* **Clustering of meteorological and qualitative variables of graywater in a solar reactor**. Rev. em Agronegocio e Meio Ambient. v. 14, 2021. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2021V14N4E8073>.

CEARÁ. COEMA, Conselho Estadual de Meio Ambiente do Ceará. **Resolução n. 2**, de 2 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE n. 154, de 22 de julho de 2002 e n. 111, de 5 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE n. 151, de 25 de novembro de 2002. Diário Oficial do Estado, Fortaleza, 21 fev., 2017.

CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte, Projeto PROSAB, 544 p., 2001.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. v. 5. Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária – UFMG, 2007.

CHUNG, A. K. C. *et al.* **Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater**. Ecological Engineering. vol. 32, Issue 1, 3 January 2008, p. 81-89, 2008.

COHEN, A. *et al.* **Influence of phase separation on the anaerobic digestion of glucose, I. Maximum COD turn-over rate during continuous operation.** Water Resource.14, p. 1439-1448, 1980.

COHEN, A. *et al.* **Influence of phase separation on the anaerobic digestion of glucose, II. Stability and kinetic responses to shock loadings.** Water Resource, 16, p. 449-455, 1982.

COLLARES-PEREIRA, M.; O'GALLAGHER, J.O.; RABL, A. **Approximations to the CPC-a comment on recent papers by Canning and by Shapiro.** Sol. Energy USA, 21, p. 245–246, 1978.

COOPER, P. F. *et al.* **Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment.** Swindon: WRc plc. 184 p, 1996.

COOPER, P. F. **The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates.** Water Science and Technology, v. 51, n. 9, p. 81–90, 2005.

CRITES, T.; TCHOBANOGLOUS, G. **Small and decentralized wastewater management systems.** Singapore: MacGraw Hill International Editions, 1084 p., 1998.

DAMA, P. *et al.* **Pilot-scale study of an anaerobic baffled reactor for the treatment of domestic wastewater.** Water Science and Technology, 46(9), 263–270, 2002.

DAVISON, L., HEADLEY, T., PRATT, K. **Aspects of design, structure, performance and operation of reed beds: eight years experience in north eastern New South Wales, Australia.** Water Sci. Technol. 51, p. 129–138, 2005.

DELTA. **ETEs Modulares.** Disponível em: <<https://deltasaneamento.com.br>>. Acesso em: outubro de 2022.

DESSIE, A. *et al.* **Solar disinfection: an approach for low-cost household water treatment technology in Southwestern Ethiopia.** Journal of Environmental Health Sciences & Engineering, 12(25), p. 1-6, 2014. <http://www.ijehse.com/content/12/1/25>.

DEWEDAR, A. *et al.* **Efficiency of the biological waste water treatment system in pollution control and wastewater management.** Int. J. Agric. Biol. 8 (3), p. 313–319, 2006.

DOMÍCIO DE OLIVEIRA, G. *et al.* **Tratamento domiciliar de águas negras: tanque de evapotranspiração.** p. 194–214, 2018.

DORNELAS, F. P. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.** Dissertação de Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais. UFMG, 2008.

DOTRO, G. *et al.* **Treatment Wetlands.** IWA Publishing, 2017. <https://doi.org/10.2166/9781780408774>

DOWNES, A.; BLUNT, T. P. **Researches on the effect of light upon bacteria and other organisms**. Proc. R. Soc, London, v. 28, p.488-500, 1877.

DUFFIE, J.A.; BECKMAN, W.A. **Solar Engineering of Thermal Processes**. John Wiley & Sons: New York, NY, USA, 2013.

DUNLOP, P. S. M. *et al.* **Inactivation and injury assessment of *Escherichia coli* during solar and photocatalytic disinfection in LDPE bags**. Chemosphere, v. 85, n. 7, p.1160- 1166, 2011.

EAWAG/SANDEC. **SODIS manual - Guidance on solar water disinfection**. Switzerland: EAWAG/SANDEC, 2016.

EAWAG/SANDEC. **SODIS Solar Water Disinfection: A guide for the application of SODIS**. Dubendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute For Environmental Science And Technology, 188 p. 2002.

ECOCASA. **EcoTed Family**. Disponível em: <<https://www.ecocasa.com.br>>. Acesso em: outubro de 2022.

El-Khateeb, M.A. *et al.* **Use of wetlands as post-treatment of anaerobically treated effluent**. Desalination, 245(1–3), p. 50–59, 2009.

El-Khateeb, M.A., El-Bahrawy, A.Z. **Extensive post treatment using constructed wetland**. Life Sci. J. 10, 560–568, 2013.

ESCWA, Economic Social Commission for Western Asia. **Wastewater treatment technologies: a general review**. United Nations, New York, E/ESCWA/SDPD/6, 2003.

ESREY A.S. *et al.* **Saneamiento Ecológico**. Agencia Sueca de Cooperación para el desarrollo Internacional - SIDA, Estocolmo, 1998.

EU, European Union. **Addressing the Challenge of Water Scarcity and Droughts in the European Union**. European Environment Agency, Brussels, 2007.

FENDRICH, M.A. *et al.* **Solar concentration for wastewaters remediation: A review of materials and technologies**. Appl. Sci. 9, 2018. <https://doi.org/10.3390/app9010118>.

FENG J. *et al.* **Performance and bioparticle growth of anaerobic baffled reactor (ABR) fed with low strength domestic sewage**. Front Env Sci Eng, 2015. 9 (2):352–364. doi:10.1007/s11783-014-0638-0.

FENG, H. *et al.* **Anaerobic Domestic Wastewater Treatment with Bamboo Carrier Anaerobic Baffled Reactor**. v. 62, p. 232-238, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2008.01.009>.

