

Pablo Heleno Sezerino
Catiane Pelissari
organizadores

Wetlands Construídos como Ecotecnologia para o Tratamento de Águas Residuárias: Experiências Brasileiras



GESAD
ENS - UFSC
GRUPO DE ESTUDOS EM
SANEAMENTO DESCENTRALIZADO





BRAZIL PUBLISHING

Conselho Editorial Internacional

Presidente: Prof. Dr. Rodrigo Horochovski	(UFPR – Brasil)
Prof ^a . Dra. Anita Leocadia Prestes	(ILCP – Brasil)
Prof ^a . Dra. Claudia Maria Elisa Romero Vivas	(UN – Colômbia)
Prof ^a . Dra. Fabiana Queiroz	(Ufla – Brasil)
Prof ^a . Dra. Hsin-Ying Li	(NTU – China)
Prof. Dr. Ingo Wolfgang Sarlet	(PUC/RS – Brasil)
Prof. Dr. José Antonio González Lavaut	(UH – Cuba)
Prof. Dr. José Eduardo Souza de Miranda	(UniMB – Brasil)
Prof ^a . Dra. Marilia Murata	(UFPR – Brasil)
Prof. Dr. Milton Luiz Horn Vieira	(Ufsc – Brasil)
Prof. Dr. Ruben Silvio Varela Santos Martins	(UÉ – Portugal)



Comitê Científico da área Ciências Exatas, Tecnológicas e Multidisciplinar

Presidente: Prof. Dr. Marcus Vinicius Girão de Moraes	(UnB – Engenharia Mecânica)
Prof. Dr. Bruno Luis Soares Lima	(Mackenzie – Engenharia Elétrica)
Prof. Dr. Paulo César Machado Ferrolí	(Ufsc – Engenharia de Produção)
Prof. Dr. Alexandre Cardoso	(UFU – Engenharia Elétrica)
Prof ^a . Dra. Ana Cláudia Patrocínio	(UFU – Engenharia Elétrica)
Prof. Dr. Itamar Iliuk	(UTFPR – Engenharia Elétrica)

Pablo Heleno Sezerino
Catiane Pelissari
organizadores

**WETLANDS CONSTRUÍDOS
COMO ECOTECNOLOGIA PARA O
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS:
EXPERIÊNCIAS BRASILEIRAS**



BRAZIL PUBLISHING



© **Brazil Publishing Autores e Editores Associados**
Rua Padre Germano Mayer, 407
Cristo Rei - Curitiba, PR - 80050-270
+55 (41) 3022-6005



Associação Brasileira de Editores Científicos
Rua Azaleia, 399 - Edifício 3 Office, 7º Andar, Sala 75
Botucatu, SP - 18603-550
+55 (14) 3815-5095



Associação Brasileira de Normas Técnicas
Av. Treze de Maio, 13, 28ª andar
Centro - RJ - 20031-901
+55 (21) 3974.2324



Câmara Brasileira do Livro
Rua Cristiano Viana, 91
Pinheiros - SP - 05411-000
+ 55 (11) 3069-1300

Comitê Editorial

Editora-Chefe: Sandra Heck

Editor-Superintendente: Valdemir Paiva

Editora Científica: Kelly Miranda

Editor-Coordenador: Everson Ciriaco

Diagramação e Projeto Gráfico: Rafael Chiarelli e Brenner Silva

Arte da Capa: Paula Zettel

Revisão Editorial: Clarisse Longhi

Revisão de Texto: Julia Caetano

DOI: 10.31012/978-65-5861-293-3

Linha de Pesquisa: Tratamento de Águas de Abastecimento e Residuárias

Órgão Financiador: Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental - PPGEA/UFSC

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Bibliotecária: Maria Isabel Schiavon Kinasz, CRB9 / 626

W539 Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: experiências brasileiras [recurso eletrônico] / organização de Pablo Heleno Sezerino, Catiane Pelissari - 1.ed. - Curitiba: Brazil Publishing, 2021.

Vários colaboradores
ISBN 978-65-5861-293-3

1. Águas residuais - Tratamento. 2. Engenharia sanitária. 3. Engenharia ambiental. I. Sezerino, Pablo Heleno (org.). II. Pelissari, Catiane (org.).

CDD 628.50154 (22.ed)
CDU 628.1



[1ª edição - Ano 2021]

www.aeditora.com.br

DEDICATÓRIA

Ao querido Professor Antonio Teixeira de Matos!

**OBRIGADO
PROFESSOR MATOS !**



APRESENTAÇÃO

Este e-book é resultado do esforço de 20 pesquisadores e praticantes da ecotecnologia dos wetlands construídos empregados no tratamento de águas residuárias no território brasileiro.

Todos os colegas autores dos capítulos vêm contribuindo continuamente com o Grupo Wetlands Brasil, e se dedicaram a compartilhar suas experiências em um conjunto de 08 capítulos que abordam temas distintos, buscando apresentar desde conceitos básicos e aplicados, até experiências adquiridas.

O Grupo Wetlands Brasil congrega inúmeros pesquisadores e praticantes distribuídos em todo o território nacional, sendo estabelecido no ano de 2011 e, desde então, vem contribuindo com a disseminação da tecnologia por meio de diversos expedientes, em destaque os Simpósios Brasileiros com frequência bianual e os Boletins Eletrônicos de periodicidade semestral.

Entende-se que as aplicações dos wetlands construídos no tratamento de águas residuárias vão muito além dos temas abordados neste e-book, e que a utilização dessa ecotecnologia está em ampla dispersão em todo o território nacional.

Espera-se que tanto para aqueles que já empregam sistemas tipo wetlands, como para os estudantes e simpatizantes, as temáticas abordadas neste e-book possam colaborar com o entendimento e vantagens da aplicação dessa tecnologia baseada na natureza.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1

APLICABILIDADE DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO E DOMÉSTICO 9

Pablo Heleno Sezerino

Arieleen Reis da Silva

CAPÍTULO 2

IMPORTÂNCIA DO SUBSTRATO POROSO E ATUAÇÃO DAS MACRÓFITAS NO DESEMPENHO DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS UTILIZADOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS 27

Mateus Pimentel de Matos

Antonio Teixeira de Matos

CAPÍTULO 3

HIDRODINÂMICA E MECANISMOS DE TRANSFERÊNCIA E CONSUMO DE OXIGÊNIO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAIS. 47

Leandro Bassani

Samara Terezinha Decezaro

CAPÍTULO 4

MICROBIOLOGIA COMO FERRAMENTA PARA A MANUTENÇÃO DO DESEMPENHO DE TRATAMENTO DE ESGOTO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS. 67

Catiane Pelissari

Daniele Damasceno Silveira

CAPÍTULO 5

WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO VERTICAL (MODELO FRANCÊS) ADAPTADOS À REALIDADE BRASILEIRA PARA O TRATAMENTO DE ESGOTO DE PEQUENAS COMUNIDADES90

Camila Maria Trein

Mirene Augusta de Andrade Moraes

Marcos von Sperling

CAPÍTULO 6

TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA EMPREGANDO WETLANDS CONSTRUÍDOS . 118

Fernando Jorge Correa Magalhães Filho

Paula Loureiro Paulo

CAPÍTULO 7

WETLANDS CONSTRUÍDOS COMO ALTERNATIVA PARA TRATAMENTO DE ESGOTO PARA REGIÕES RURAIS, PERIURBANAS E COMUNIDADES ISOLADAS . . . 137

Eduardo Bello Rodrigues

Tamara Simone van Kaick

CAPÍTULO 8

WETLANDS CONSTRUÍDOS EMPREGADOS AO TRATAMENTO DE MICROPOLUENTES PRESENTES NAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS 154

Ronaldo Kanopf de Araújo

Gustavo Stolzenberg Colares

Carlos Alexandre Lutterbeck

Daniele Damasceno Silveira

Ênio Leandro Machado

CAPÍTULO 1

APLICABILIDADE DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO E DOMÉSTICO

Pablo Heleno Sezerino¹

Arieleen Reis da Silva²

1.1 INÍCIO DA APLICAÇÃO DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS NO BRASIL

Em meados dos anos 1990, universidades brasileiras começaram a publicar os primeiros estudos de mestrado empregando diferentes modalidades de wetlands construídos no tratamento de esgotos sanitários e águas residuárias de diferentes origens, na sua maioria em escala-piloto – entendido aqui da mesma forma como

1 Professor associado junto ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Supervisor do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD/UFSC). Coordenador do Grupo Wetlands Brasil. Vice-presidente da Rede Panamericana de Sistemas de Humedales (Hupanam). Vem pesquisando e aplicando há 25 anos wetlands construídos para o tratamento de águas residuárias.

2 Engenheira Sanitarista, especialista em Saneamento e Saúde Ambiental (UFG), mestranda em Engenharia Ambiental (UFSC) e pesquisadora do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD/UFSC).

estabelecido por Rodriguez-Dominguez *et al.* (2020), como sendo uma unidade, independentemente da escala, implantada próxima da fonte geradora e recebendo água residuária afluyente real, com propósito da avaliação de desempenho de tratamento.

Os wetlands construídos de escoamento subsuperficial horizontal, implantados como unidade de tratamento secundário de esgoto doméstico pós-tanque séptico, foram as primeiras modalidades de wetlands que despontaram ao longo da década de 1990 como alternativas às edificações estabelecidas na zona rural, sendo o estado de Santa Catarina protagonista nesse arranjo tecnológico, impulsionado pelos trabalhos desenvolvidos pelas extensionistas da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri) em conjunto com o professor Luiz Sérgio Philippi, então recém retornado da França após conclusão de seu doutorado na linha de tratamento descentralizado de esgoto, assessorados por pesquisadores alemães relacionados a um banco de fomento do mesmo país.

Inúmeras unidades de wetlands construídos de escoamento horizontal arranjados pós-tanques sépticos foram implantadas a partir da segunda metade dos anos 1990 e início de 2000, nos Centros de Treinamento da Epagri – locais onde a utilização assemelha-se a uma pousada rural, ou seja, com geração diária de esgoto com características domésticas pelos colaboradores da empresa, podendo atingir uma ocupação de centenas de pessoas em regime de hospedagem por períodos de dias consecutivos (figura 1.1).

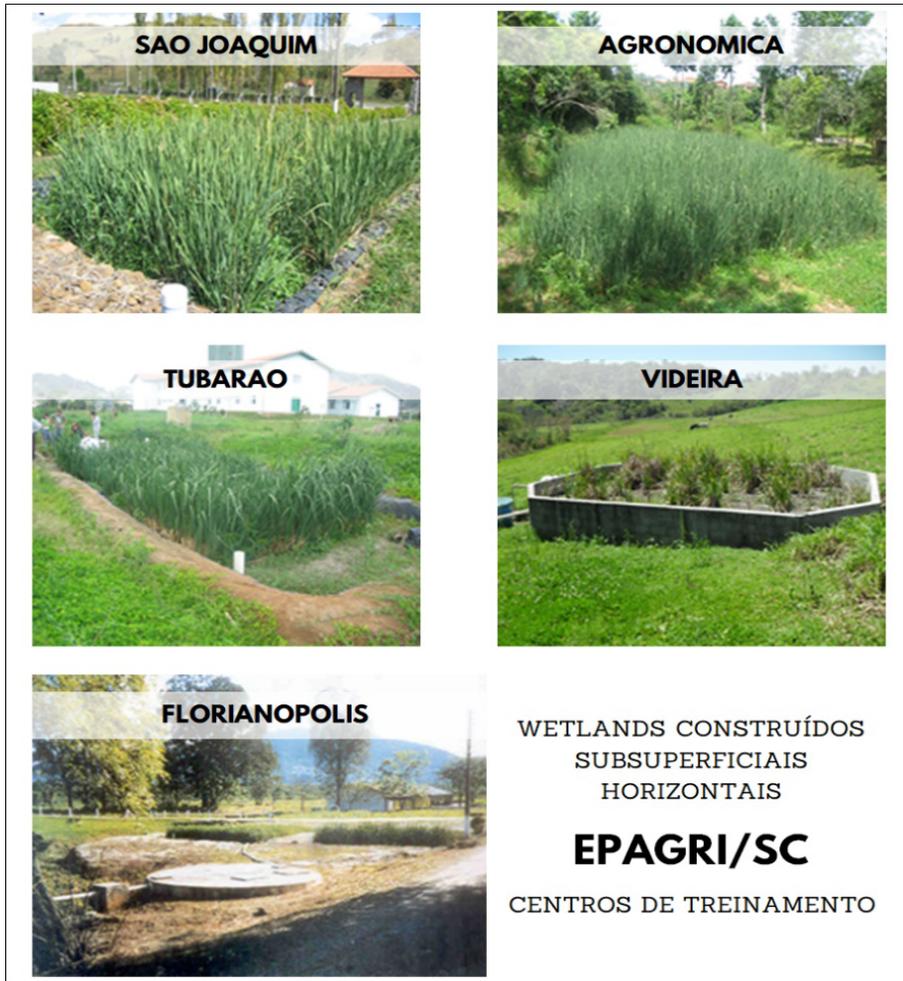


Figura 1.1 – Unidades wetlands construídos de escoamento subsuperficial horizontal implantadas pela Epagri em diferentes regiões de Santa Catarina.

Fonte: Acervo GESAD.³

Pesquisadores da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), relacionados ao Grupo de Estudo em Saneamento Descentralizado (GESAD), oficialmente estabelecido em 2004, e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), realizaram diversas pesquisas nas unidades descritas na figura

³ Disponível em: www.gesad.ufsc.br. Acesso em: 14 dez. 2020.

1.1, desde o monitoramento da qualidade do efluente tratado até questões relacionadas à colmatação do leito filtrante e adaptação das macrófitas.

Destaca-se o acompanhamento de desempenho de longa data junto ao sistema implantado no Centro de Treinamento da Epagri na cidade de Agronômica/SC (lat.: 27.27° S; long.: 49.71° O; altitude: 347m; clima: subtropical), onde campanhas de coletas e análises físico-químicas foram conduzidas ao longo do ano 1⁴, ao longo do ano 10 e ao longo do ano 20 de operação (ROUSSO *et al.*, 2014).

Esse sistema, portanto, tende a ser um dos mais antigos em operação no tratamento de esgoto em todo o território nacional. Ao longo de 25 anos de utilização ininterruptos, inúmeras situações ocorreram, tais como empoçamentos de esgoto na superfície e presença de plantas invasoras. Contudo, por meio de ações operacionais simples dos responsáveis pela unidade predial, o módulo de wetland construído mantém-se resiliente e operante.

1.2 MODALIDADES MAIS RECORRENTES DE WETLANDS CONSTRUÍDOS EMPREGADOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Inúmeras são as modalidades de wetlands construídos aplicáveis ao tratamento de águas residuárias de características distintas. Essas modalidades de wetlands, dependendo do nível de tratamento que se propõem, compõem juntamente com unidades de tratamento a montante ou a jusante, diferentes arranjos tecnológicos.

Basicamente a classificação proposta para diferenciar as modalidades de wetlands construídos centra-se no escoamento do esgoto afluente no módulo, podendo dar-se de forma superficial, ou seja, o esgoto submetido ao tratamento fica exposto à atmosfera ou

4 Entre 1994 e 1995 – cujos resultados estão publicados em Philippi, Costa e Sezerino (1999).

de forma que o escoamento se processe subsuperficialmente, sem que haja contato de líquido com atmosfera, conforme representado na figura 1.2. As macrófitas empregadas são escolhidas para adaptarem-se ao regime de escoamento existente no módulo wetland.

No Brasil, a maior aplicação dos wetlands construídos está relacionado ao tratamento secundário de esgoto doméstico ou esgoto sanitário, desde a escala unifamiliar no lote até uma coletividade representada por edificações tipo hoteleira ou multifamiliar reunidas na forma de condomínios e loteamentos. Há, também, wetlands construídos no mesmo contexto de tratamento secundário aplicados às empresas e indústrias, mas tratando, via de regra, efluentes com características domésticas, oriundas de refeitórios e vestiários com banheiros.