FERNANDEZ, P. *et al.* **Water disinfection by solar photocatalysis using compound parabolic collectors**. Catalysis Today, v. 101, p. 345-352, 2005.

FERRAZ JR. *et al.* **Thermophilic anaerobic digestion of raw sugarcane vinasse**. Renewable Energy, 89, 245–252, 2016.

FIGUEREDO-FERNÁNDEZ, M. *et al.* **Estimating lethal dose of solar radiation for enterococcus inactivation through radiation reaching the water layer. Application to Solar Water Disinfection (SODIS).** Solar Energy, 158, p. 303-310, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2017.09.006>.

FISHER, M. B. *et al.* **Speeding up solar disinfection (SODIS): effect of hydrogen peroxide, temperature, pH and copper plus ascorbate on the photoinactivation of E. coli.** Journal Of Water And Health, v. 6, n. 1, p. 35-51, 2008.

FLORENCIO, L; BASTOS, R. K. X; AISSE, M. M. (coord.). **Tratamento e utilização de esgotos Sanitários.** PROSAB–Edital IV. Recife: ABES, 427p., 2006.

FLUXO. **Biodigestor Y.** Disponível em: <<https://fluxoambiental.com.br>>. Acesso em: outubro de 2022.

FORTLEV. **Biodigestor Fortlev.** Disponível em: <<https://www.fortlev.com.br>>. Acesso em: outubro de 2022.

FRAIDENRAICH, N. *et al.* **Simulation model of a CPC collector with temperature-dependent heat loss coefficient.** Sol. Energy, 65, 99–110, 1999.

FUNASA, Fundação Nacional da Saúde. Ministério da Saúde. **Manual de Saneamento.** Fundação Nacional da Saúde, Brasília, 1999.

GHOSH, D.; GOPAL, B. **Effect of hydraulic retention time on the treatment of secondary effluent in a subsurface flow constructed wetland.** Original Research Article Ecological Engineering. Vol. 36, Issue 8, August 2010, p. 1044-1051, 2010.

GONÇALVES, R. F. (Coord.) **Uso Racional da Água em edificações.** PROSAB – Edital IV. Rio de Janeiro: ABES, 352 p., 2006.

GONÇALVES, R. F. *et al.* Desinfecção por radiação ultravioleta. In: Rede Cooperativa de Pesquisas, PROSAB – Programa de Pesquisas em Saneamento Básico. **Desinfecção de efluentes sanitários, remoção de organismos patogênicos e substâncias nocivas: Aplicações para fins produtivos como agricultura, aquicultura e hidroponia.** Rio de Janeiro: Abes, p. 209-275, 2003.

GOYAL, V.; KUMAR, R. **Development of water reuse: a global review with the focus on India.** International Journal of Water Resources Development, v. 36, n. 1, p. 33-50, 2020.

GREENWAY, M., WOOLLEY, A. **Changes in plant biomass and nutrient removal over 7 years in constructed wetland in Cairns, Australia.** Water Sci. Technol. 44, p. 303–310, 2001.

GUEDES, C. D. **A presença de fármacos nos esgotos domésticos e sua remoção pelos processos de lodo ativado com oxigênio puro, lagoa aerada e reator anaeróbio de fluxo ascendente.** Tese de doutorado. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2017.

GUTIÉRREZ-ALFARO, S. *et al.* **Combining sunbased technologies (microalgae and solar disinfection) for urban wastewater regeneration.** Science of the Total

Environment, 619-620, 1049–1057, 2018.

HEASELGRAVE, W.; KILVINGTON, S. **The efficacy of simulated solar disinfection (SODIS) against *Ascaris*, *Giardia*, *Acanthamoeba*, *Naegleria*, *Entamoeba* and *Cryptosporidium***. *Acta Tropica*, v. 119, n. 2-3, p.138-143, 2011.

HESPANHOL, I. **Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos**. *Estudos Avançados*, São Paulo, v. 63, n. 22, p.131-158, 2008.

HIDRUS. **Compact System**. Disponível em: <<https://www.hidrusbrasil.com.br>>. Acesso em: outubro de 2022.

HIJNEN, W. A. M.; BEERENDONK, E. F.; MEDEMA, G. J. **Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo) cycts in water: a review**. *Water Research*, v. 40, n. 1, p. 3-22, 2006.

HSIEH, C.K. **Thermal analysis of CPC collectors**. *Sol. Energy*, 27, p. 19–29, 1981.

HYDRO Z. **ETE da Hydro Z**. Disponível em: <<https://hydroz.com.br>>. Acesso em: outubro de 2022.

IBEKWE, A.M. *et al.* **Impact of plant density and microbial composition on water quality from a free water surface constructed wetland**. *Journal of Applied Microbiology*, 102(4), p. 921-936, 2007.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2017: abastecimento de água e esgotamento sanitário**, Coordenação de População e Indicadores Sociais. Rio de Janeiro: IBGE, 124 p., 2020.

INMET, Instituto Nacional de Meteorologia. **Tabela de Dados da Estação de Morretes-PR**. Disponível em: <https://tempo.inmet.gov.br/TabelaEstacoes>. Acesso em: outubro de 2022.

INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Brazilian Atlas of solar energy**. 2nd Edition, 80, 2017.

IWA, International Water Association. **Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation**. Scientific and Technical Report No. 8. London, England: IWA Publishing, 156 p., 2000.

JAMSHIDI, S. *et al.* **Wastewater treatment using integrated anaerobic baffled reactor and Bio-rack wetland planted with *Phragmites* sp. and *Typha* sp.** *J. Environ. Health Sci. Eng.* 12, p. 1–12, 2014.

JEFFERSON, B. *et al.* **Technologies for domestic wastewater recycling**. *Urban Water* 1 (4), p. 285-292, 1999.

JIANG, C. *et al.* **A review of the compound parabolic concentrator (CPC) with a tubular absorber**. *Energies*, 13, 2020. <https://doi.org/10.3390/en13030695>.

JIMÉNEZ, B.; ASANO, T. **Water reuse: Na International Survey of current practice, issues and needs**. Scientific and Technical Report. n. 20. IWA London, UK, 631 p.,

2008.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

JUNGFER, C.; SCHWARTZ, T.; OBST, U. **UV-induced dark repair mechanisms in bacteria associated with drinking water**. *Water Research*, v. 41, n. 1, p.188-196, 2007.

KADLEC, R. H. **An autotrophic wetland phosphorus model**. *Ecol. Eng.* 8, p. 145–172, 1997.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment Wetlands**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 893 p., 1996.

KALRA, Y.P. **Hand Book of Reference Methods for Plant Analysis**. CRC Press, Florida, America, 1998.

KARATHANASIS, A. D.; POTTER, C. L.; COYNE, M. S. **Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater**. Original Research Article Ecological Engineering. vol. 20, Issue 2, May 2003, p. 157-169, 2003.

KATO, M.T.; FIELD, J. A.; LETTINGA, G. **The anaerobic treatment of low strength wastewaters**. Proceedings of the 8th International Conference on Anaerobic Digestion, Vol. 1, Sendai, Japan, 356-363, 1997.

KAWAI, H. **Eutrofização dos corpos de água**. CETESB. Treinamento à distância, recuperação da qualidade das águas., 1988.

KEHOE, S. C. *et al.* **Batch process solar disinfection is an efficient means of disinfecting drinking water contaminated with *Shigella dysenteriae* type I**. *Letters In Applied Microbiology*, v. 38, n. 5, p. 410-414, 2004.

KERAITA, B.; JIMÉNEZ, B.; DRECHSEL, P. **Extent and implications of agricultural reuse of untreated, partly treated and diluted wastewater in developing countries**. *Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, v. 3, n. 58, p.1-15, 2008.

KHONKAR, H.; SAYIGH, A. **Optimization of the tubular absorber using a compound parabolic concentrator**. *Renew. Energy*, 6, 17–21, 1995.

KOLI, M. M.; MUNAVALLI, G. R. **Field-scale baffled and biorack hybrid constructed wetland: effect of fluctuating loading rates and recirculation for domestic wastewater treatment**. *International Journal of Phytoremediation*, 2021. 10.1080/15226514.2021.1895720.

KONNERUP, D., KOOTTATEP, T., BRIX, H. **Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia***. *Ecol. Eng.* 35, 248–257, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.04.018>.

KOTHDIWALA, A.F.; NORTON, B.; EAMES, P.C. **The effect of variation of angle of inclination on the performance of low-concentration-ratio compound parabolic concentrating solar collectors**. Sol. Energy, 55, p. 301–309, 1995.

KRISHNA, G.; KUMAR, P. **Treatment of low-strength soluble wastewater using an anaerobic baffled reactor (ABR)**. Journal of Environmental Management 90 (1), p. 166–176, 2009.

LANGENHOFF A.A.M.; STUCKEY D.C. **Treatment of dilute wastewater using an anaerobic baffled reactor: effect of low temperature**. Wat Res.; 34(15): p. 3867–3875., 2000. doi:10. 1016/S0043-1354(00)00136-6.

LI, C. *et al.* **Deeper investigation on methane generation from synthetic wastewater containing oxytetracycline in a scale up acidic anaerobic baffled reactor**. Bioresour. Technol. 333, 125156, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125156>.

LI, J. *et al.* **Influence of vegetation and substrate on the removal and transformation of dissolved organic matter in horizontal subsurface-flow constructed wetlands**. Original Research Article Bioresource Technology. vol. 99, Issue 11, July 2008, p. 4990-4996, 2008.

LIN, L. *et al.* **Bioclogging in constructed wetlands: state-of-the-art**. Environ. Sci. Technol. 42 (6), p. 207-214, 2019. <https://doi.org/10.19672/j.cnki.1003-6504.2019.06.031>.

LIN, P., TRZCINSKI, A.P. **A review of modified and hybrid anaerobic baffled reactors for industrial wastewater treatment**. Water Sci., 2022. Eng. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2022.06.004>.

LIU, J. *et al.* **A modified packed anaerobic baffled reactor based on phase separation for the treatment of decentralized wastewater: Performance and microbial communities**. Biochem. Eng. J. 183, 108455, 2022. <https://doi.org/10.1016/J.BEJ.2022.108455>.

LIU, J. *et al.* **Performance and microbial community of a novel combined anaerobic bioreactor integrating anaerobic baffling and anaerobic filtration process for low-strength rural wastewater treatment**. Environmental Science and Pollution Research, 2020. doi:10.1007/s11356-020-08263-9.

LIU, X. *et al.* **Stable and efficient sulfamethoxazole and phosphorus removal by an electrolysis-integrated bio-rack constructed wetland system**. Chemical Engineering Journal, 2021. doi:10.1016/j.cej.2021.130582.

LU, S. *et al.* **Ammonia nitrogen adsorption and desorption characteristics of twenty-nine kinds of constructed wetland substrates**. Res. Environ. Sci. 29 (8), p. 1187-1194, 2016. <https://doi.org/10.13198/j.issn.1001-6929.2016.08.11>.

MACHADO, A.I. *et al.* **Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil**. J. Environ. Manage. 187, 560–570, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.015>.

MALATO, S. *et al.* **Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: Recent overview and trends.** *Catalysis Today*, v. 147, n. 1, p. 1–59, 2009.