Mais recentemente, unidades wetlands construídos vêm sendo empregadas tanto para o tratamento do lodo de unidades decanto-digestoras tipo tanque séptico, em nível de empresas particulares que prestam esse serviço popularmente chamado de "limpa fossa", quanto para o tratamento de lodo secundário oriundo de reatores biológicos de tratamento de esgoto sanitário, sob a responsabilidade de operadoras de saneamento.

Diante desse contexto de aplicação, a modalidade de wetland construído mais recorrente é aquela com escoamento subsuperficial horizontal ou vertical, combinada com reatores tipo decanto-digestores implantados a montante, podendo ser estes os tanques sépticos ou reatores anaeróbios compartimentados, que possuem o objetivo de promover o tratamento primário no esgoto afluente, reduzindo, dessa forma, da fração líquida concentrações de sólidos em suspensão e da matéria orgânica particulada, representada indiretamente pela DBO_5 particulada (Demanda Bioquímica de Oxigênio), produzindo, assim, um efluente líquido com menores concentrações desses compostos factíveis de serem conduzidos às unidades que empregam o processo de filtração, tal qual os wetlands construídos de escoamento subsuperficial.

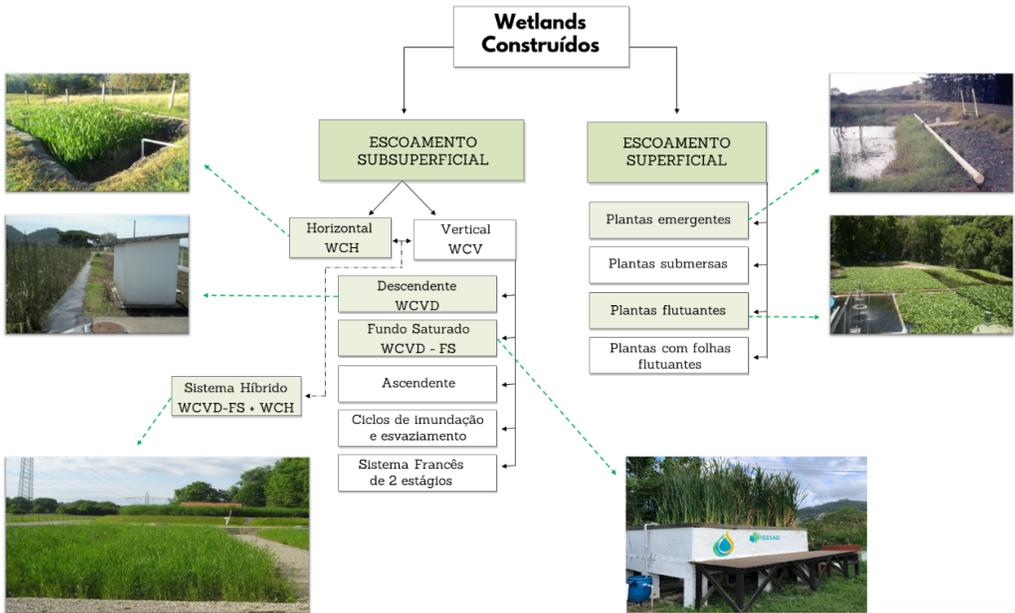


Figura 1.2 – Classificação dos wetlands construídos com destaque as modalidades mais recorrentes no Brasil.

Fonte: Acervo GESAD⁵. Adaptado de Vymazal e Kroepfelová (2008).

Os wetlands construídos de escoamento subsuperficial horizontal (WCH) são módulos escavados no solo, ou construídos sob estes, com as faces laterais e o fundo impermeabilizados, preenchidos com materiais filtrantes cujos índices físicos (distribuição dos diâmetros dos grãos, uniformidade e porosidade) favorecem o escoamento, de onde as tubulações de distribuição do esgoto afluente e de coleta do esgoto tratado são dispostas em faces opostas de forma a propiciar um escoamento longitudinal horizontal, favorecido por uma declividade de fundo, e plantados com macrófitas emergentes, conforme representado esquematicamente pela figura 1.3.

⁵ Disponível em: www.gesad.ufsc.br. Acesso em: 14 dez. 2020.

Essa modalidade de wetland construído apresenta seu perfil vertical praticamente todo inundado com o esgoto submetido ao tratamento, por meio do manejo operacional de um anteparo que permite variar o nível de umidade no interior do maciço filtrante (figura 1.3). Devido a essa prática operacional, os módulos de WCH apresentam-se como ambientes anaeróbios e propiciam o desenvolvimento de uma comunidade bacteriana heterotrófica predominante, a qual é a principal responsável pela remoção da matéria orgânica carbonácea afluyente, reduzindo assim a concentração de DBO_5 no efluente tratado.

Por se tratar, em sua essência, de um filtro, as concentrações de sólidos em suspensão são reduzidas no esgoto tratado, e proporções da ordem de 5 a 7% da carga de nitrogênio amoniacal afluyente é fitoextraída pelas macrófitas presentes, a qual deve ser manejada conforme o ciclo de crescimento específico da espécie, destacando-se o corte da parte aérea e a retirada de espécies invasoras.

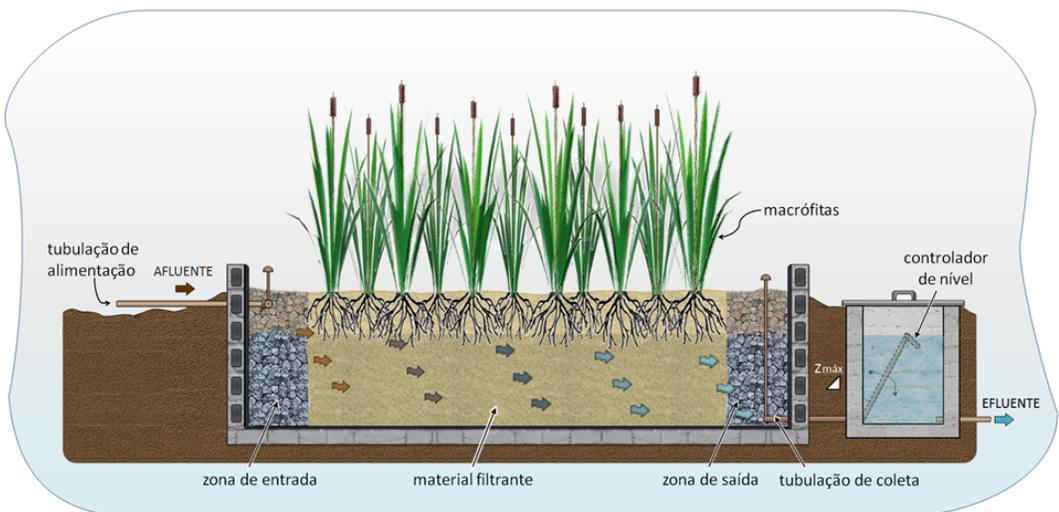


Figura 1.3 – Esquema representativo de um perfil longitudinal do wetland construído de escoamento subsuperficial horizontal – WCH.

Fonte: Acervo GESAD.⁶

⁶ Disponível em: www.gesad.ufsc.br. Acesso em: 14 dez. 2020.

Ao longo dos anos 2000, módulos de wetlands construídos verticais (WCV) começaram a ser implementados também como unidades de tratamento secundário. Contudo, devido à particularidade da alimentação de esgoto afluyente se dar de forma intermitente por meio de pulsos induzidos por conjuntos eletromecânicos tipo motor-bomba, ocorre uma intensa entrada de massas de ar atmosférico por meio de convecção, o que promove a disponibilização de oxigênio dissolvido no interior do maciço filtrante, resultando, assim, em um ambiente propício para o desenvolvimento de bactérias autotróficas nitrificantes, resultando portanto em um nível de tratamento secundário avançado, com oxidação do nitrogênio amoniacal presente no esgoto afluyente para nitrato, além da oxidação da matéria orgânica carbonácea afluyente por meio de bactérias heterotróficas aeróbias.

Esses módulos de WCV também são escavados no solo, ou construídos sob este, com as paredes laterais e de fundo impermeabilizadas, preenchidos por um material filtrante com elevada permeabilidade hidráulica, com a tubulação de alimentação do esgoto afluyente assentada sob a superfície do filtro e a tubulação de coleta de esgoto tratado, também chamada de tubulação de drenagem, assentada no fundo do reator. As macrófitas são transplantadas na superfície do leito filtrante, sendo que o esgoto submetido ao tratamento irá percolar por toda a superfície tendendo ao escoamento vertical que irá transpassar a rizosfera – região de contato entre o sistema radicular das macrófitas e o maciço filtrante, conforme representado na figura 1.4.

A forma de alimentação do esgoto afluyente ao WCV dá-se de forma alternada em períodos de alimentação e períodos de repouso. Durante o período de alimentação, o esgoto é distribuído sob a superfície do módulo de forma intermitente na forma de pulsos.

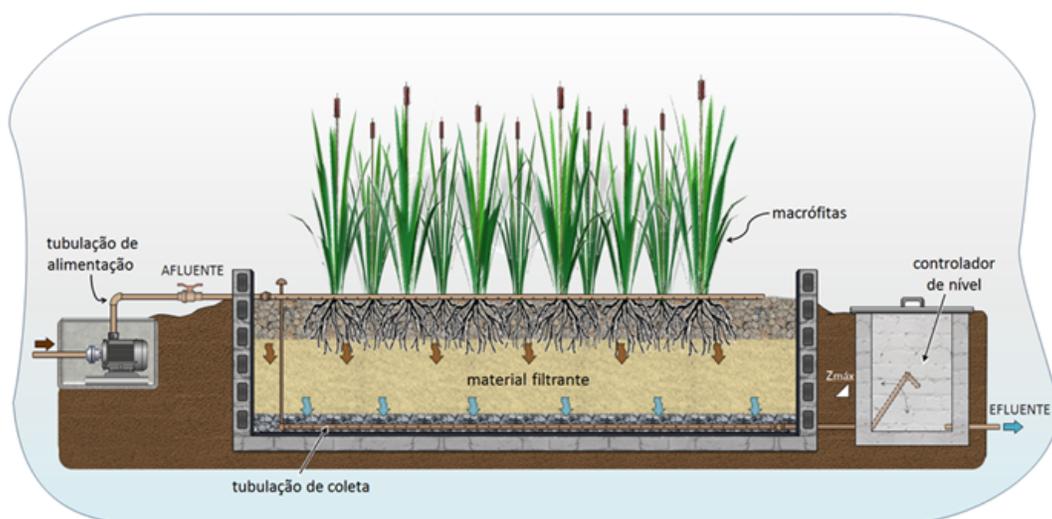


Figura 1.4 – Esquema representativo de um perfil vertical do wetland construído de escoamento vertical – WCV.

Fonte: Acervo GESAD.⁷

Mais recentemente, módulos de wetlands construídos verticais com o fundo saturado (WCV-FS), com o próprio esgoto submetido ao tratamento, apresentam-se com grande potencialidade de manutenção do nível de tratamento secundário avançado, promovendo ainda uma remoção significativa do nitrogênio total presente no esgoto afluente, devido à existência de uma fração do perfil vertical do maciço filtrante insaturado – operando como o convencional WCV, seguido de uma porção saturada, devido ao ajuste de um anteparo hidráulico que permite a manutenção da saturação líquida no interior do módulo wetland, conforme apresentado no esquema da figura 1.5, criando condições aeróbias nas camadas mais superficiais e condições anóxicas no fundo, facilitando o estabelecimento de comunidades bacterianas ativas na oxidação da matéria orgânica carbonácea, na nitrificação do nitrogênio amoniacal, bem como na redução do nitrato formado por meio da desnitrificação.

⁷ Disponível em: www.gesad.ufsc.br. Acesso em: 14 dez. 2020.

As pesquisas desenvolvidas no GESAD/UFSC são precursoras na aplicação dessa modalidade de wetland construído para tratar esgoto sanitário pós-reatores tipo decanto-digestores que atuam como unidades de tratamento primário. Por meio de uma parceria com a Fundação Nacional de Saúde (Funasa), vinculada ao Ministério da Saúde do Governo Federal, critérios de projeto e operação vêm sendo produzidos e aplicados no território nacional. Informações adicionais podem ser obtidas pelas publicações do GESAD que estão disponíveis no endereço eletrônico do grupo de estudos.⁸ Destaca-se que a Funasa já incorpora no seu portfólio de tecnologias de tratamento de esgoto passíveis de financiamento, os wetlands construídos, inclusive os verticais de fundo saturado.

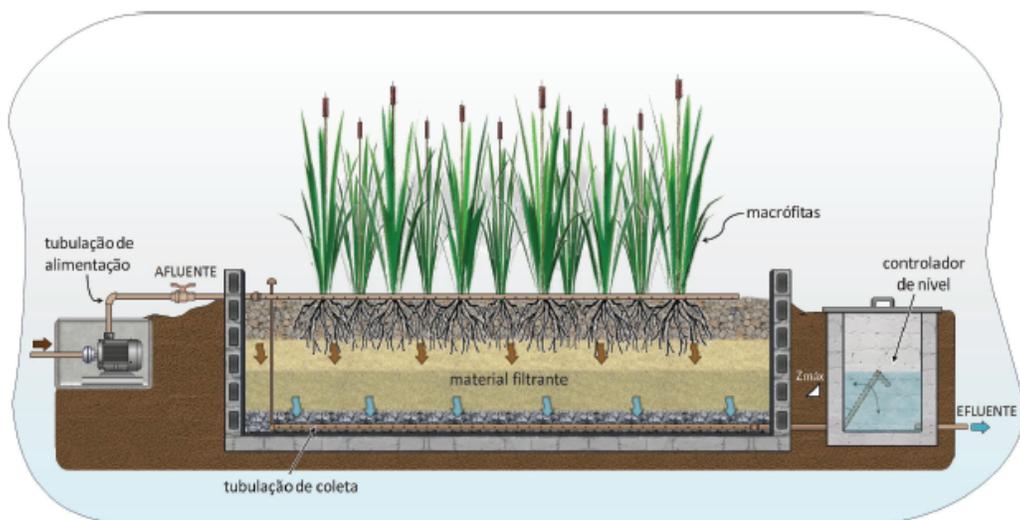


Figura 1.5 – Esquema representativo de um perfil vertical do wetland construído de escoamento vertical de fundo saturado – WCV-FS.

Fonte: Acervo GESAD.⁹

8 Disponível em: www.gesad.ufsc.br. Acesso em: 14 dez. 2020.

9 Disponível em: www.gesad.ufsc.br. Acesso em: 14 dez. 2020.

1.3 APLICAÇÕES EM ESCALA REAL E DE PESQUISA DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS NO BRASIL E NO ESTADO DE SANTA CATARINA

Os wetlands construídos já são considerados ecotecnologias consolidadas no território nacional, haja vista a indicação destes como alternativa para o tratamento de esgoto em documentos oficiais indutores de tomadas de decisão, tal como o recente Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR), publicado em dezembro de 2019 (BRASIL, 2019), no qual apresenta-se a aplicabilidade dos wetlands em diferentes cenários no contexto rural brasileiro, conforme destacado na figura 1.6.