MALATO, S. *et al.* **Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: The pilot plants of the Plataforma Solar de Almeria.** *Materials Science in Semiconductor Processing*, v. 42, p. 15–23, 2016.

MALATO, S. *et al.* **Photocatalytic decontamination and disinfection of water with solar collectors.** *Catalysis Today*, v. 122, n. 1–2, p. 137–149, 2007.

MANN, R.A. **Phosphorus adsorption and desorption characteristics of constructed wetland gravel and steelworks byproducts.** *Austr. J. Soil Res.* 35, p. 375–384, 1997.

MARCELINO, R. B. P. *et al.* **Solar energy for wastewater treatment: review of international technologies and their applicability in Brazil.** *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, n. 2, p. 762–773, 2015.

MARQUES, D. M. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: ABES. p. 409–435, 1999.

MÁRQUEZ-BRAVO, L. G. **Desinfección solar.** 2017.

MARTÍN-DOMÍNGUEZ, A. *et al.* Efficiency in the disinfection of water for human consumption in rural communities using solar radiation. *Solar Energy*, 2005. v. 78, n. 1, p. 31–40.

MARTÍNEZ-GARCÍA, A. *et al.* **Assessment of a pilot solar V-trough reactor for solar water disinfection.** *Chemical Engineering Journal*, 399, p. 1–8, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.125719>

MAUNOIR, S.; PHILIP, H.; RAMBAUD, A. **Small wastewater treatment plants in mountain areas: Combination of septic tank and biological filter.** *Water Science and Technology*, v. 56, n. 10, p. 65–71, 2007.

MAYO, A. W. **Kinetics of bacterial mortality in granular bed wetlands.** *Physics and Chemistry of the Earth*. vol. 29, p. 1259–1264, 2004.

MCGUIGAN, K. G. *et al.* **Batch solar disinfection inactivates oocysts of *Cryptosporidium parvum* and cysts of *Giardia muris* in drinking water.** *Journal of Applied Microbiology*, 101, p. 453–463, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2006.02935.x>.

MCINTIRE, W.R. **Design parameters for concentrators without gap losses.** *Sol. Energy*, 32, p. 439–441, 1984.

MCINTIRE, W.R. **New reflector design which avoids losses through gaps between tubular absorbers and reflectors.** *Sol. Energy*, 25, p. 215–220, 1980.

MCINTIRE, W.R. **Truncation of nonimaging cusp concentrators.** *Sol. Energy*, 23,

351–355, 1979.

MENDONÇA, P.T.R. **Materiais compostos e estruturas-sanduiche: projeto e análise**. Manole, Barueri, SP, Brasil, p. 3-5, 2005.

MINAS GERAIS. CERH, Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Deliberação Normativa CERH-MG Nº 65**, de 18 de junho de 2020. Diário Oficial do Executivo, Minas Gerais, 20 jun, 2020.

MINH, H. C.; PHUOC, H. V. **COD and suspended solid removal by anaerobic baffled reactor: A case study of domestic wastewater from Van Lang University**. International Journal of Innovative Science, Engineering and Technology, 1(9), p. 612–620, 2014.

MITSCH, W.J.; GOSSELINK, J.G. **Wetlands**. 2. ed. [S.l.]: John Wiley & Sons, Ltd, 1993.

MONCAYO-LASSO, A. *et al.* **Simultaneous E. coli Inactivation and MON oxidation in river water via photo-Fenton process at natural pH in solar CPC reactor: A new way for enhancing solar disinfection of natural water**. Chemosphere, v. 77, n. 2, p.296-300, 2009.

MUNAVALLI, G.S. *et al.* **Performance evaluation of two stage vertical flow multispecies constructed wetland for domestic wastewater treatment**. Proceedings of First International Conference on Energy and Environment: Global Challenges, 2018.

NASCIMENTO, L. X.; ARAÚJO, R. T.; ALVAREZ, L. D. G. **Poluentes orgânicos emergentes: Impactos e Soluções para a saúde humana e o meio ambiente**. Rev. cien. tecnol. n. 24, 2015.

NASR, F.A. DOMA, H.S. NASSAR, H.F. **Treatment of domestic wastewater using an anaerobic baffled reactor followed by a duckweed pond for agricultural purposes**. Environmentalist 29, 270–279, 2009. <https://doi.org/10.1007/s10669-008-9188-y>.

NAVNTOFT, C. *et al.* **Effectiveness of solar disinfection using batch reactors with non-imaging aluminium reflectors under real conditions: Natural well-water and solar light**. Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology, 93, p. 155-161, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jphotobiol.2008.08.002>.

NUVOLARI, A. **Esgoto Sanitário – coleta, tratamento e reúso agrícola**. 1. ed. São Paulo: Editora Blücher, 2003.

OATES, P. M. **Solar disinfection for point of use water treatment in haiti**. 2001. 140 f. Dissertação (Mestrado) - Department Of Civil And Environmental Engineering, Massachusetts Institute Of Technology, Cambridge, 2001.

OGUMA, K. *et al.* **Determination of pyrimidine dimers in Escherichia coli and Cryptosporidium parvum during UV light inactivation, photoreactivation, and dark repair**. Applied And Environmental Microbiology, v. 67, n. 10, p.4630-4637, 2001.

OLIJNYK, D.P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal: sistemas híbridos.** Florianópolis, 2008. 112 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2008.

OLIJNYK, D.P. *et al.* **Sistemas de tratamento de esgoto por zona de raízes: análise comparativa de sistemas instalados no Estado de Santa Catarina.** In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007, Belo Horizonte. CD Rom do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

OLIVEIRA, L.O.V. **Características sensoriais e o risco microbiológico em águas cinza tratadas para reúso predial.** Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória (ES), 2015.