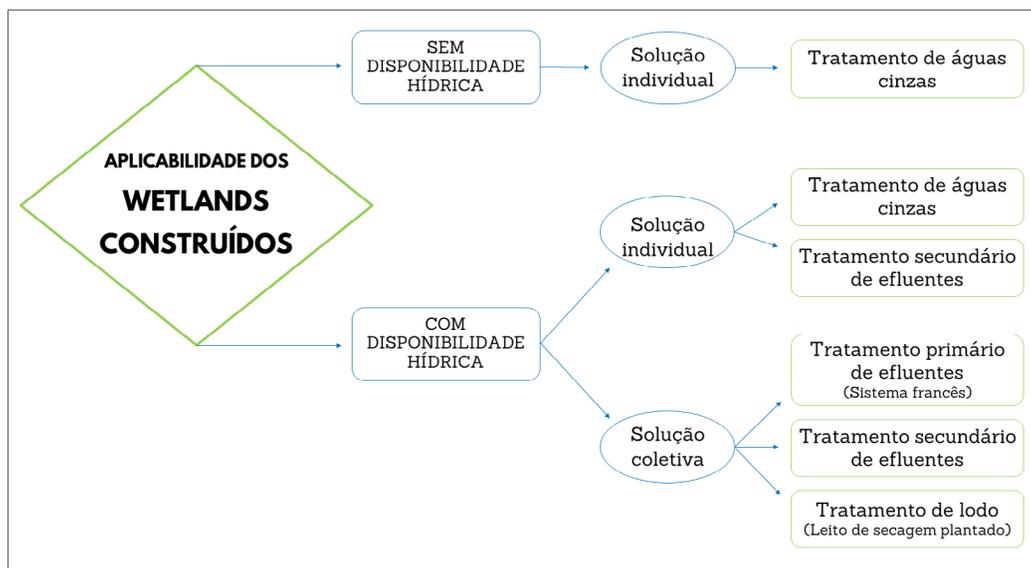


Figura 1.6 – Fluxograma da aplicabilidade dos wetlands construídos como alternativa tecnológica para o tratamento de esgoto sob o contexto da zona rural brasileira, apresentada pelo Programa Nacional de Saneamento Rural.

Fonte: Adaptado de Brasil (2019).

Para as zonas urbanas, identifica-se o emprego dos wetlands construídos para o tratamento de esgoto sanitário de bacias de escoamento das regiões centrais de municípios de pequeno porte. Cita-se como exemplo o caso do município de Meleiro, no Sul de Santa Catarina (figura 1.7), cuja opção tecnológica para o tratamento de duas bacias de escoamento com um equivalente populacional total de 3.000 pessoas foi um Reator Anaeróbico Compartimentado (RAC), seguido de WCV, preenchido com areia como material filtrante e a plantado com a macrófita *Thypha sp.*

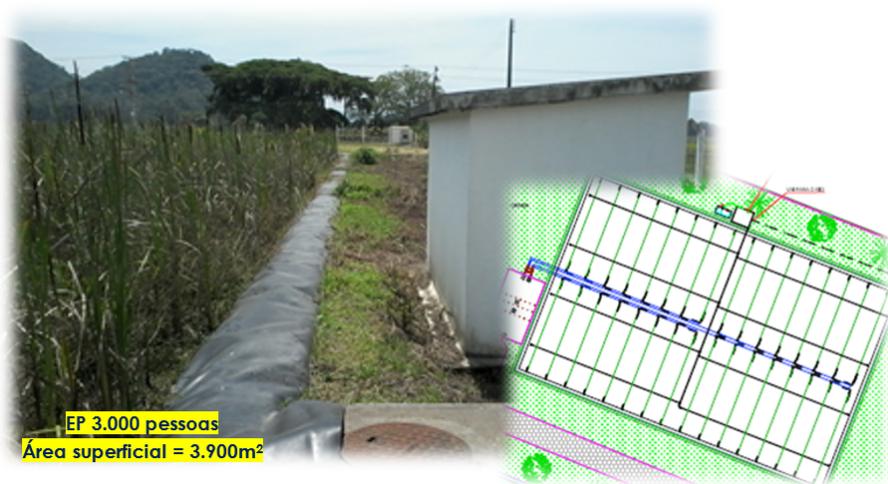


Figura 1.7 – Representação parcial do módulo wetland construído vertical empregado para o tratamento de esgoto sanitário implantado no município de Meleiro/SC.

Fonte: Acervo GESAD.¹⁰

Já para as zonas periurbanas, evidencia-se a expansão de loteamentos e condomínios horizontais de residência os quais estão empregando os wetlands construídos como alternativa de tratamento secundário, passíveis de licenciamento ambiental. Destaca-se aqui o estudo de Trein *et al.* (2015), os quais acompanharam,

¹⁰ Disponível em: www.gesad.ufsc.br. Acesso em: 14 dez. 2020.

ao longo de 2 anos de monitoramento, a qualidade do efluente tratado pelo WCV-FS (figura 1.8), e a prática assumida no município de Campos Novos, localizado na região meio Oeste de Santa Catarina, onde recomenda-se o uso de WCH pós-decanto-digestores para o tratamento de esgoto sanitário de loteamentos (figura 1.9).

No estado catarinense, portanto, a utilização dos wetlands construídos está consolidada e é entendida pelos analistas ambientais das agências de licenciamento ambiental como sendo uma tecnologia robusta, aplicável aos diferentes cenários e que produz uma qualidade de efluente tratado passível de lançamento no ambiente.



Figura 1.8 – Representação parcial do módulo wetland construído vertical de fundo saturado empregado para o tratamento de esgoto doméstico implantado em um condomínio horizontal de residência, no município de Palhoça/SC.

Fonte: Acervo GESAD.¹¹

11 Disponível em: www.gesad.ufsc.br. Acesso em: 14 dez. 2020.



Figura 1.9 – Representação parcial do módulo wetland construído horizontal empregado para o tratamento de esgoto sanitário implantado em um loteamento, no município de Campos Novos/SC.

Fonte: Acervo GESAD.¹²

Por meio de um inventário que está sendo conduzido no estado catarinense (figura 1.10), observa-se que a modalidade de WCV vem sendo a mais utilizada correspondendo a 77% dos sistemas implantados, seguida da modalidade WCH (19%) e híbrida (4%). Apesar da ampla utilização da tecnologia por empreendimentos comerciais (48%), a finalidade de uso é majoritariamente para o tratamento de efluentes sanitários, englobando mais de 90% dos sistemas implantados no estado. Reforça-se que esse inventário ainda está em curso.

¹² Disponível em: www.gesad.ufsc.br. Acesso em: 14 dez. 2020.

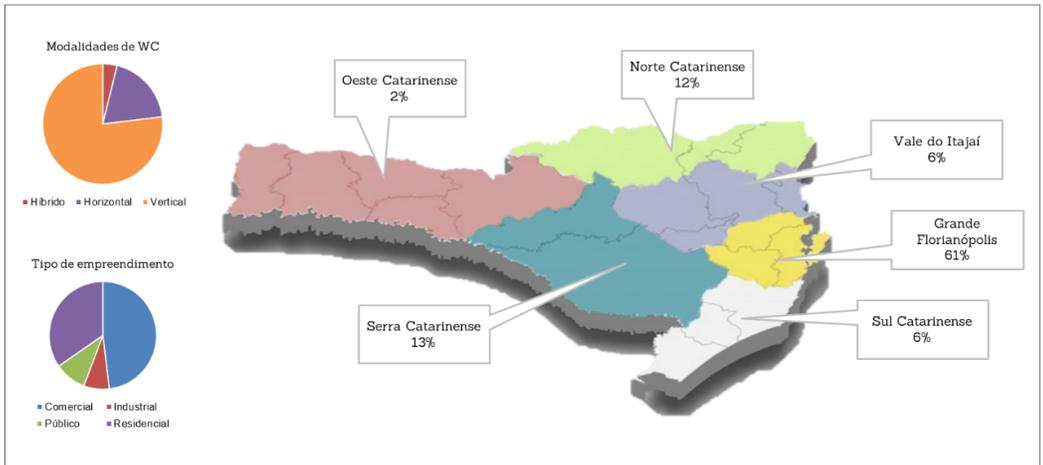


Figura 1.10 – Gráfico do inventário de unidades wetlands construídos implantados no estado de Santa Catarina.

Fonte: Autoria própria.

Em estudo recente, Rodriguez-Dominguez *et al.* (2020) destacaram que dentre os países da América Latina, o Brasil apresenta a maior parcela de contribuições de pesquisas relacionadas aos wetlands construídos, com cerca de 32% dos artigos publicados na última década.

1.4 CAMINHOS A SEREM PERCORRIDOS COMO FORMA DE CONSOLIDAÇÃO DA ECOTECNOLOGIA DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS NO BRASIL

Apesar de ser uma tecnologia consolidada, conforme já mencionado, ainda há que se incorporar conceitos, métodos de dimensionamento, inventários de utilização, padrões de qualidade de efluente tratado e tendências de aproveitamento do efluente tratado e dos subprodutos, sob uma escala nacional, ou seja, há que

se manter continuamente a troca de informações entre a academia, as empresas de engenharia e consultoria, as municipalidades, as operadoras de saneamento e os órgãos de licenciamento e controle.

Diante desse contexto, em 2011 promoveu-se a criação de um grupo nacional que integra os atores supracitados considerando os objetivos apresentados. Intitulou-se como Grupo Wetlands Brasil, o qual caracteriza-se como uma organização sem fins lucrativos e que promove a troca de informações sobre a aplicabilidade dos wetlands construídos, por meio de um Boletim Informativo com periodicidade semestral¹³ e por meio de eventos nacionais bianuais, chamados de Simpósios Brasileiros sobre Wetlands Construídos. O Grupo Wetlands Brasil está em amplo crescimento e, atualmente, atua em cerca de 13 estados brasileiros, conforme destacado na figura 1.11.



Figura 1.11 – Representação espacial do Grupo Wetlands Brasil

Fonte: GESAD.¹⁴

13 Hospedado em: <https://gesad.ufsc.br/boletins/>. Acesso em: 14 dez. 2020.

14 Disponível em: <https://gesad.ufsc.br/apresentacaowetlandsbrasil/>. Acesso em: 14 dez. 2020.

Em relação à pesquisa aplicada, os grupos estão estudando, nos wetlands construídos, os elementos atuantes e as condições de contorno, os quais estão intrinsecamente vinculados ao desempenho de tratamento da água residuária afluyente, conforme destacado na figura 1.12.

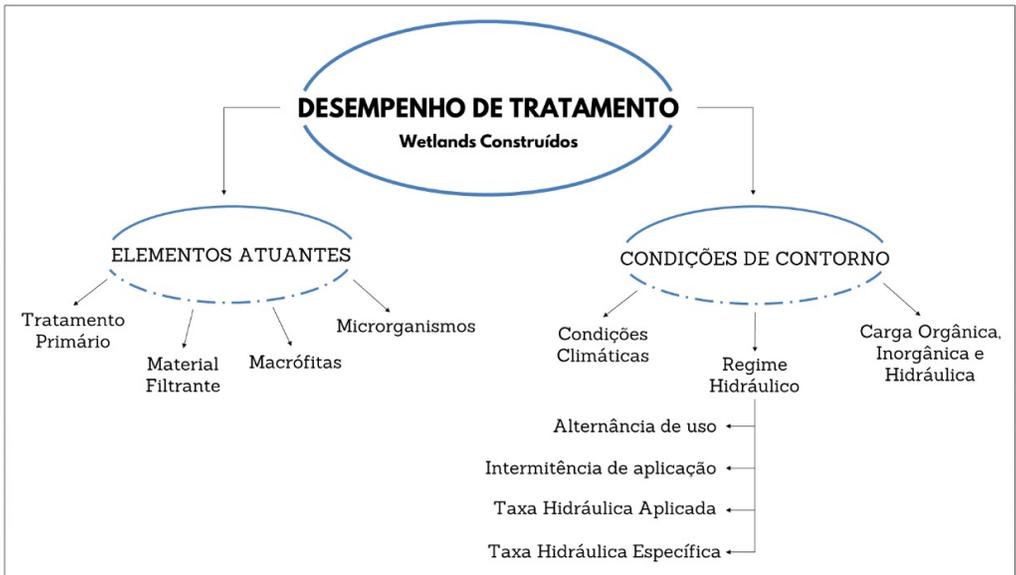


Figura 1.12 – Fluxograma da vinculação entre os elementos atuantes e as condições de contorno empregadas nos wetlands construídos com o desempenho de tratamento.

Fonte: Acervo Gesad.¹⁵

Estudos recentes realizados pelo Gesad/UFSC conduzem a uma avaliação comparativa entre a aplicação de WCV com WCV-FS, de modo que é possível inferir sobre a tendência de aplicação dos sistemas com saturação, devido à maior diversidade microbiana nos processos de remoção de poluentes. Além disso, a investigação acerca do regime hidráulico é uma lacuna que vem sendo preenchida na pesquisa científica brasileira, relacionando a

¹⁵ Disponível em: www.gesad.ufsc.br. Acesso em: 14 dez. 2020.

aplicabilidade de parâmetros de projeto internacionais no Brasil e identificando influências do modo de alimentação na performance de tratamento dos wetlands construídos (BASSANI *et al.*, 2021).

REFERÊNCIAS

BASSANI, L. *et al.* Feeding mode influence on treatment performance of unsaturated and partially saturated vertical flow constructed wetland. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 754, p. 142400, 2021. ISSN: 0048-9697. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142400>.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Programa Nacional de Saneamento Rural**. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. Brasília: Funasa, 2019. 260 p. ISBN: 978-85-7346-065-0.

PHILIPPI, L. S.; COSTA, R. H. R.; SEZERINO, P. H. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. **Water Science Technology**, v. 40, n. 3, p. 125-131, 1999.

RODRIGUEZ-DOMINGUEZ, M. A. *et al.* Constructed Wetlands in Latin America and the Caribbean: A Review of Experiences During the Last Decade. **Water**, [s. l.], v. 12, n. 6, p. 1744, 2020. DOI: 10.3390/w12061744.

ROUSSO, B. Z. **Desempenho de um wetland construído horizontal empregado no tratamento de esgoto doméstico ao longo de 20 anos de operação**. 2014. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/131759>. Acesso em: 10 dez. 2020.

TREIN, C. M. *et al.* Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 15, n. 4, p. 351-367, out./dez. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1678-86212015000400055>.

VYMAZAL, J.; KROEPFLOVÁ, L. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. **Environmental Pollution**, Praga, v. 14, 2008.

CAPÍTULO 2

IMPORTÂNCIA DO SUBSTRATO POROSO E ATUAÇÃO DAS MACRÓFITAS NO DESEMPENHO DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS UTILIZADOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Mateus Pimentel de Matos¹

Antonio Teixeira de Matos²

2.1 INTRODUÇÃO

Primeiramente, é importante informar que neste capítulo optou-se por utilizar o termo “sistemas alagados construídos” por considerá-lo mais adequado para descrição da técnica. Diante disso, os sistemas alagados construídos (SACs) podem ser definidos como reatores nos quais deverá ocorrer crescimento de microrganismos e plantas, sendo as unidades de escoamento subsuperficial hori-

1 Professor e pesquisador na temática de sistemas alagados construídos (Universidade Federal de Lavras – UFLA).

2 Professor e pesquisador na temática de sistemas alagados construídos (Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG).

zontal (SACs-EHSS) o foco principal das discussões. Os SACs-EHSS são leitos impermeabilizados e preenchidos com um substrato que, além de atuar como meio filtrante para retenção de sólidos, sorção e reação com íons e substâncias em solução, atuam como meio no qual deverá ocorrer a aderência do biofilme microbiano e suporte para o sistema radicular das plantas. Essa interação entre o substrato-plantas-microrganismos é que propicia os diferentes mecanismos de remoção de nutrientes/poluentes no reator (KADLEC; WALLACE, 2009), sendo o desempenho desses sistemas dependente da escolha da configuração adequada para cada tipo de água residuária, da taxa de aplicação, do tempo de detenção hidráulica, das condições climáticas locais. Para que ocorra uma interação de forma eficiente, é essencial que seja feita a escolha correta do tipo de substrato de preenchimento, da(s) espécie(s) vegetal(is) a serem cultivadas e do seu manejo nesse reator (ZHENG *et al.*, 2015). Em vista disso, é importante apresentar e discutir, individualmente, cada um dos fatores de influência no desempenho desses sistemas.

2.2 IMPORTÂNCIA DO SUBSTRATO POROSO NO DESEMPENHO DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS

Os substratos mais comumente utilizados para preenchimento de SACs-EHSS são o cascalho, a brita, a areia e o solo, entretanto, em razão do elevado custo de aquisição e transporte, alternativas a esses materiais têm sido avaliadas, tais como resíduos sólidos descartados de outras atividades, notadamente aqueles que estão menos sujeitos ao desgaste decorrente do ataque de gases e ácidos orgânicos formados nesses sistemas de tratamento (YIN; YAN; GU, 2017). Costa *et al.* (2013), por exemplo, obtiveram eficiências de remoção de 69 a 72% de DBO_5 de esgoto sanitário,

quando utilizaram escória de alto-forno, um resíduo da siderurgia, como substrato, em SACs-EHSS. Entretanto esse material pode apresentar desgaste com o tempo, sendo um dos principais contribuintes para rápida colmatação do meio poroso e, conseqüentemente, diminuição de sua vida útil (MATOS; MATOS, 2017; MATOS; VON SPERLING; MATOS, 2018).

Na escolha do meio suporte, deve-se levar em conta aspectos relacionados à participação na remoção de nutrientes/poluentes (área superficial, granulometria e reatividade) e interferentes no tempo de vida útil do leito (porosidade, resistência e coeficiente de uniformidade) (KADLEC; WALLACE, 2009; MATOS; VON SPERLING; MATOS, 2018). Wu *et al.* (2015) citaram vários tipos de meio suporte alternativos, como conchas, *pellets* de argilominerais, lodo de estação de tratamento de água, carvão ativado, argila expandida, dentre outros.

Diante da necessidade de redução nos custos e retardar o processo de colmatação, materiais alternativos e de natureza inerte, como material plástico, lascas de pneu e garrafas PET (*polyethylene terephthalate*), disponíveis em grandes quantidades em áreas urbanas e que podem apresentar baixos custos de transporte (SARAIVA *et al.*, 2018; MIRANDA *et al.*, 2019), passaram a ser avaliados.

Em SACs-EHSS preenchidos com esferas de plástico e alimentados com esgoto sanitário, Sklarz *et al.* (2009) obtiveram remoção média de 95% na DBO_5 . Saraiva *et al.* (2018), por sua vez, observaram remoção entre 82 e 87% na DBO_5 e de 67 a 70% nos sólidos totais, quando utilizadas garrafas PET amassadas e tampadas como substrato, em SACs-EHSS, no tratamento de água residuária de laticínios. Os mesmos autores verificaram que esses SACs-EHSS foram mais eficientes na remoção de DBO_5 , DQO, P e K que os leitos preenchidos com brita gnáissica, embora tenham sido menos eficientes na remoção de N.

Dallas e Ho (2005) observaram que além do substrato formado por garrafas PET cortadas ter proporcionado melhores resultados em relação à remoção de nutrientes/poluentes, foi possível reduzir em 50% os custos de construção do SAC-EHSS quando comparado ao preenchido com brita. Em vista disso, garrafas PET amassadas têm sido consideradas como opção viável de substrato para preenchimento de SACs-EHSS e, por esse motivo, são objeto de pesquisas mais específicas (MIRANDA *et al.*, 2020).

Uma das investigações realizadas é quanto à condição de preparo do material para que se obtenha aumento na sua rugosidade e superfície específica, e conseqüentemente, maior desenvolvimento e aderência do biofilme, visando obter melhorias no desempenho de SACS-EHSS. Ocampos (2019), por exemplo, obteve aumento de 156% na massa de biofilme formada nesse substrato, na condição de destampado e com furos no fundo, em relação àquela acumulada em garrafas mantidas tampadas e sem furos. Outros estudos, como os que estão sendo conduzidos na Universidade Federal de Lavras (UFLA), visam avaliar a liberação de micropartículas de plástico, de forma a se inferir sobre riscos da liberação desse microcontaminante na água residuária tratada.

2.3 IMPORTÂNCIA DA ESPÉCIE, POSIÇÃO DE CULTIVO E MANEJO DAS PLANTAS EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS

Embora por algum tempo a importância das plantas tenha sido questionada, atualmente não há mais discussão sobre o papel das plantas no tratamento de águas contaminadas em SACs. Essa percepção é decorrente do fato de que, em muitas pesquisas, foram avaliadas apenas as eficiências na remoção de matéria orgâ-

nica, geralmente avaliada como DQO e DBO_5 (MATOS; MATOS, 2017; KADLEC; WALLACE, 2009).

A vegetação cultivada em SACs-EHSS atua como extratora de grande parte dos macro e micronutrientes e poluentes disponíveis na transferência de oxigênio atmosférico até a zona radicular, além de propiciar o desenvolvimento de filmes biologicamente ativos o que, por sua vez, possibilita a degradação dos compostos orgânicos em solução e suspensão na água (KADLEC; WALLACE, 2009; MATOS; MATOS, 2017). Em função desses fatores, frequentemente verifica-se melhor desempenho de SACs-EHSS cultivados na remoção nutrientes/poluentes em solução, em comparação com unidades não cultivadas (MIRANDA *et al.*, 2020).

No entanto, para aproveitar o potencial das plantas nos reatores é importante optar por espécies mais adequadas ao crescimento nesse meio, como as emergentes ou helófitas, que são plantas que se enraízam no substrato saturado e que irão expor sua parte aérea para a realização da fotossíntese. Além disso, é essencial um manejo correto das plantas, o que favorece melhor desempenho e aumento na permeabilidade do substrato no sistema, além de proporcionar aspectos positivos em relação ao paisagismo ambiental do local (MATOS; MATOS, 2017). Diante da importância e do grande número de benefícios proporcionadas pelas espécies vegetais no SACs, optou-se por aprofundar, neste capítulo, um pouco mais a discussão em relação às funções das plantas nesses sistemas de tratamento, tal como apresentado a seguir:

a) Aumento na retenção de sólidos da água residuária no sistema

Raízes e/ou rizomas proporcionam melhor distribuição e redução na velocidade de escoamento da água residuária nos SACs-EHSS, proporcionando melhores condições para sedimentação de sólidos e aumento no tempo de contato entre a água e as raízes das plantas (BRIX, 1997).

b) Facilitar as trocas gasosas no meio

As macrófitas podem facilitar a entrada de O_2 , via aerênquima, e a saída de CH_4 , CO_2 , N_2O e H_2S do sistema, proporcionando a decomposição aeróbia ou anóxica do material orgânico e a inativação, por oxidação, de formas iônicas reduzidas e tóxicas às plantas, além do desenvolvimento de bactérias nitrificantes (BRIX, 1997). Importante ressaltar que mesmo plantas não adaptadas anatômica-mente às condições de alagamento podem desenvolver sistema aerênquima, quando cultivadas em SACs-EHSS, e, com isso, promover a disponibilização de O_2 na rizosfera (MATOS; MATOS, 2017).

c) Absorver nutrientes/poluentes

Por meio dos mecanismos de absorção e assimilação, as plantas são capazes de remover nutrientes/poluentes das águas poluídas e, assim, intervir na ciclagem desses elementos químicos, desde que se aja de forma a minimizar a degradação de tecidos mortos dos vegetais no interior dos SACs. A remoção desses nutrientes/poluentes presentes nas águas residuárias em tratamento, pelas plantas, proporciona redução no seu acúmulo no meio, impedindo, com isso, a salinização e a consequente diminuição na eficiência do sistema.

A eficiência na remoção de nutrientes, como N e P em SACs-EHSS é bastante variável e depende do tipo de planta cultivada. A capacidade de remoção de nutrientes por macrófitas emergentes está, de acordo com Kadlec e Wallace (2009) e Matos *et al.* (2011), entre 120 e 2.500 $kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ de N e de 18 a 180 $kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ de P. Especificamente em relação ao capim-tifton 85, espécie bastante cultivada em SACs, de acordo com informações constantes na literatura, a taxa de remoção de nutrientes/poluentes, em $kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$, está na faixa de 150 a 3730 de N; 60 a 560 de P; 460 a 2570 de K; 3 a 50 de Na; 0,04 a 7,3 de Cu; e 1,9 a 20 de Zn (MATOS; MATOS, 2017).

d) Meio suporte para o desenvolvimento de microrganismos

Raízes, rizomas e colmos também constituem meio suporte para o desenvolvimento do biofilme constituído por bactérias aeróbias, anaeróbias, facultativas, protozoários, actinomicetos e outros microrganismos (CHEN *et al.*, 2016) e o desenvolvimento desses microrganismos no meio é de fundamental importância no tratamento das águas residuárias em SACs. Quanto maior for a disponibilidade de meio suporte para aderência desse biofilme melhor o desempenho desses sistemas de tratamento de águas residuárias.

e) Diversificação da microbiota no meio

Plantas liberam substâncias orgânicas (exsudatos: açúcares, aminoácidos, vitaminas etc.) que favorecem o desenvolvimento de diversificado grupo de microrganismos (MATOS; MATOS, 2017).

f) Remoção de patógenos

A remoção de patógenos presentes nas águas residuárias em tratamento é decorrente do estímulo proporcionado pelas plantas à ação de bacteriófagos (protozoários), de vírus que parasitam bactérias e pela exsudação de alguns compostos orgânicos com poder bactericida (AVELAR *et al.*, 2019).

g) Suprir carbono biodegradável para que ocorra o processo de desnitrificação

O material disponibilizado na decomposição e os exsudatos liberados pelas raízes são fonte de carbono orgânico biodegradável para microrganismos desnitrificantes.

h) Melhoria nas condições hidrodinâmicas do sistema

Na literatura existe muita discussão em relação aos efeitos positivos ou negativos da presença de plantas nas condições hidrodinâmicas em SACs. O grupo que considera a presença prejudicial argumenta que as raízes/rizomas proporcionam entupimento dos poros do meio, diminuindo o tempo de detenção hidráulica no sistema (MATOS; VON SPERLING; MATOS, 2018). Entretanto, outro grupo defende que as plantas podem promover a desobstrução dos poros do substrato, em decorrência do efeito "braço de alavanca", proporcionado pela ação dos ventos. Além disso, como efeitos positivos que as plantas proporcionam, pode-se citar o "empolamento" do substrato, em decorrência do seu crescimento expansivo; e a mais rápida degradação do material orgânico retido nos poros, em decorrência do já discutido estímulo à atividade dos microrganismos proporcionada pela liberação de O_2 na zona radicular (MATOS *et al.*, 2015; CARBALLEIRA; RUIZ; SOTO, 2017; MATOS; MATOS, 2017).

i) Proporcionar *habitat* para vida selvagem e agradável aspecto estético ao sistema de tratamento

A presença de plantas, por razões óbvias, proporciona composição estética favorável à paisagem, por tornar o local visualmente mais agradável aos olhos, por evitar exposição da água residuária aplicada e do lodo formado nos SACs e por criar ambiente atrativo para pássaros e outros pequenos animais (KADLEC; WALLACE, 2009).

Em sequência, serão discutidos aspectos a serem considerados na escolha das espécies, vegetais, posição de cultivo e forma de manejo para se obter melhor desempenho de SACs-EHSS.

2.3.1. Espécie vegetal

A seleção da(s) espécie(s) de planta(s) e a forma de seu(s) cultivo(s) é de fundamental importância no sucesso do tratamento da água residuária e para vida útil (tempo até colmatação do meio poroso) de SACs-EHSS. Essa seleção dependerá do tipo e das características químicas da água residuária a ser tratada, da carga orgânica e inorgânica a ser aplicada, da época do ano que a cultura será cultivada e de aspectos econômicos (MATOS; MATOS, 2017).

Dentre as espécies vegetais mais cultivadas em SACs-EHSS estão o junco (*Juncus* sp.), a taboa (*Typha* sp.), a navalha de mico (*Scirpus* sp.), o carex (diversas espécies), o caniço (*Phragmites* sp.), o capim-mandante (*Echinochloa polytachya*), a cebolinha d'água (*Eleocharis* sp.) e a alternantera (*Alternanthera philoxeroides*). Atualmente, espécies florísticas comerciais (estrelícia, antúrio, agapanto e lírio amarelo), algumas forrageiras (capim-elefante, capim-tifton 85, azevém, aveia, milho etc.) e algumas espécies para alimentação humana (arroz, milho, sorgo, girassol, cevada, colza, trigo etc.) têm sido cultivadas, especificamente, em SACs-EHSS. De acordo com Matos e Matos (2017), a possibilidade da utilização de SACs-EHSS como áreas de cultivo de produtos alimentícios ou outros produtos de interesse comercial é uma realidade e deve ser incentivada.

Sendo a zona radicular a zona mais ativa dos SACs-EHSS, onde ocorrem diferentes mecanismos de remoção (STOTTMEISTER *et al.*, 2003), uma planta que apresente sistema radicular bem desenvolvido e longo tende a aumentar a capacidade desses sistemas na remoção de nutrientes/poluentes. Em SACs-EHSS, tem sido cultivadas espécies de sistema radicular rizomatoso, axial ou fasciculado, sem, no entanto, atentar para possíveis benefícios de um ou outro para maior eficiência do sistema de tratamento.

Segundo Chen *et al.* (2007), as raízes fasciculadas são mais finas e em maior número, o que lhes confere maior área superficial,

além de crescimento rápido, proporcionando maior capacidade na remoção de nutrientes/poluentes da água residuária em tratamento. Por outro lado, de acordo com Chen *et al.* (2004), as plantas de raízes fasciculadas podem ter menor tolerância às condições anóxicas do meio, em comparação às plantas de raízes rizomatosas.

Dentre as espécies de crescimento radicular fasciculado avaliadas em SACs destaca-se o capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty), por ser eficiente na remoção de nutrientes/poluentes da água. Esse capim apresenta raízes extensas e profundas (podem atingir de 2,0 a 3,0 m), o que indica sua adequação para cultivo em SACs-EV, além de grande geração de biomassa que pode ser utilizada na produção de fármacos e perfumes.

Além desse, SACs-EV podem ser cultivados com *Cyperus papyrus* (papiro) e diversas espécies forrageiras (MATOS; MATOS, 2017), as quais compõem um grupo de plantas de grande interesse comercial. Ademais, o capim-elefante, planta de sistema radicular fasciculado, apresenta grande capacidade de extração de nutrientes/poluentes, fácil adaptação ao meio saturado e rápido crescimento, sendo passível de utilização na alimentação animal (SARAIVA *et al.*, 2018).

No entanto, as espécies de crescimento estolonífero ou rizomatoso são as mais comumente cultivadas em SACs, embora em muitos casos não sejam a melhor opção. Dentre essas espécies, pode-se citar a taboa, alguns capins e forrageiras, que apresentam como característica básica a distribuição rápida e densa do caule (rizomas ou estolões) sobre a superfície, da qual, por meio dos seus nós, são emitidas raízes com grande capacidade de absorção de água e nutrientes/poluentes, embora a profundidade de alcance desse sistema radicular alcance pequenas profundidades (até 15-20 cm), em SACs-EHSS.

O capim-tifton 85 é exemplo de sucesso de espécie rizomatosa em SACs, passando a ser muito cultivada nesses sistemas, muito

em razão da grande capacidade em extrair nutrientes/poluentes, ser resistente a doenças e por proporcionar grandes produtividades de forragem de alta qualidade e valor comercial, diante de sua utilização na alimentação animal (SARAIVA *et al.*, 2018). De acordo com Matos *et al.* (2010), o capim-tifton 85 foi capaz de, em igual período de cultivo, extrair maior quantidade de N, Na e igual de P de água residuária de laticínios que o capim elefante (espécie de sistema radicular fasciculado), mas esses resultados podem ser diferentes dependendo da forma de cultivo no SAC-EHSS. Outra espécie rizomatosa que merece destaque é a *Menta aquatica* (hortelã d'água) que apresenta poder bactericida (proporcionou redução de 3,46 unidades logarítmicas na contagem de *E. coli* no tratamento de esgoto sanitário em SACs-EHSS), além de gerar um óleo essencial com aplicações na perfumaria, cosmética, higiene pessoal, bebidas, produtos alimentícios, condimentares, conservantes de alimentos, aromatizantes, confeitos, fármacos etc. (AVELAR; MATOS; MATOS, 2019).