OLIVEIRA, S.M.A.C. **Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos.** Tese de doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Belo Horizonte, 231p., 2006.

OOMMEN, R.; JAYARAMAN, S. **Development and performance analysis of compound parabolic solar concentrators with reduced gap losses—oversized reflector.** Energy Convers. Manag., 42, 1379–1399, 2001.

OOMMEN, R.; JAYARAMAN, S. **Development and performance analysis of compound parabolic solar concentrators with reduced gap losses — ‘V’ groove reflector.** Renew. Energy, 27, 259–275, 2002.

OROZCO A. **Anaerobic wastewater treatment using an open plug flow based reactor at low temperature.** 5th International Symposium on Anaerobic Digestion, Bologna, Italy, p. 759–762, 1988.

ORTABASI, U.; BUEHL, W.M. **An internal cusp reflector for an evacuated tubular heat pipe solar thermal collector.** Sol. Energy, 25, p. 67–78, 1980.

OTTERPOHL, R.U. **Black, brown, yellow, grey - the new colors of sanitation.** Water, V 21, 2001.

OTTERPOHL, R.U. **Innovative technologies for decentralised wastewater management in urban and peri-urban areas.** Keynote presentation at IWA Small, Istanbul, 2002.

PANT, H. K.; REDDY, K. R.; LEMON E. **Phosphorus retention capacity of root bed media of sub-surface flow constructed wetlands.** Ecological Engineering, 17, p. 345–355, 2000.

PATERNIANI, J.E.S.; SILVA, M.J.M. **Desinfecção de efluentes com tratamento terciário utilizando energia solar (SODIS): avaliação do uso do dispositivo para concentração dos raios solares.** Eng. sanit. ambient, v.10, n.1, p. 9-13, 2005.

PATIL, Y.; MUNAVALLI, G. **Performance evaluation of an integrated on-site greywater treatment system in a tropical region.** Ecol Eng., 2016. 95:492–500.

doi:10.1016/j.ecoleng.2016.06.078.

PHILIPPI, L.S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo Wetlands no tratamento de águas residuárias**: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis: Ed. do Autor, 144 p., 2004.

PHILLIPI, L.S.; SEZERINO, P. H. **Utilização De Um Sistema Experimental Por Meio De “Wetland” Construído No Tratamento De Esgotos Domésticos Pós Tanque Séptico**. Ix Silubesa, 10 p., 2000.

POLO-LOPEZ, M.I. *et al.* **Elimination of water pathogens with solar radiation using and automated sequential batch CPR Reactor**. Journal of Hazardous Materials, 196, 16- 21, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.08.052>.

POLPRASERT, C.; KEMMADAMRONG, P.; TRAN, F.T. **Anaerobic baffled reactor (ABR) process for treating a slaughterhouse wastewater**. Environmental Technology, 13, p. 857- 865, 1992.

POMPÊO, M. *et al.* **Ecologia de reservatrios e interfaces**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.

PRASAD, R., RANGARI, P. J., JASUTKAR, D. **Performance evaluation of constructed wetland in treating domestic wastewater**. International Journal of Latest Research in Engineering and Technology 2(5): p. 28-33, 2016.

PRASHANTH, S., KUMAR, P., MEHROTRA, I. **Anaerobic degradability: effect of particulate COD**. J. Environ. Eng. 124 (4), p. 488–496, 2006.

PROSAB, Programa de Pesquisas em Saneamento Básico. Rede cooperativa de pesquisas. **Desinfecção de efluentes sanitários, remoção de organismos patógenos e substancias nocivas. Aplicações para fins produtivos como agricultura, aquicultura e hidroponia - utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rafael Kopschitz Xavier Bastos (Coord.). Rio de Janeiro: ABES, 2003.

PROSAB, Programa de Pesquisas em Saneamento Básico. **Reúso das águas de esgoto sanitário, inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esse fim**. Lourdinha Florencio, Rafael Kopschitz Xavier Bastos, Miguel Mansur Aisse (Coord.). Rio de Janeiro: ABES, 2006.

QADIR, M. *et al.* Agricultural use of marginal-quality water: opportunities and challenges. In: MOLDEN, D. (Org.). **Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture**. London: Earthscan, p. 425- 457, 2007.

RABL, A. **Optical and thermal properties of compound parabolic concentrators**. Sol. Energy, 18, p. 497–511, 1976.

RABL, A.; GOODMAN, N.B.; WINSTON, R. **Practical design considerations for CPC solar collectors**. Sol. Energy, 22, p. 373–381, 1979.

RANGEL, O.S. *et al.* **Constructed wetland systems vegetated with different plants**

applied to the treatment of tannery wastewater. Water Research, 41(8), p. 1790–1798, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.01.012>.

REBOUÇAS, J. R. L. *et al.* **Crescimento do feijão-caupi irrigado com água residuária de esgoto doméstico tratado.** Revista Caatinga, Mossoró, v. 23, n. 1, p. 97-102, jan.-mar., 2010.

REED S. C.; CRITES R. W.; MIDDLEBROOKS E. J. **Natural systems for waste management and treatment.** 2. ed. New York: McGraw Hill, p. 173-284, 1995.

REED, R. H. **Solar inactivation of fecal bacteria in water: The critical role of Oxygen.** Letters In Applied Microbiology, v. 24, p.276-280, 1997.

REGLI, S. Disinfection requirements to control for microbial contamination. In: GILBERT, C. E.; CALABRESE, E. J. (Org.). **Regulating Drinking Water Quality.** Mich, USA: Lewis, 1992.

REINALDO, G. P. B. *et al.* **Desempenho de sistema decanto-digestor com filtro biológico seguido por alagado construído e reator solar no tratamento de esgoto doméstico.** Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science: v. 7, n.2, 2012.

REINALDO, G. P. B. *et al.* **Desempenho de sistema decanto-digestor com filtro biológico seguido por alagado construído e reator solar no tratamento de esgoto doméstico.** Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science: v. 7, n.2, 2012.

REYNAUD, N.; BUCKLEY, C. A. **The anaerobic baffled reactor (ABR) treating communal wastewater under mesophilic conditions: a review.** Water Science and Technology, 73(3), 463–478, 2016. doi:10.2166/wst.2015.539.

REYNAUD, N.S. **Operation of Decentralised Wastewater Treatment Systems (DEWATS) under tropical field conditions.** 256, 2014.

RHUE, R. D.; HARRIS, R. G. Phosphorus sorption/desorption reactions in soils and sediments. In: REDDY, K. R.; JANSSON, M. (Eds.). **Phosphorus in freshwater ecosystems.** Hydrobiologia, vol. 170, p. 19-34, 1999.

RIDDERSTOLPE P. **Introduction to greywater management.** Stockholm Environment Institute - SEI, Uppsala, 2004.

RIO DE JANEIRO. **Lei nº 9.164**, de 28 de dezembro de 2020. Regulamenta os procedimentos para armazenamento e retardo de água de chuva em perímetros urbanos para aproveitamento e postergação de sua descarga na rede pública, além da acumulação de água cinza clara para seu tratamento e uso em fins cuja água não necessite ter caráter potável consoante as normas técnicas e dá outras providências e revoga a Lei nº 7.463, de 18 de outubro de 2016. Diário Oficial do Executivo, Rio de Janeiro, 29 dez, 2020.

RIO GRANDE DO SUL. CONSEMA, Conselho Estadual Do Meio Ambiente. **Resolução n. 419**, de 13 de fevereiro de 2020. Estabelece critérios e procedimentos para a utilização de água de reúso para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais

no Estado do Rio Grande do Sul, 2020.

RIO GRANDE DO SUL. CONSEMA, Conselho Estadual do Meio Ambiente. **Resolução CONSEMA nº 419/2020**, de 13 de fevereiro de 2020. Estabelece critérios e procedimentos para a utilização de água de reúso para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais no Estado do Rio Grande do Sul. Diário Oficial do Executivo, Rio Grande do Sul, 21 fev, 2020.

RODRÍGUEZ, S.M. *et al.* **Engineering of solar photocatalytic collectors**. Sol. Energy, 77, 513–524, 2004.

ROSENDO, J.C.M., DA PAZ, G.M., ROSENDO, A. **Constructed wetlands applied on domestic wastewater for decetralized systems: concepts, processes, modalities, combinations and enhancements; a review**. Rev. Environ. Sci. Biotechnol, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11157-022-09616-1>

ROSSMANN, M. *et al.* **Performance of constructed wetlands in the treatment of aerated coffee processing wastewater: Removal of nutrients and phenolic compounds**. Ecological Engineering, 49(3), 264–269, 2012.

ROTÁRIA DO BRASIL. **Wetland de escoamento Horizontal**. Disponível em: <<http://brasil.rotaria.net>>. Acesso em: outubro de 2022.

RYER, A. D. **Light measurement handbook**. Newburyport: International Light Inc. 64 p., 1997.

SACCO, O. *et al.* **Photocatalytic activity of a visible light active structured photocatalyst developed for municipal wastewater treatment**. J. Clean. Prod. 175, 38–49, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.088>

SALUTA. **Sistema de Fossa Séptica e Filtro Anaeróbio**. Disponível em: <<https://saluta.com.br>>. Acesso em: outubro de 2022.

SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M. *et al.* **Domestic Wastewater Disinfection Using Solar Radiation for Agricultural Reuse**. Transactions of the ASABE, v. 50, n. 1, p. 65–71, 2007.

SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M. *et al.* **Potential use of solar radiation to disinfect domestic wastewater in Brazil**. Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas (UNICAMP), v. 2, n. 3, p.283-294, 2008.

SANEFIBRA. **Sistema De Reator Anaeróbio De Fluxo Ascendente**. Disponível em: <<https://sanefibra.com.br>>. Acesso em: outubro de 2022.

SANEFLUX. **Sanef**. Disponível em: <<https://www.gruposaneflux.com.br>>. Acesso em: outubro de 2022.

SÃO PAULO. Secretários de Estado da Saúde e da Infraestrutura e Meio Ambiente. **Resolução Conjunta SES/SIMA nº 01**, de 13 de fevereiro de 2020. Disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e dá providências correlatas. Seção p. 47/48. Diário Oficial do Executivo, São Paulo, 14 fev., 2020.

SÃO PAULO. Secretários de Estado da Saúde, do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. **Resolução conjunta SES/SMA/SSRH nº 1**, de 28 de junho de 2017. Disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e dá providências correlatas. Seção p. 41-42. Diário Oficial do Executivo, São Paulo, 29 jun., 2017.

SARATHAI, Y.; KOOTTATEP, T.; MOREL, A. **Hydraulic characteristics of an anaerobic baffled reactor as onsite wastewater treatment system**. Journal of Environmental Sciences, 22 (9), p. 1319-1326, 2010.

SATHE, S.M.; MUNAVALLI, G.R. **Domestic wastewater treatment by modified bio-rack wetland system**. J. Water Process Eng. 28, 240–249, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.02.010>.

SAWYER, R. **Cerrando el Ciclo – Saneamiento ecológico para la seguridad alimentaria**. SIDA – Agencia Sueca de Cooperación para el desarrollo Internacional, Segunda Edición, Tepoztlán, México, 2006.