Na figura 2.1, estão apresentadas as morfologias do sistema radicular fasciculado e estolonífero de algumas plantas.

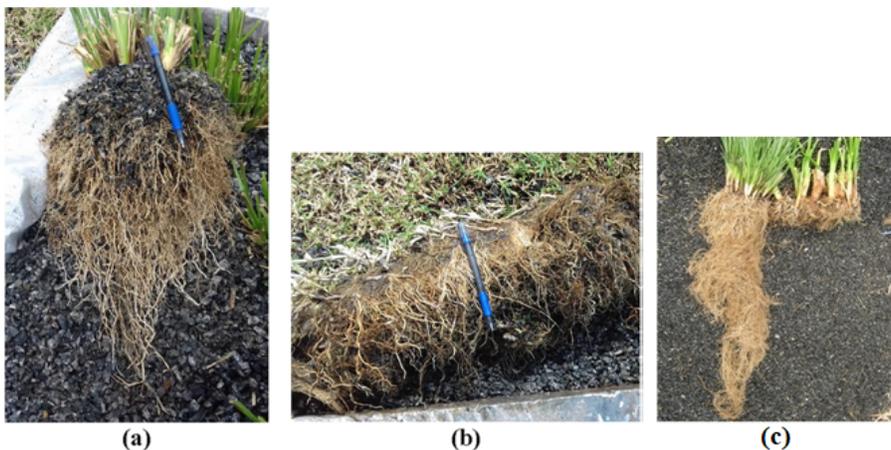


Figura 2.1 – Sistema radicular fasciculado do capim-vetiver (a), capim-tifton 85 (b) e comparação entre os do capim-vetiver e o da taboa (c).

Fonte: Teixeira *et al.* (2018) e Matos e Matos (2017).

As produtividades de matéria seca de algumas espécies vegetais de interesse para alimentação animal (bovinos, equinos, muares e caprinos), quando cultivadas em SACs-EHSS, estão entre 28 e 122 t ha⁻¹ ano⁻¹ de capim-tifton 85; 29 e 56 t ha⁻¹ ano⁻¹ de capim-elefante; 2 e 24 t ha⁻¹ ano⁻¹ de aveia; e 51 e 96 t ha⁻¹ ano⁻¹ de capim-azevém (MATOS; MATOS, 2017). Das espécies de uso artesanal ou industrial, a taboa apresenta produtividade de 4,5 a 84 t ha⁻¹ ano⁻¹ e a alternantera (tripa-de-sapo ou *alligator-weed*) tem produtividade de 26 a 105 t ha⁻¹ ano⁻¹. Torna-se essencial esclarecer, no entanto, que a variabilidade nessas produtividades é decorrente do balanço de nutrientes na água residuária tratada, da carga orgânica aplicada, da estação do ano, dentre outras variáveis.

2.3.2. Posição e tipo de cultivo nos sistemas alagados construídos

Embora ainda seja pouco discutida a questão do cultivo de uma só espécie (monocultivo) ou de várias (policultivo) em SACs-EHSS, a última forma de cultivo pode ser vantajosa, tendo em vista que possibilita a criação de um ambiente mais heterogêneo e, com isso, de maior diversidade microbiana; equilibrado em termos químicos; com menor susceptibilidade das plantas às doenças e pragas; e com maior eficiência geral na remoção de poluentes (MATOS; MATOS, 2017).

Button *et al.* (2016) observaram influência do cultivo consorciado na comunidade microbiana em SACs-EHSS e efeitos positivos no desempenho desses sistemas, o que foi corroborado por Saraiva *et al.* (2018). De acordo com Chen *et al.* (2007), como o sistema radicular rizomatoso é mais denso, superficial e longo, e o fasciculado é mais volumoso, profundo e com maior capacidade na remoção de nutrientes/poluentes, o plantio consorciado (em faixas ou mis-

turado) deve trazer grandes benefícios ao sistema. Entretanto, de acordo com os mesmos autores, as espécies de sistema radicular fasciculado apresentam menor tolerância às condições anóxicas do meio que as rizomatosas, o que não tem sido comprovado em experimentos conduzidos no Brasil.

De acordo com Matos *et al.* (2011), o capim-tifton 85 e a taboa, respectivamente, por serem espécies rizomatosas ou estoloníferas, não devem ser cultivados no trecho inicial dos SACs-EHSS, mais anóxico, tendo em vista que não resistem às condições do meio. O capim-vetiver (espécie de sistema radicular fasciculado), ao contrário, apresentou melhor desempenho na remoção de nutrientes/poluentes de esgoto sanitário em SACs-EHSS que o capim-tifton 85, de acordo com Jesus, Matos e Matos (2020).

Contrariando igualmente Chen *et al.* (2007), Saraiva *et al.* (2018), em SACs-EHSS cultivados com capim-elefante e capim-tifton 85 em cada metade desses sistemas, verificaram melhor desenvolvimento do capim-elefante no trecho inicial dos sistemas do que do capim-tifton 85, embora tenha havido maior escoamento superficial da água residuária nos leitos, um indicativo de maior colmatação neste trecho dos SACs-EHSS (MIRANDA *et al.*, 2019). Atribuem-se os resultados da rápida adaptação das plantas de sistema radicular fasciculado ao meio anóxico à formação de aerênquimas (canais condutores de ar atmosférico até o sistema radicular), não havendo prejuízo ao seu desenvolvimento.

Diante do que foi discutido, entende-se que existe um enorme campo de estudo na avaliação da combinação de plantas de espécies de crescimento rizomatoso com as de sistema radicular fasciculado e de sua posição de cultivo, para que se obtenha melhor desempenho e vida útil em SACs-EHSS.

2.3.3. Manejo das plantas

As plantas cultivadas em SACs-EHSS têm capacidade de remover íons (nutrientes/poluentes) e proporcionar a degradação de substâncias orgânicas tóxicas, sem retorná-los ao sistema, por ocasião da degradação de tecidos mortos das plantas. Esse não retorno somente será possível caso haja o manejo adequado das plantas, sendo, por isso, necessária a programação de cortes periódicos da biomassa aérea (KADLEC; WALLACE, 2009), assunto a ser aprofundado adiante.

2.4 DESEMPENHO DE SISTEMAS PLANTADOS NA REMOÇÃO DE NUTRIENTES/POLUENTES EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS CULTIVADOS

Os seguintes fatores estão associados ao desempenho insatisfatório de SACs-EHSS cultivados, na remoção de nutrientes poluentes presentes nas águas residuárias em tratamento:

- dimensionamento inadequado;
- escolha de espécie(s) vegetal(is) inadequada(s) para o tipo de água residuária a ser tratada;
- manejo inadequado das plantas cultivadas; e
- não consideração da evapotranspiração no cálculo da eficiência do sistema.

A não observância desses fatores traz prejuízo ao desempenho e sensação de insucesso na utilização dessa técnica de tratamento de águas residuárias, por isso merecem ser discutidas.

2.4.1. Dimensionamento dos sistemas

As plantas têm limitada capacidade de absorção de nutrientes/poluentes e maiores eficiências na sua remoção somente podem ser obtidas com a aplicação de cargas mais baixas e, para isso, há de se prover área superficial suficiente em SACs-EHSS, para que essa remoção ocorra de forma significativa. Entretanto, o dimensionamento de SACs-EHSS tem sido baseado apenas na remoção de carga orgânica (geralmente DBO_5 e DQO), o que se consegue atender em pequenas áreas, porém, geralmente, é insuficiente para possibilitar remoções consideráveis de nutrientes/poluentes na forma iônica.

Assim, caso a principal função dos SAC-EHSS seja a remoção de contaminantes iônicos específicos, focando-se a fitoextração como mecanismo de maior importância no processo, o dimensionamento deve deixar de se basear na remoção de DBO_5 e DQO e passar a considerar a capacidade de extração desse íon e produtividade das plantas. Matos e Matos (2017) propuseram, então, a utilização do modelo de ordem zero para estimativa da remoção e, dessa forma, estimar a área superficial necessária para o SAC-EHSS.

Na adoção do modelo de ordem zero considera-se que a remoção independe da concentração disponível no meio, condição que se mostra adequada, tendo em vista que há admissão contínua de água residuária de concentração aproximadamente constante nos SACs-EHSS e, assim, a absorção do nutriente/polvente pelas plantas deverá permanecer em taxa constante. Dessa forma, a estimativa da área superficial do SAC-EHSS pode ser feita desconsiderando-se as perdas de água por evapotranspiração (equação 2.1) e considerando-se a evapotranspiração (equação 2.2):

$$A_s = \frac{(C_0 - C) \times Q}{C_{ms} \times Pr_d} \quad (2.1)$$

ou

$$A_s = \frac{(C_0 \times Q_a - C \times Q_e)}{C_{ms} \times Pr_d} \quad (2.2)$$

Em que, A_s , C_0 , C , C_{ms} , Pr_d , Q , Q_a e Q_e , referem-se, respectivamente, à área superficial necessária (L^2); concentração afluente do poluente ($M L^{-3}$); concentração efluente do poluente ($M L^{-3}$); concentração do poluente na matéria seca da parte colhida da planta ($M M^{-1}$); produtividade de matéria seca da parte colhida da planta, por unidade de tempo ($M L^{-2} T^{-1}$); vazão de água residuária a ser tratada ($L^3 T^{-1}$);- vazão de água residuária afluente ($L^3 T^{-1}$); vazão de água residuária efluente ($L^3 T^{-1}$).

2.4.2. Escolha da espécie vegetal adequada para o tipo de água a ser tratada

Muitas vezes, a escolha da espécie vegetal inadequada para as condições de cultivo torna-se fator de insucesso à operação e ao desempenho dos SACs-EHSS. Com base no que já foi discutido, espécies de desenvolvimento estolonífero têm dificuldade de se estabelecerem nos trechos iniciais dos SACS-EHSS, em que as condições anóxicas e tóxicas são dominantes, recomendando-se, por essa razão, o cultivo de espécies de sistema radicular fasciculado ou axial. No restante do leito, as espécies de crescimento estolonífero devem ser preferidas, especialmente as que apresentam maiores capacidades de absorção de nutrientes/poluentes.

2.4.3. Forma de estimativa da eficiência dos sistemas na remoção de nutrientes/poluentes

A evapotranspiração em SACs-EHSS depende das condições atmosféricas (radiação solar, velocidade do vento, temperatura e umidade relativa do ar), características da cultura (espécie, estágio de desenvolvimento e densidade de plantio), bem como de outros fatores ambientais como ocorrência de doenças, salinidade e disponibilidade de nutrientes no substrato. Em regiões de clima quente e seco, a evapotranspiração torna-se uma grande forma de perda de água, concorrendo para aumentar a concentração efluente do nutriente/poluento.

A não consideração da evapotranspiração pode causar erros consideráveis na estimativa de remoção de nutrientes/poluentes da água residuária em tratamento em SACs-EHSS. Diante disso, as estimativas de eficiência de remoção de nutrientes/poluentes nesses sistemas devem ser feitas por meio da avaliação na remoção de cargas, tal como apresentado na equação 2.3:

$$Ef(\%) = \frac{(C_0 \times Q_a - C \times Q_e)}{C_0 \times Q_a} \times 100 \quad (2.3)$$

2.4.4. Manejo inadequado das plantas

No período de crescimento, as plantas podem absorver, além de macronutrientes, os micronutrientes (incluindo metais) sendo que, no início da sua senescência, a maior parte desses nutrientes é deslocada para as raízes e rizomas (MATOS *et al.*, 2011) e devolvida à solução presente no meio poroso com a degradação dos tecidos vegetais mortos, incluindo-se as folhas. Conforme já

comentado, com o intuito de se evitar essa ciclagem de nutrientes/ poluentes que traz mau desempenho aos SACs-EHSS, torna-se recomendável que seja efetuada periódica remoção da parte aérea das plantas, promovendo-se, com isso, a remoção daquilo que foi estocado em caules e folhas.

Antes que as plantas atinjam o estágio de senescência, os cortes da parte aérea deverão ser efetuados, o que varia de espécie para espécie e também conforme a estação do ano. Em espécies forrageiras, os cortes devem ocorrer no período em que as plantas atingirem altura máxima e maior valor nutritivo e de palatabilidade para o animal, sendo assim, comumente os cortes da parte aérea dessas espécies devem ocorrer a cada 45-60 dias, podendo-se estender por maior tempo quando há crescimento mais lento das plantas.

Em outras espécies, podem utilizados os indicativos de maturação das plantas como idade propícia para se efetuar o corte. Como exemplo, cita-se a taboa, que deve ser submetida a corte quando a panícula (pendão) se mostrar plenamente desenvolvida. Torna-se importante ressaltar que o descaso em relação às recomendações às boas práticas de manejo das plantas é um dos principais motivos de mau desempenho e diminuição no tempo de vida útil em SACs-EHSS.

REFERÊNCIAS

AVELAR, F. F.; MATOS, A. T. de; MATOS, M. P. de. Remoção de contaminantes do esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com *Mentha aquatica*. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 6, p. 1259-1266, 2019.

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

BUTTON, Mark *et al.* Use of two spatially separated plant species alters microbial community function in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 92, p. 18-27, 2016.

CARBALLEIRA, T.; RUIZ, I.; SOTO, M. Aerobic and anaerobic biodegradability of accumulated solids in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **International Biodeterioration and Biodegradation**, [s. l.], v. 119, p. 396-404, 2017.

CHEN, W. *et al.* Root growth of wetland plants with different root types. **Acta Ecologica Sinica**, [s. l.], v. 27, n. 2, p. 450-457, 2007.

CHEN, Z. H. *et al.* Researches on macrophyte roots in the constructed wetlands (A review). **Current Topics in Plant Biology**, [s. l.], v. 5, p. 131-142, 2004.

CHEN, Z. J. *et al.* Effects of root organic exudates on rhizosphere microbes and nutrient removal in the constructed wetlands. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 92, p. 243-250, 2016.

COSTA, J. F. da *et al.* Performance and behaviour of planted and unplanted units of a horizontal subsurface flow constructed wetland system treating municipal effluent from a UASB reactor. **Water science and technology**, London, v. 68, n. 7, p. 1495-1502, 2013.

DALLAS, S.; HO, G. Subsurface flow reedbeds using alternative media for the treatment of domestic greywater in Monteverde, Costa Rica, Central America. **Water Science and Technology**, London, v. 51, n. 10, p. 119-128, 2005.

JESUS, F. L. F. de; MATOS, A. T. de; MATOS, M. P. de. Efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands cultivated with grasses of different root systems. **Water Supply**, [s. l.], 2020. DOI: 10.2166/ws.2020.210.

KADLEC, R. H.; WALLACE, R. D. **Treatment wetlands**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2009. 1016 p.

MATOS, A. T. de *et al.* Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 12, p. 1311-1317, 2010.

MATOS, A. T. de *et al.* Concentração de macronutrientes e de sódio na parte aérea de espécies vegetais, cultivadas de forma consorciada e em diferentes posições em sistemas alagados construídos. **Revista Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 19, n. 2, p. 141-151, 2011.

MATOS, A. T. de; MATOS, M. P. de. **Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2017. 371 p.

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

MATOS, M. P. de; SPERLING, M. V.; MATOS, A. T. de. Clogging in horizontal subsurface flow constructed wetlands: influencing factors, research methods and remediation techniques. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, [s. l.], v. 17, n. 1, p. 87-107, 2018.

MIRANDA, S. T. *et al.* Influence of the substrate type and position of plant species on clogging and the hydrodynamics of constructed wetland systems. **Journal of Water Process Engineering**, [s. l.], v. 31, p. 100871, 2019.

MIRANDA, S. T. *et al.* Efficiency of horizontal subsurface flow-constructed wetlands considering different support materials and the cultivation positions of plant species. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 15, n. 2, p. e2476, 2020.