SAYEDIN, F.; KERMANSHAHI-POUR, A.; HE, S. **Anaerobic digestion of thin stillage of corn ethanol plant in a novel anaerobic baffled reactor**. Waste Manag. 78, p. 541-552, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.06.015>.

SCIACCA, F. *et al.* **Dramatic enhancement of solar disinfection (SODIS) of wild Salmonella sp. In PET bottles by H₂O₂ addition on natural water of Burkina Faso containing dissolved iron**. Chemosphere, v. 78, n. 9, p.1186-1191, 2010.

SEZERINO, P. H. *et al.* **Cartilha Wetlands Construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção**. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 56 p., 2018.

SEZERINO, P. H. *et al.* **Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais**. Engenharia Sanitária e Ambiental [online]. v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015. Doi:10.1590/S1413- 41522015020000096615.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC. Florianópolis, 171 p., 2006.

SEZERINO, P. H. **Utilização de biofiltros com macrófitas (*vertical constructed wetlands*) como pós-tratamento de lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos suínos**. 2002. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental. Programa de Pós- Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFSC.

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.

SILVA, N.; JUNQUEIRA, V. C. A.; SILVEIRA, N. F. A. **Manual de métodos de análises**

microbiológica de alimentos, São Paulo: Varela, p. 7-20, 1997.

SILVA, S. A. **Wetlands construídos de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. Tese de Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, 231p., 2007.

SIRIANUNTAPIBOON, S. *et al.* **Application of para-wood charcoal as the media of the vertical-flow constructed wetland for treatment of domestic wastewater**. Afr. J. Agric. Res. 2, p. 191–199, 2007.

SIRIANUNTAPIBOON, S. KONGCHUM, M. JITMAIKASEM, W. **Effects of hydraulic retention time and media of constructed wetland for treatment of domestic wastewater**. Afr. J. Agric. Res. 1 (2), p. 027–037, 2006.

SISNATE. **MiniETE**. Disponível em: <<https://sisnate.com.br>>. Acesso em: outubro de 2022.

SMITH A.L. *et al.* **Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater: a critical review**. Bioresour Technol., 122, p. 149–159, 2012. doi:10.1016/j.biortech.2012.04.055.

SOUSA, J. T. de. *et al.* **Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas "wetlands" construídos**. Rev. bras. eng. agríc. ambient. [online], vol.4, n.1, p. 87-91, 2000. ISSN 1415-4366.

STATE OF CALIFORNIA/EUA. **Regulations and Criteria for recycled water**. Title 22 Code of Regulations. California, USA: Department of Health Services, 2015.

STOTTMEISTER, U. *et al.* **Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment**. Biotechnol Adv 22:93–117, 2003.

STRAUSS, A. *et al.* **Compound parabolic collector solar disinfection system for the treatment of harvested rainwater**. Environmental Science Water Research & Technology, 4, 976-991, 2018. <https://doi.org/10.1039/C8EW00152A>

SUKKASI S, AKAMPHON S. **Heat-transfer modeling as a design tool for improving solar water disinfection (SODIS) containers**. Clean Technologies and Environmental Policy 16: p. 1773-1780, 2014. doi:10.1007/s10098-013-0689-0

TABOR, H. **Stationary mirror systems for solar collectors**. Sol. Energy, 2, p. 27–33, 1958.

TANNER, C.C. **Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands**. Water Science Technology, v. 44, n.11-12, p.9- 17, 2001

TANVEER, M.; TEZCANLI GUYER, G. **Solar assisted photo degradation of wastewater by compound parabolic collectors: Review of design and operational parameters**. Renew. Sustain. Energy Rev., 24, p. 534–543, 2013.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse**. 4. ed. Boston: Mcgraw-hill Professional, METCALF

& EDDY INC., 1819 p., 2003.

TEE H.C. *et al.* **Newly developed baffled subsurface-flow constructed wetland for the enhancement of nitrogen removal.** *Bioresour Technol.* 104:235–242, 2012. doi:10.1016/j.biortech. 2011.11.032.

TOET, S. *et al.* **The effect of hydraulic retention time on the removal of pollutants from sewage treatment plant effluent in a surface-flow wetland system.** *Wetlands.* 25, p. 375–391, 2005.

TOET, S. *et al.* **The functioning of a wetland system used for polishing effluent from a sewage treatment plant.** Original Research Article Ecological Engineering. vol. 25, Issue 1, 20 July 2005, p. 101-124, 2005.

TURON, C.; COMAS, J.; POCH, M. **Constructed wetland clogging: a proposal for the integration and reuse of existing knowledge.** *Ecol. Eng.* 35, p. 1710–1718, 2009.

UBOMBA-JASWA, E. *et al.* **Investigating the microbial inactivation efficiency of a 25 L batch solar disinfection (SODIS) reactor enhanced with a compound parabolic collector (CPC) for Household Use.** *Journal Of Chemical Technology And Biotechnology*, v. 85, n. 8, p.1028-1037, 2010.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. **Guidelines for Water Reuse.** EPA/600/R-12/618 Washington, DC, USA. 640 p., 2012.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. **Manual constructed wetlands for municipal wastewater treatment.** EPA 625-R- 99-010, US EPA ORD, Cincinnati: Ohio, 2000.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. **Ultraviolet Disinfection Guidance Manual: DRAFT**, 478. Washington-dc: United States Environmental Protection Agency, 2003. (4601/ 815-D-03-007).

USEPA, United States Environmental Protection Agency. **Wastewater technology fact sheet: ultraviolet disinfection.** EPA/832/F-99/064. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 1999.