OCAMPOS, R. S. **Desenvolvimento de biofilme em garrafas pet amassadas utilizadas como substrato em sistema alagado construído para tratamento de esgoto sanitário**. 2019. 33 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia da UFMG, 2019.

SARAIVA, C. B. *et al.* Influence of substrate and species arrangement of cultivated grasses on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 38, n. 3, p. 417-425, 2018.

SKLARZ, M. Y. *et al.* A recirculating vertical flow constructed wetland for the treatment of domestic wastewater. **Desalination**, [s. l.], v. 246, n. 1-3, p. 617-624, 2009.

STOTTMEISTER, U. *et al.* Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, [s. l.], v. 22, p. 93-117, 2003.

TEIXEIRA, D. L. *et al.* The influence of plant roots on the clogging process and the extractive capacity of nutrients/pollutants in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 120, p. 54-60, 2018.

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

YIN, H.; YAN, X.; GU, X. Evaluation of thermally-modified calcium-rich attapulgitite as a low-cost substrate for rapid phosphorus removal in constructed wetlands. **Water Research**, [s. l.], v. 115, p. 329-338, 2017.

ZHENG, Y. *et al.* Effects of annual harvesting on plants growth and nutrients removal in surface-flow constructed wetlands in northwestern China. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 83, p. 268-275, 2015.

CAPÍTULO 3

HIDRODINÂMICA E MECANISMOS DE TRANSFERÊNCIA E CONSUMO DE OXIGÊNIO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAIS

Leandro Bassani¹

Samara Terezinha Decezar²

3.1 INTRODUÇÃO

Em wetlands construídos verticais (WCV), o principal objetivo do tratamento, geralmente, é a degradação aeróbia da matéria orgânica carbonácea e a nitrificação, processos que necessitam de condições hidrodinâmicas adequadas e presença de oxigênio. As

1 Graduação em Engenharia Sanitária pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC-1999), mestrado em Engenharia Ambiental pela mesma universidade (2003). Engenheiro Projetista Casan (2004-2008). Pesquisador área de recursos hídricos (Epagri/Ciram, 2008-2010). Professor na área de tratamento de água e esgoto na Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS-2010 até o presente). Doutorando em Engenharia Ambiental na UFSC (2018 até o presente).

2 Engenheira Ambiental e Sanitarista, mestre e doutora em Engenharia Civil (Área de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) na temática dos wetlands construídos verticais. Professora adjunta A, nível 2, no Departamento de Engenharia e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), campus de Frederico Westphalen.

três principais configurações de WCV são: wetlands de escoamento vertical com drenagem livre (WCV-DL), wetlands de escoamento vertical com fundo saturado (WCV-FS) e wetlands de escoamento vertical do tipo sistema francês (WCV-SF), que envolvem escoamento em meio não saturado com alimentação intermitente. Nessa situação, é mais difícil prever o valor de duas variáveis fundamentais ao bom desempenho do sistema: o tempo de detenção hidráulica (TDH) e a disponibilidade de oxigênio.

Neste capítulo são apresentados conceitos básicos sobre a hidrodinâmica, sobre o consumo e a transferência de oxigênio em WCV, assim como os métodos para sua determinação ou quantificação. Além disso, são apresentadas aplicações dessa temática, baseadas na experiência dos autores e em outros estudos já realizados no Brasil.

3.2 HIDRODINÂMICA DE WCV

As características construtivas dos WCV, como a forma geométrica, o tamanho da unidade, a relação comprimento/largura e o tipo de meio suporte adotado, e também as características operacionais, tais como a taxa de aplicação hidráulica (TAH) e o regime de alimentação, determinam as características hidrodinâmicas dos WCV, dentre as quais destaca-se o grau de mistura e o tempo de detenção hidráulica (ou tempo de percolação - termo algumas vezes utilizado para WCV-DL). Esses, por sua vez, têm grande impacto no desempenho de tratamento, pois determinam a possibilidade de contato efetivo entre efluentes e a biomassa. Além disso, ao longo do tempo de operação dos WCV ocorrem mudanças na hidrodinâmica, destacando-se as alterações no TDH. Essas mudanças resultam do crescimento da biomassa (biofilme), do acúmulo de sólidos suspensos no meio suporte e do desenvolvimento das raízes das

plantas, e influenciam na qualidade do efluente e no processo de colmatção. Portanto, o entendimento da hidrodinâmica fornece informações úteis para a tomada de decisão, seja no projeto ou na operação de WCV.

A avaliação das características hidrodinâmicas de um WCV pode ser feita por meio de ensaios de estímulo-resposta do tipo pulso, com traçadores, os quais possibilitam, posteriormente, a construção de curvas de Distribuição dos Tempos de Detenção (curvas DTD). Os traçadores têm a função de alterar alguma característica do líquido, tais como a fluorescência (quando se utiliza a rodamina WT ou a fluoresceína sódica, por exemplo) ou a condutividade (quando se utiliza traçadores salinos, como o NaCl). As curvas DTD relacionam a probabilidade de tempo de permanência de diferentes porções de fluido no WCV e, portanto, fornecem informações sobre o comportamento hidráulico do reator. Após cada pulso/batelada, as diversas partículas de fluido levam diferentes períodos de tempo para saírem dos WCV, já que têm que percorrer caminhos distintos, dependendo do posicionamento das tubulações de distribuição e drenagem, da presença de zonas mortas e curtos circuitos.

As curvas DTD possibilitam a verificação do modelo de escoamento vigente, do grau de dispersão, da eficiência volumétrica e do TDH real, ou TDH médio. Esses resultados são úteis para estimativas das concentrações efluentes e da eficiência dos WCV e para a obtenção (empírica) de condições operacionais atreladas a condições hidráulicas mais favoráveis ao bom desempenho do tratamento. Um exemplo de curva de DTD é apresentado na figura 3.1.

Mais informações a respeito dos ensaios com traçadores, da construção das curvas DTD e obtenção de parâmetros que descrevem o comportamento hidráulico podem ser obtidas em Levenspiel (2000), Headley e Kadlec (2007) e Metcalf e Eddy (2016).

3.2.1 Resultados de ensaios com traçadores

As experiências brasileiras em estudos de hidrodinâmica, incluindo as três modalidades de WCV, estão apresentadas na tabela 3.1. Nota-se que o cloreto de sódio (NaCl) é o traçador mais utilizado devido à facilidade de aquisição, de aplicação, de medição (por condutividade elétrica) e ao baixo custo. Dessas experiências, destacam-se os principais aprendizados e recomendações, obtidos por meio de ensaios hidrodinâmicos:

- **Padrão de mistura:** Tendência dos WCV ao regime hidráulico de mistura completa, evidenciada por valores de parâmetros de caracterização hidrodinâmica, como índice de dispersão de Morrill (IDM), índice de curto circuito (ICC), índice do tempo modal de retenção (ITMR), índice do tempo de retenção médio (ITRM), entre outros (COTA; VON SPERLING; PENIDO, 2011; DECEZARO, 2016; RAMÍREZ, 2019).

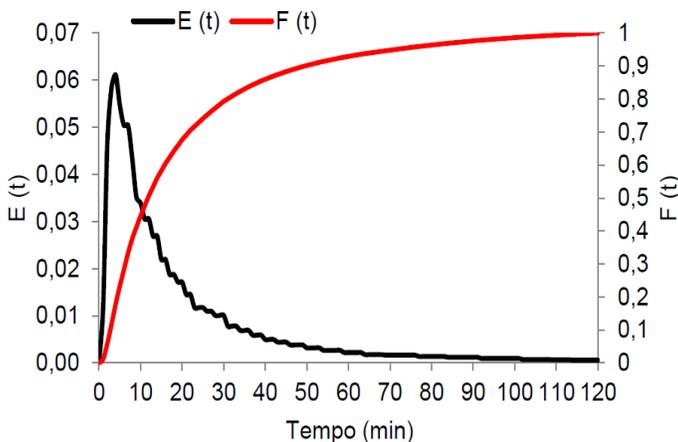


Figura 3.1 – Gráfico da curva DTD, $E(t)$, e curva cumulativa dos tempos de percolação, $F(t)$ obtida em um WCV.

Fonte: Adaptado de Decezaro (2018).

Tabela 3.1 – Experiências brasileiras de avaliação das condições hidrodinâmicas de WCV.

Tipo de WCV	Meio suporte	Traçador	Fontes
WCV-DL	Brita	Rodamina WT	Decezaró (2016); Decezaró (2018); Decezaró <i>et al.</i> (2018); Ramírez (2019).
WCV-FS	Areia	NaCl	Fechine (2019)
WCV-SF	Brita	NaCl	Penido (2009); Cota (2011); Cota, von Sperling e Penido (2011); Zumalacarregui (2018).

Fonte: Adaptado de Decezaró (2018).

- **Regime de alimentação:** Para uma dada TAH (mm d^{-1}), a operação com uma maior frequência de pulsos/bateladas, com menor volume cada (mm), resulta em maiores TDH. Esse aumento no TDH, por sua vez, pode promover melhoria significativa no desempenho de tratamento, principalmente no que diz respeito à remoção de matéria orgânica carbonácea (DECEZARO, 2018).

A influência do modo de alimentação sobre o TDH parece ser mais expressiva quando se utiliza brita como meio suporte, um material com granulometria maior quando comparado com a areia. A experiência tem mostrado que em WCV-DL preenchidos com brita é possível aplicar as mesmas TAH (mm d^{-1}) utilizadas em WCV-DL contendo areia, que variam de 50 a 120 mm d^{-1} , porém, a frequência de bateladas deve ser maior, a fim de garantir a eficiência do tratamento. Em um WCV-DL preenchido com brita (19 mm e 25 mm), a aplicação de uma TAH de 120 mm d^{-1} , dividida em 12 pulsos por dia (10 mm pulso^{-1}), demonstrou

resultados satisfatórios, mesmo o sistema recebendo cargas orgânicas elevadas, com média de $66 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (RAMÍREZ, 2019). Recomenda-se para WCV-DL preenchidos com brita, uma frequência de 8 a 12 pulsos por dia, com volumes por pulso de 7,5 a 11,3 mm (DECEZARO, 2018; RAMÍREZ, 2019).

No que diz respeito à utilização de areia como meio suporte, na modalidade com fundo saturado (WCV-FS), experiências do grupo GESAD/ENS/UFSC têm mostrado resultados satisfatórios com uma menor frequência de pulsos/bateladas, por exemplo, para uma TAH de 100 mm d^{-1} e carga de $40 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, a operação com somente 4 pulsos por dia (25 mm pulso^{-1} e taxa hidráulica específica – THE de 4 mm min^{-1}) (FECHINE, 2019; SANTOS, 2019). Nota-se que o volume aplicado por pulso (25 mm) é levemente superior ao recomendado pela DWA (*Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall*) – DWA-A262E (NIVALA *et al.*, 2018), que estabelece 20 mm, e o valor de THE é inferior (a DWA-A262E recomenda $\text{THE} \geq 6 \text{ mm min}^{-1}$ para WCV-DL).

- **Efeito das plantas:** Em um WCV-DL preenchido com brita (19 mm e 25 mm) e tubulação de alimentação elevada (50 cm acima da superfície do meio suporte), o crescimento das plantas acarretou em aumento do TDH, associado à interceptação da água residuária aplicada pela parte aérea das plantas, e possivelmente, à redução da permeabilidade do meio, ocasionada pelo crescimento das raízes e rizomas (DECEZARO *et al.*, 2018; RAMÍREZ, 2019). Por outro lado, em WCV-SF foi verificado, comparando unidades plantadas e não plantadas, que a presença de plantas acarretou em menor TDH, devido a caminhos preferenciais formados pelo sistema radicular

das plantas na camada de depósito de lodo (COTA; VON SPERLING; PENIDO, 2011). Esse efeito é importante para a manutenção da condutividade hidráulica ao longo do tempo e está largamente documentado em estudos do sistema francês (MOLLE, 2014).

- **Tempo de operação:** Foi constatada variação das condições hidráulicas ao longo do tempo de operação dos WCV, com aumento progressivo do TDH (COTA; VON SPERLING; PENIDO, 2011; RAMÍREZ, 2019). Esse aumento está associado ao crescimento do biofilme e acúmulo de sólidos no meio suporte e, portanto, indica o avanço do processo de colmatção.

3.2.2 Utilização de modelos matemáticos

Os parâmetros de regime de alimentação, especialmente TAH, volume específico do pulso e THE influem sobre a velocidade com que o líquido infiltra no maciço filtrante. A variação da velocidade de infiltração durante o pulso é a principal característica hidrodinâmica que influi sobre o valor de TDH e também sobre a transferência de oxigênio. Ocorre que devido ao regime intermitente de alimentação e ao escoamento em regiões insaturadas, o cálculo do TDH e da taxa de transferência de oxigênio (TTO) é uma tarefa matematicamente complexa, envolvendo a solução de equações diferenciais parciais em regime transiente (PETITJEAN *et al.*, 2012). A equação que descreve o escoamento do líquido nas condições de operação dos WCV é a equação de Richardson (KADLEC; WALLACE, 2009). Para o caso bidimensional, essa equação é dada na forma adiante:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[K(\theta) \frac{\partial H_p}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\theta) \frac{\partial H_p}{\partial z} \right] \quad (3.1)$$

Em que: $K(\theta)$ = condutividade hidráulica em função da umidade relativa θ ; H_p = potencial hidráulico; x e z = dimensões geométricas.

A integração do membro direito da equação ao longo do volume do maciço filtrante fornece o volume retido de líquido no sistema a cada instante de tempo. A integração do membro esquerdo da equação ao longo da superfície de drenagem resulta na vazão de saída do sistema. Como a alimentação é periódica, o valor do volume retido no sistema antes de cada pulso tende a ser o mesmo. Ao dividir o volume retido no início de cada pulso pela vazão escoada em um dia, obtém-se o TDH do sistema. Dados experimentais obtidos pelo GESAD/ENS/UFSC, mostraram uma divergência de apenas 2% quando o TDH foi simulado pela formulação matemática supradescrita em relação ao TDH obtido via ensaio hidrodinâmico com traçador salino.

3.3 CONSUMO E TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO EM WCV

A disponibilidade de oxigênio é um dos principais fatores limitantes do desempenho dos WCV, pois esses são sistemas extremamente dependentes de taxas de transferência de oxigênio (TTO) compatíveis com a demanda de oxigênio para a oxidação da matéria orgânica carbonácea e para a nitrificação. Porém, historicamente, o conhecimento das TTO em WCV constitui um grande desafio, uma vez que os métodos para quantificação do valor total de oxigênio transferido para a subsuperfície dos WCV recentemente começaram a ser aplicados e ainda estão em fase de aprimoramento.

Devido a essa dificuldade, geralmente, as TTO são deduzidas, por balanço de massa, com base na quantidade de poluentes removidos dos WCV. Entretanto, na verdade, o que se obtém é apenas uma estimativa da taxa de consumo de oxigênio (TCO), a qual pode ser diferente da TTO. Por essa razão, recomenda-se que o termo "transferência de oxigênio" seja utilizado, unicamente, para indicar a quantificação do valor total de oxigênio que fisicamente passa para a subsuperfície dos WC (NIVALA *et al.*, 2013).

3.3.1 Consumo de oxigênio

O consumo de oxigênio pode ser quantificado/estimado por meio de ensaios respirométricos ou a partir de dados de qualidade da água. Os ensaios respirométricos possibilitam a quantificação da respiração microbiana, a partir da qual parâmetros cinéticos podem ser obtidos. Métodos respirométricos aplicáveis a WCV ainda estão em desenvolvimento, pois não é tão simples realizar as medições de oxigênio nessas unidades, como é no caso de sistemas de lodos ativados. Nos WCV, a forma de crescimento da biomassa (crescimento aderido), a alimentação intermitente e o fato do meio suporte, ou pelo menos boa parte dele, apresentar-se não saturado, dificulta as medições de oxigênio.

Os primeiros estudos respirométricos em WCV foram desenvolvidos na Itália, por Andreottola *et al.* (2007), mas utilizando meio saturado. Um pouco mais tarde, Morvannou *et al.* (2011), na França, apresentaram uma nova metodologia respirométrica, chamada de respirometria sólida, para medir as taxas de nitrificação em diferentes camadas de WCV-SF, em condição de saturação parcial. Nas condições brasileiras ainda não temos relatos da utilização da respirometria para estimativa das taxas de consumo de oxigênio em WCV.

Por outro lado, a estimativa do consumo de oxigênio a partir de dados de qualidade da água (DBO, DQO, NTK ou $N-NH_4^+$), também chamado de método do balanço de massa, é largamente utilizada. Nesse caso, faz-se uso de relações estequiométricas, a partir de dados de qualidade do afluente e do efluente do WCV e se fazem suposições sobre a maneira pela qual os poluentes são degradados. As principais equações utilizadas são as de Liénard, Boutin e Esser (1998), Platzer (1999) e Cooper (2005), equações 3.2, 3.3 e 3.4, respectivamente. Assume-se, na maioria das vezes, que o oxigênio é utilizado para degradar a matéria orgânica carbonácea e para a nitrificação. Tomando por exemplo a equação de Platzer (1999), considera-se que são necessários 0,7 g de O_2 para cada grama de matéria orgânica carbonácea removida, em termos de DQO, e que são necessários 4,3 g O_2 para oxidar (nitrificar) uma grama de NTK. Nessa equação também se considera a recuperação de oxigênio no processo de desnitrificação. O consumo de oxigênio em WCV, geralmente, é reportado em $g\ m^{-2}\cdot d^{-1}$.

$$TCO = \frac{[1,0 (\Delta M_{DQO}) + 4,5 (\Delta M_{NTK})]}{A}$$

$$TCO = \frac{[0,7 (\Delta M_{DQO}) + 4,3 (\Delta M_{NTK}) - 2,9 (\Delta M_{N-NO_3})]}{A}$$

$$TCO = \frac{[1,0 (\Delta M_{DBO_5}) + 4,3 (\Delta M_{N-NH_4})]}{A}$$

Em que: M é a carga removida de um parâmetro específico, $g\ d^{-1}$; A é a área superficial do WCV, m^2 .

Valores de TCO obtidos para WCV operados nas condições brasileiras são apresentados na tabela 3.2. É importante destacar que o método do balanço de massa para estimativa das TCO

apresenta algumas limitações. Sabe-se que nem toda a remoção de carga orgânica que ocorre nos WCV é devido à degradação biológica aeróbia. Nos WCV também ocorrem outros mecanismos de remoção, que não estão associados ao consumo de oxigênio, por exemplo, a degradação anaeróbia, a desnitrificação e o acúmulo de matéria orgânica lentamente biodegradável, principalmente na superfície do meio suporte. Por essa razão, o consumo de oxigênio pode ser superestimado quando se utiliza o balanço de massa. Por outro lado, nota-se que geralmente não são incluídos no balanço de massa outros fatores que consomem oxigênio nos WCV, como a respiração endógena e o processo de oxidação de sulfetos.

3.3.2 Transferência de oxigênio

As entradas de oxigênio nos WCV ocorrem principalmente a partir da atmosfera e essa transferência, geralmente, ocorre de forma passiva, sem necessidade de aeração artificial. Os principais mecanismos envolvidos são a difusão e a convecção. Além desses, ainda pode ter entrada de oxigênio a partir das plantas; por meio de oxigênio dissolvido presente na água residuária afluyente, um mecanismo pouco expressivo, pois os WCV geralmente são empregados no pós-tratamento de efluentes anaeróbios ou de esgotos brutos; e ainda, por meio de tubos de ventilação, que conectam a rede de drenagem de efluente à atmosfera e, dessa forma, fornecem oxigênio ao fundo dos WCV.

Uma forma de quantificar a transferência de oxigênio nos WCV é pelo método do traçador gasoso. Esse método, recentemente começou a ser aplicado em WCV, conforme apresentado na tabela 3.2, a partir de pesquisas realizadas no Brasil (DECEZARO *et al.*, 2019; DECEZARO, 2018; ZUMALACARREGUI, 2018).

O método do traçador gasoso funciona de forma semelhante ao método utilizado para avaliação hidrodinâmica, no entanto, em vez de utilizar um traçador salino ou fluorescente, utiliza-se um traçador gasoso, como o propano ou o hexafluoreto de enxofre (SF_6), por exemplo. Traçadores gasosos são necessários para obtenção da capacidade de transferência de oxigênio devido ao fato de que não é possível quantificar diretamente todo o oxigênio que entra nos WCV, pois esse é rapidamente consumido pela biomassa.

Um traçador gasoso é um gás inerte, tanto quimicamente quanto biologicamente, ou seja, não pode ser produzido e nem consumido pela biomassa dentro do sistema. O método baseia-se no princípio de que a taxa de transferência de oxigênio é proporcional à taxa de transferência de massa do gás traçador. No caso do propano puro, a razão R é 1,39. O coeficiente de transferência de massa do propano ($K_L a, P$) pode ser calculado por meio da equação 3.5, pela cinética de primeira ordem aplicada a reatores de fluxo em pistão. Com R já conhecido, é possível determinar o $K_L a, O_2$ (equação 3.6). A padronização do coeficiente de transferência de oxigênio para a temperatura (T) de 20°C pode ser feita utilizando a equação 3.7 (METCALF; EDDY, 2016). Posteriormente, pode-se calcular as TTO em condições padrão, em $\text{g O}_2 \text{ m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ e depois, em $\text{g O}_2 \text{ m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (equação 3.8). Nessa etapa, assume-se concentração de saturação a 20°C e a nível do mar ($C_{\text{sat}} = 9,1 \text{ mg L}^{-1}$), condição de maior déficit de oxigênio ($C_t = 0 \text{ mg L}^{-1}$) e relaciona-se $K_L a, O_2$ com as dimensões do sistema.

$$K_L a, P = -\ln\left(\frac{P_{\text{cfl}}}{P_{\text{afl}}}\right) \times \frac{1}{t} \quad (3.5)$$

Em que: P_{efl} é a carga de propano dissolvido no efluente, em g pulso⁻¹; P_{afl} é a carga de propano dissolvido no afluente, em g pulso⁻¹; e t é o TDH de um pulso, em horas.

$$R = K_L a, O_2 / K_L a, P \quad (3.6)$$

$$K_L a(T), O_2 = K_L a(20^\circ C), O_2 \times (1,024)^{(T-20)} \quad (3.7)$$

$$TTO_{\text{padrão}} = [K_L a(20^\circ C), O_2 \cdot (C_{\text{sat}} - C_t) \cdot V] / A \quad (3.8)$$

Em que: V é o volume do WCV, m³; A é a área superficial do WCV, m².

O ideal é que o volume do WCV (V) a ser utilizado na equação 3.8 seja o volume de líquido retido no sistema. No entanto, como esse volume é variável no tempo, devido às condições operacionais (fluxo intermitente e meio não saturado ou parcialmente saturado), e por isso, de difícil determinação, considera-se para V o volume de poros do meio suporte (DECEZARO *et al.*, 2019; ZUMALACARREGUI, 2018).

Tabela 3.2 – Experiências brasileiras sobre consumo e transferência de oxigênio em WCV.

Tipo de WCV	Consumo de oxigênio		Transferência de oxigênio		Fonte
	Método	TCO (g m ⁻² d ⁻¹)	Método	TTO ¹ (g m ⁻² d ⁻¹)	
WCV-DL	Balanço de massa	20,6 - 27,8	Traçador gasoso	120 - 176	Decezaró <i>et al.</i> (2019)
WCV-DL	Balanço de massa	35 - 40	-	-	Fechine (2019) ² ; Santos (2019) ²
WCV-SF	Balanço de massa	96 - 146	Traçador gasoso	291	Zumalacaregui (2018)
WCV-FS	Balanço de massa	37 - 42	-	-	Fechine (2019) ² ; Santos (2019) ²

Legenda: ¹TTO calculadas para condições padrão; ²Os valores de TCO foram calculados com base nos dados apresentados pelos autores.

Fonte: Autoria própria.

Os resultados das pesquisas realizadas com aplicação do método do traçador gasoso (tabela 3.2) revelaram TTO superiores às TCO, calculadas por balanço de massa. Isso indica que o consumo de oxigênio pode ser limitado não pela baixa disponibilidade desse elemento no ambiente, mas por aspectos construtivos e operacionais dos WCV que determinam o tempo de contato entre poluentes e micro-organismos.

3.4 INFLUÊNCIA DO MODO DE ALIMENTAÇÃO NA HIDRODINÂMICA E NAS TAXAS DE CONSUMO E TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO NOS WCV

O modo de alimentação intermitente é caracterizado pelos seguintes parâmetros: TAH (mm d⁻¹), número de pulsos diários em que a TAH é fracionada, taxa hidráulica específica (mm min⁻¹), tempo

de duração do pulso (min), volume específico de cada pulso (mm) e o intervalo entre os pulsos (horas). Esses parâmetros operacionais determinam a umidade relativa do meio suporte. Essa, por sua vez, influencia na velocidade de infiltração, que determina o TDH e a TTO. O intervalo entre os pulsos determina o valor de umidade relativa no início de cada pulso. Quanto maior o intervalo entre os pulsos, menor será o valor de umidade no WCV, e um menor valor de umidade acarreta maiores fluxos de ar/oxigênio, convectivo (FORQUET *et al.*, 2009) e difusivo (KAYSER; KUNST, 2005).

Em resumo, o TDH e a TTO dependem do volume específico do pulso, da taxa hidráulica específica, do intervalo entre os pulsos e da curva de retenção de umidade característica para o meio suporte. Devido à complexidade matemática envolvida na descrição desse tipo de sistema, a maioria das diretrizes para projeto de WCV é omissa no que se refere ao modo de alimentação, baseando-se exclusivamente em regras empíricas, as quais não são plenamente consensuais na comunidade científica. Recentemente (em 2017), foram publicadas pela DWA diretrizes para projeto de WCV que incluem recomendações sobre volume específico do pulso, taxa hidráulica específica e intervalo entre pulsos (NIVALA *et al.*, 2018). Essas diretrizes, no entanto, foram desenvolvidas para sistemas WCV-DL em condições de clima temperado. Na figura 3.2 apresenta-se uma síntese das relações existentes entre o modo de alimentação, as condições hidrodinâmicas, a disponibilidade de oxigênio e o desempenho do tratamento.

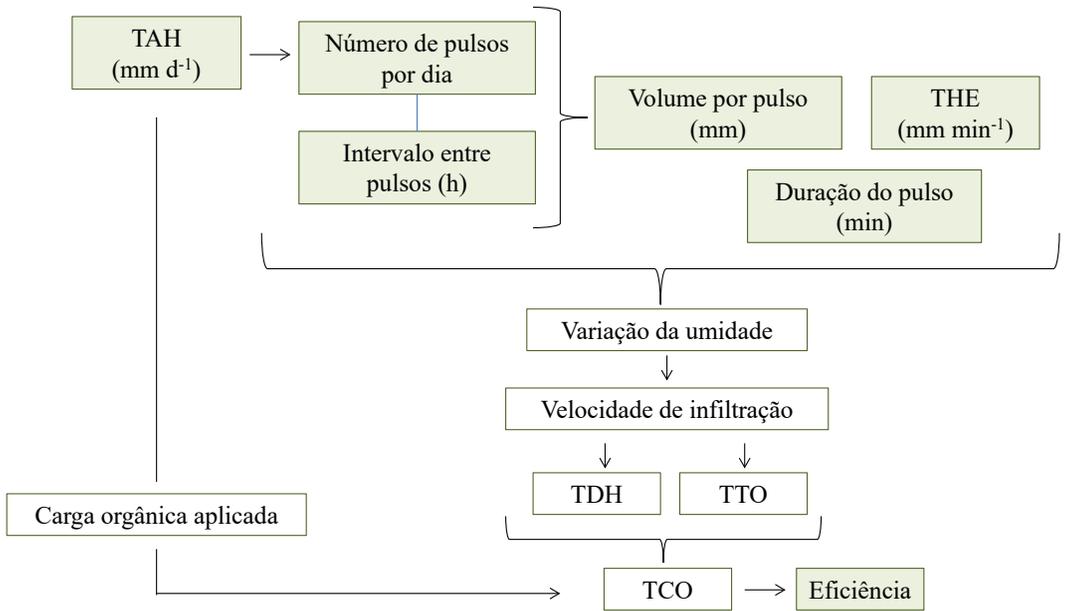


Figura 3.2 – Fluxograma das relações entre parâmetros operacionais, condições hidrodinâmicas, consumo e transferência de oxigênio e o desempenho do tratamento em WCV.

Fonte: Autoria própria.

Na tabela 3.3 são apresentados limites sugeridos, referentes às taxas e cargas aplicadas e ao modo de alimentação, obtidos da experiência em pesquisas brasileiras nos últimos 15 anos. O material de consenso sobre dimensionamento elaborado por Von Sperling e Sezerino (2018) aborda critérios de projeto para TAH e cargas orgânicas máximas a serem aplicadas em WCV. No entanto, ainda faltam definições relacionadas ao modo de alimentação, principalmente no que diz respeito à WCV-DL e WCV-FS. Dessa forma, os resultados experimentais mostrados na tabela podem ser utilizados como referência.

Tabela 3.3 – Critérios operacionais conforme a experiência em pesquisas brasileiras.

Tipologia	Meio suporte	TAH ⁶	Carga Orgânica ⁶	Volume por pulso	THE	Intervalo entre pulsos	Repouso
		(mm d ⁻¹)	(g DQO m ⁻² d ⁻¹)	(mm)	(mm min ⁻¹)	(h)	(dias)
WCV-DL ¹	areia	≤ 100 ⁴	≤ 40	≤ 25	≥ 4	≥ 3	≥ 3,5
WCV-FS ¹	areia	≤ 100 ⁴	≤ 40	≤ 25	≥ 4	≥ 3	≥ 3,5
WCV-DL ²	brita	≤ 100	≤ 50	7,5 – 11,3	5 – 8	≥ 2	-
WCV-SF (1º estágio) ³	brita	400	300 ⁵	-	10	1 - 4	3,5

Legenda: ¹GESAD/ENS/UFSC; ²Decezaro (2018); ³Von Sperling e Sezerino (2018); ⁴Valores dentro da faixa recomendada por Von Sperling e Sezerino (2018); ⁵Valor equivalente à carga de DBO recomendada, de 150 g m⁻² d⁻¹. ⁶Valores referentes a um leito em operação.

Fonte: Autoria própria.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste capítulo foram apresentadas definições, métodos de avaliação e resultados da experiência adquirida pelos autores em pesquisas realizadas no Brasil. Além disso, foram descritas as principais relações entre as características físicas e operacionais que influenciam no desempenho dos WCV. Essas interações permitem concluir-se que: Tanto o TDH quanto a TTO dependem de parâmetros construtivos (como o tipo de meio suporte adotado e o nível de saturação de fundo) e também operacionais, como a TAH (mm d^{-1}), o volume específico do pulso (mm) e a THE (mm min^{-1}). A relação entre a TTO e o TDH pode ser inferida pela TCO. Quando a TCO se aproxima da demanda de oxigênio para degradação da matéria orgânica carbonácea e a nitrificação, significa que o TDH e a TTO são suficientes para que as reações de oxidação ocorram, o que garante o bom desempenho do tratamento. Essas relações são essenciais para entendimento do funcionamento do sistema por parte de pesquisadores e projetistas, objetivando a melhoria constante do projeto e operação dos WCV.

REFERÊNCIAS

- ANDREOTTOLA, G. *et al.* Respirometric techniques for assessment of biological kinetics in constructed wetland. **Water Science and Technology**, London, v. 56, n. 3, p. 255-261, 2007.
- COOPER, P. 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**, London, v. 51, n. 9, p. 81-90, 2005.
- COTA, R. S. **Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais plantados e não plantado com alimentação em pulso, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto**. 2011. 215 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- COTA, R. S.; VON SPERLING, M.; PENIDO, R. C. S. Tracer studies and hydraulic behaviour of planted and un-planted vertical-flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, London, v. 64, n. 5, p. 1056-1063, 2011.