UYANIK, S.; SALLIS, P.J.; ANDERSON, G.K. **The effect of polymer addition on granulation in an anaerobic baffled reactor (ABR). Part I: process performance.** *Water Resource*, 36, 933-943, 2002.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação.** Tese de Doutorado. Faculdade de Engenharia Agrícola. Universidade Estadual de Campinas. 233 p., 2003.

VALIPOUR, A. *et al.* **Performance of high-rate constructed phytoremediation process with attached growth for domestic wastewater treatment: effect of high TDS and Cu.** *J. Environ. Manage.* 145, p. 1–8, 2014.

VALIPOUR, A.; AHN, Y.H. **Constructed wetlands as sustainable ecotechnologies in decentralization practices: a review.** *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, p. 180–197,

2016. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5713-y>

VALIPOUR, A.; KALYAN RAMAN, V.; GHOLE, V.S. **A new approach in wetland systems for domestic wastewater treatment using *Phragmites* sp.** Ecol. Eng. 35, p. 1797–1803, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.08.004>

VAN LIER, J.B. *et al.* **New perspectives in anaerobic digestion.** Water Sci. Technol. 43 (1), p. 1–18, 2001.

VERÓL, A. P. e VOLSCHAN JR, I. **Inventário e análise de padrões de lançamento de esgotos sanitários: visão nacional e internacional.** Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. São Paulo, SP, 2007.

VIVAR, M. *et al.* **Separating the UV and thermal components during real-time solar disinfection experiments: The effect of temperature.** Solar Energy, 146, 334-341, 2017. <https://doi.org/10.1016/J.SOLENER.2017.02.053>.

VON SONNTAG, C. *et al.* The photochemical basis of UV disinfection. In: **Proceedings of the european conference on UV radiation - effects and technologies.** Karlsruhe: European Conference On Uv Radiation, p. 22 – 24, 2004.

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

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. v. 2. Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos.** Belo Horizonte, DESA/UFMG, 211p., 1996.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. v. 4. Lodos Ativados.** 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 428 p., 2002.

VON SPERLING, M. VERBYLA, M.E., OLIVEIRA, S.M.A.C. **Assessment of Treatment Plant Performance and Water Quality Data: A Guide for Students.** Researchers and Practitioners, 2020.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P.H. **Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. Boletim Wetlands Brasil.** Edição Especial, 65 p., 2018.

VYMAZAL, J. **Does clogging affect long-term removal of organics and suspended solids in gravel-based horizontal subsurface flow constructed wetlands?** Chem. Eng. J. 331, p. 663-674, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.09.048>.

VYMAZAL, J. **Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment.** V. 25, p. 478–490, 2005.

WALKER, D.C., LEN, S.V., SHEEHAN, B. **Development and evaluation of a reflective solar disinfection pouch for treatment of drinking water.** Appl. Environ. Microbiol. 70, p. 2545-2550, 2004.

WANG, J. *et al.* **Contaminant removal from low-concentration polluted river water by the bio-rack wetlands.** J. Environ. Sci. (China) 24, p. 1006–1013, 2012.

[https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60952-2](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60952-2)

WANG, J. *et al.* **Optical analysis of solar collector with new V-shaped CPC.** Sol. Energy, 135, p. 780–785, 2016.

WEF, Water Environment Federation. **Wastewater disinfection: manual of practice FD- 10.** Alexandria: WEF, 299 p., 1996.

WEGELIN, M. *et al.* **Solar water disinfection: scope of the process and analysis of radiation experiments.** Journal Of Water Supply: Research And Technology - Aqua, v. 43, n. 3, p.154-169, 1994.

WEILAND, P; ROZZI, A. **The start-up, operation and monitoring of high-rate anaerobic treatment systems: discussers report.** Water Science and Technology, 24, 257-277, 1991.

WHO, World Health Organization. **Guidelines for drinking-water quality.** Fourth edition incorporating the first addendum. [S.l.]: [s.n.], 2017.

WHO, World Health Organization. **Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater.** [s.l.]: World Health Organization, v. 2: Wastewater use in agriculture, 2006.

WU, H. *et al.* **A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation.** Bioresource Technology, 175, p. 594-601, 2015.

WU, S. *et al.* **Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators.** Sci. Total Environ, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.047>.

XU, R. *et al.* **Effects of deformation of cylindrical compound parabolic concentrator (CPC) on concentration characteristics.** Sol. Energy, 176, p. 73–86, 2018.

YANG, M. *et al.* **Effects of physical clogging on the performance of a lab-scale vertical subsurface flow constructed wetland system and simulation research.** Ecol. Indicat. 92, p. 11-17, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.058>.

YU, L. **Study on Solar Collector with Compound Parabolic Concentrator.** Tese de Mestrado, Southeast University, Nanjing, China, 31, 2011.

YU, Y.; LU, X.; WU, Y. **Performance of an anaerobic baffled filter reactor in the treatment of algae-laden water and the contribution of granular sludge.** Water (Switzerland), 6, p. 122–138, 2014. <https://doi.org/10.3390/w6010122>.

YULISTYORINI, A. *et al.* **Enhanced treatment performance of an anaerobic baffled filter reactor for domestic wastewater.** AIP Conf. Proc., 2234, 2020. <https://doi.org/10.1063/5.0008421>

ZANELLA, L. **Partida de um reator compartimentado híbrido anaeróbico/aeróbico tratando esgoto sanitário.** 1999.

ZHENG, Y. *et al.* **Effects of interspecific competition on the growth of macrophytes and nutrient removal in constructed wetlands: A comparative assessment of free water surface and horizontal subsurface flow systems.** Bioresource Technology, 207, p. 134-141, 2016.