DECEZARO, S. T. *et al.* Influence of hydraulic loading rate and recirculation on oxygen transfer in a vertical flow constructed wetland. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 668, p. 988-995, 2019.

DECEZARO, S. T. **Nitrificação e remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos de efluente doméstico em wetland construído de fluxo vertical**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016.

DECEZARO, S. T. **Sistema de tanque séptico e wetland construído vertical com recirculação para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto doméstico**. 2018. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2018.

DECEZARO, S. T. *et al.* Vertical flow constructed wetland planted with *Heliconia psittacorum* used as decentralized post-treatment of anaerobic effluent in Southern Brazil. **Journal of Environmental Science and Health: part A**, [s. l.], v. 53, n. 13, p. 1131-1138, 2018.

FECHINE, V. Y. **Avaliação do desempenho e da rotina operacional em wetlands construídos verticais empregados no tratamento de esgoto sanitário**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

FORQUET, N. *et al.* Diphasic modelling of vertical flow filter. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 35, n. 1, p. 47-56, 2009.

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

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Florida: Taylor & Francis, 2009.

KAYSER, K.; KUNST, S. Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. **Water Science and Technology**, London, v. 51, n. 9, p. 177-184, 2005.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das reações químicas**. São Paulo: Brucher, 2000.

LIÉNARD, A.; BOUTIN, C.; ESSER, D. Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe, p. 153-167. *In*: VYMAZAL, J. (Ed.). **Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe**. France: Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 1998.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Tradução de Ivanildo Hespagnol e José Carlos Mierzwa. Porto Alegre: AMGH, 2016. 1980 p.

MOLLE, P. French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer. **Water Science and Technology**, London, v. 69, n. 1, p. 106-112, 2014.

MORVANNOU, A. *et al.* Solid respirometry to characterize nitrification kinetics: A better insight for modelling nitrogen conversion in vertical flow constructed wetlands. **Water Research**, [s. l.], v. 45, n. 16, p. 4995-5004, 2011.

NIVALA, J. *et al.* Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 61, p. 544-554, 2013.

NIVALA, J. *et al.* The new German standard on constructed wetland systems for treatment of domestic and municipal wastewater. **Water Science and Technology**, London, v. 78, n. 11, p. 2414-2426, 2018.

- PENIDO, R. C. S. **Avaliação hidráulica de leitos de fluxo vertical plantados e não plantado em escala de demonstração.** 2009. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.
- PETITJEAN, A. *et al.* Modelling aerobic biodegradation in vertical flow sand filters: impact of operational considerations on oxygen transfer and bacterial activity. **Water Research**, [s. l.], v. 46, n. 7, p. 2270-2280, 2012.
- PLATZER, C. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**, London, v. 40, n. 3, p. 257-263, 1999.
- RAMÍREZ, R. J. M. G. **Remoção de matéria orgânica e nutrientes em sistema de tanque séptico seguido de wetland construído de fluxo vertical com recirculação.** 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2019.
- SANTOS, M. O. **Otimização de wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário.** 2019. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) –Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.
- VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. **Boletim Wetlands Brasil**, Florianópolis, Edição Especial, nov. 2018. 65 p. ISSN 2359-0548.
- ZUMALACARREGUI, J. **Influência das condições hidrodinâmicas nos processos de conversão aeróbia em wetlands construídos de escoamento vertical no tratamento de esgoto doméstico bruto.** 2018. Tese (Doutorado Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

CAPÍTULO 4

MICROBIOLOGIA COMO FERRAMENTA PARA A MANUTENÇÃO DO DESEMPENHO DE TRATAMENTO DE ESGOTO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS

Catiane Pelissari¹

Daniele Damasceno Silveira²

4.1 INTRODUÇÃO

Os Wetlands Construídos (WC) são conhecidos por serem uma tecnologia relativamente simples de implantação e operação. No entanto, a sua manutenção interna, bem como a inter-relação entre os processos bioquímicos que se desenvolvem no interior de cada unidade, é complexa, principalmente no que diz respeito

1 Pesquisadora no Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD/UFSC). Doutora em Engenharia Ambiental. Possui mais de 10 anos de experiência em pesquisas com a ecotecnologia dos wetlands construídos aplicados para o tratamento de diferentes tipos de efluentes e monitoramento da ecologia microbiana.

2 Doutora em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (2015). Atualmente pesquisadora do Laboratório de Reuso das Águas (LARA) da UFSC com parceria em projetos internacionais. Experiência de mais de 10 anos em sistemas de Tratamento Wetlands para a remoção de efluentes domésticos e na avaliação da comunidade microbiana.

à atividade microbiana. Assim, os WC ainda são considerados como uma tecnologia de caixa preta (BUTTON *et al.*, 2015). Apesar disso, o entendimento da dinâmica da microbiota interna e a sua importância na remoção de poluentes e na ciclagem biogeoquímica, já é mundialmente aceita pela comunidade científica e usuários em geral dessa ecotecnologia.

Independentemente da modalidade de WC, a comunidade microbiana é comumente encontrada em três áreas, anexada ou próxima a rizosfera, na biomassa aderida ao material filtrante, e na água residuária afluyente ao sistema (figura 4.1a). À medida que o efluente percola no interior da unidade de tratamento, os constituintes químicos são removidos e transformados com auxílio da população microbiana que está ativa e presente no meio. Esse processo ocorre por meio de ações metabólicas que são facilitadas por uma série de reações enzimáticas baseadas no processo de requisito ou ação funcional, específica de um grupo microbiano presente (WEBER, 2016).

Paralelamente aos processos de oxidação e redução de compostos, ocorre a secreção de substâncias poliméricas formando o biofilme, o qual fica suspenso ou aderido no material filtrante (FAULWETTER *et al.*, 2009). Esse processo é unicamente desencadeado por microrganismos, e além de estar diretamente relacionado com o desempenho de tratamento, influência na hidrodinâmica da unidade. Isso ocorre porque, primeiramente, à medida que a quantidade do biofilme aumenta dentro do sistema, os poros vazios do maciço filtrante podem diminuir ao longo do tempo, resultando em novos fluxos hidráulicos dentro do sistema e, conseqüentemente, o surgimento de zonas mortas e novos caminhos preferenciais do efluente. Essa ação é bastante interessante, pois o fluxo de nutrientes no interior do biofilme é reduzido em regiões do meio filtrante onde a porosidade é limitada. Posteriormente, à medida que esse processo persiste ao longo do tempo, e dependendo da carga de

sólidos aplicada na unidade, indícios de colmatção podem ser identificados. Portanto, conhecer o processo de desenvolvimento do biofilme, o qual está atrelado à formação e desprendimento deste (figura 4.1b), torna-se bastante útil, a fim de auxiliar na hidrodinâmica de um sistema.

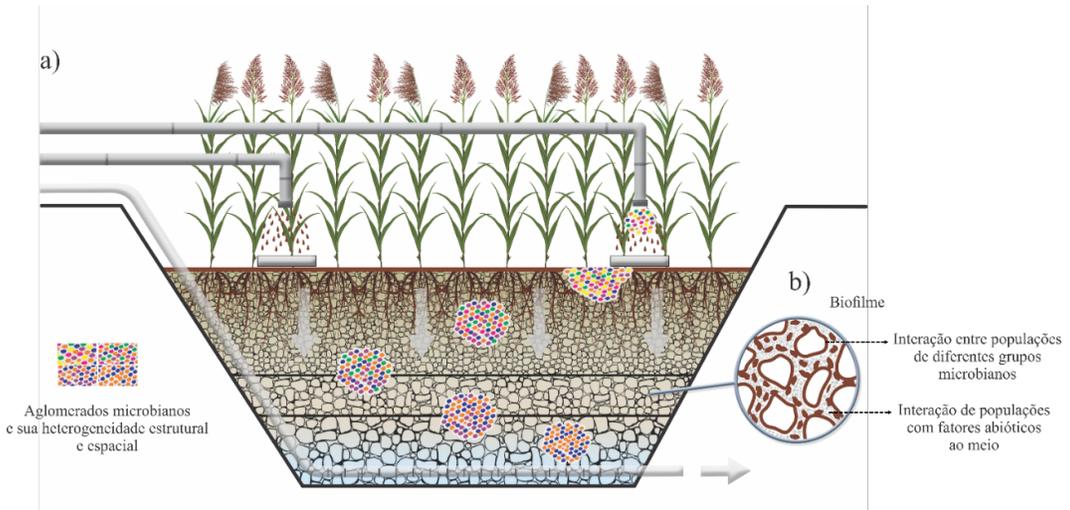


Figura 4.1 – Representação esquemática das aglomerações microbianas presente em wetland construído vertical (a) Representação esquemática da heterogeneidade da microbiota; (b) detalhe para a formação e desprendimento do biofilme e suas interações com o meio.

Fonte: Autoria própria.

Além disso, os WC possuem diferentes áreas em seu interior originando distintos microambientes, os quais selecionam habilidades funcionais específicas dos microrganismos e consequentemente interferem na formação estrutural da microbiota presente no biofilme. Nesse sentido, a comunidade microbiana é conhecida por ser heterogênea, temporal e estruturalmente dinâmica, bem como por extensão funcionalmente diversificada (WEBER, 2016). Assim, qualquer mudança nos grupos funcionais microbianos pode afetar diretamente o desempenho dos WC na remoção de poluen-

tes (HE *et al.*, 2016). A quantidade e o tipo de reações enzimáticas produzidas por esses grupos funcionais microbianos estão vinculados a fatores abióticos ao biofilme, tais como a disponibilidade de oxigênio dissolvido, o potencial redox, a quantidade de carbono e nutrientes disponíveis no meio (FAULWETTER *et al.*, 2009). Esse ponto é extremamente importante para a ecotecnologia dos WC, pois as condições ambientais presentes no maciço filtrante são proporcionadas pelos parâmetros operacionais e de projeto em que estas unidades se encontram inseridas. A exemplo desses parâmetros operacionais, o regime hidráulico operado (taxa hidráulica, taxa hidráulica específica, número de pulsos por dia, volume específico de pulsos, períodos de repouso ao longo da semana), o tipo do material filtrante e os carregamentos orgânicos e inorgânicos aplicados (PELISSARI *et al.*, 2018). Assim, mudanças operacionais nos WC desencadeiam mudanças populacionais dentro do biofilme (PELISSARI *et al.*, 2017b; SILVEIRA *et al.*, 2020).

Apesar das populações microbianas serem agentes-chave no desempenho de tratamento dos WC, por muito tempo a dinâmica microbiana nesses sistemas foi definida por meio de indicadores globais para avaliar o desempenho, tais como os parâmetros físico-químicos identificados no afluente e efluente de uma unidade de tratamento (SILVEIRA *et al.*, 2020). Nesse sentido, avaliações mais aprofundadas da microbiologia em WC são de extrema importância, uma vez que ao se obter informações específicas sobre a estrutura e atividade da comunidade microbiana dentro dos sistemas, podem ser sugeridas modificações nos parâmetros de projetos, para maximizar a vida útil, melhorar o desempenho de tratamento e reduzir o requerimento tanto enérgico como de área, a projetos de engenharia por meio de estudos microbiológicos.

4.2 APLICABILIDADE DA MICROBIOLOGIA NOS WETLANDS CONSTRUÍDOS

A avaliação da comunidade microbiana em WC já é um trabalho que vem sendo conduzido a longa data dentro do campo da engenharia. Inclusive, nos últimos anos, estudos aprofundados na dinâmica microbiana, bem como em alternativas metodológicas aplicadas para essa finalidade, vêm crescendo consideravelmente tanto a nível internacional quanto nacional.

No entanto, quando se trata da ecotecnologia dos WC, é preciso levar em consideração uma série de fatores, tais como: (i) as condições de contorno em que a unidade de tratamento encontra-se inserida, relacionado aos parâmetros operacionais, material filtrante, carregamentos orgânicos, inorgânicos e hidráulicos, macrófita empregada; (ii) a variação espacial da unidade de tratamento, tanto em nível de profundidade quanto em relação a área superficial; (iii) a variação temporal devido a influência das estações climáticas; (iv) o tempo de funcionamento das unidades de tratamento, pois isso implica diretamente na formação e na estabilidade da comunidade microbiana presente no meio; (iv) e a formação do biofilme, pois nos WC geralmente o mesmo se desenvolve aderido a um material de suporte (sedimentos, material filtrante e raiz). Portanto, antes da escolha de qual técnica metodológica a ser utilizada, um planejamento amostral (número de amostras, local de coleta e quando coletar) e, sobretudo, a etapa de armazenamento e preparo da amostra vinculada ao desprendimento do biofilme do material de suporte, tornam-se fatores primordiais para o êxito do estudo.

A etapa inicial referente ao desprendimento do biofilme do material filtrante, ou do meio de suporte, é de extrema importância devido à necessidade de manter a integridade das células microbianas para se obter um material genético (DNA ou RNA) adequado, tanto em termos de concentração quanto em qualidade para a eta-

pa posterior de extração. No entanto, até os dias atuais não existe um padrão de como realizar a extração do biofilme aderido, a fim de nortear tecnicamente essa etapa. Na literatura mundial é possível encontrar alguns trabalhos que investigaram o efeito de diferentes metodologias para o desprendimento do biofilme, tais como Weber e Legge (2010), Button *et al.* (2015), Silveira *et al.* (2020) e Pelissari *et al.* (2017a). É importante ressaltar, que esses trabalhos não fornecem uma metodologia única, mas sim apontam adequações, técnicas comumente utilizadas e recomendações gerais que poderão ser úteis para trabalhos futuros.

Nesta etapa vale ressaltar o processo de armazenamento das amostras logo após a coleta. É recomendado que as amostras coletadas sejam armazenadas preferencialmente em ambientes estéreis e que sejam transportadas ao laboratório sob baixas temperaturas. Após o desprendimento do biofilme, este ou o material genético extraído poderão ser armazenados a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$. No entanto, quando se pretende realizar análises quantitativas ou quando as amostras serão guardadas por um longo período até o momento da análise (mais de 2 anos), o ideal é que as amostras sejam armazenadas a $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Em relação às alternativas metodológicas, para estudar a ecologia microbiana presente ao longo do perfil vertical, horizontal ou na fração líquida do WC, temos disponíveis técnicas que permitem verificar a atividade, a enumeração e a função de uma comunidade específica de interesse, ou de grupos funcionais mais amplos (WEBER, 2016). A associação dessas análises, também conhecidos como estudos multifásicos, vem proporcionando recentemente novos insights na avaliação da comunidade microbiana. Esse comportamento está atrelado ao fato de que cada técnica responde a uma pergunta específica, possibilitando assim, adquirir uma nova perspectiva para os processos biológicos, por vezes complexos, envolvidos no tratamento de águas residuárias. Essa habilidade que

a microbiologia proporciona fornece uma nova visão ao mundo dos WC, desconstruindo cada vez mais a ideia da caixa preta proposta anteriormente. Na tabela 4.1 apresentam-se algumas técnicas de biologia molecular amplamente empregada nos WC, suas funcionalidades e principais resultados obtido com o uso destas.

De forma geral, os métodos de enumeração procuram fornecer dados quantitativos sobre o número ou quantidade de microrganismos em uma amostra. Dentre eles, os mais utilizados são a hibridização fluorescente *in situ*, tradicionalmente conhecida como FISH e a reação em cadeia da polimerase em tempo real (qPCR). Já os métodos de medição de atividade não levam em conta diretamente o número de microrganismos em uma amostra, mas procuram entender o quão metabolicamente ativos eles estão (WEBER; GAGNON, 2014). Além disso, muitos estudos ainda utilizam técnicas indiretas para verificação da atividade dos microrganismos presentes em uma amostra, por exemplo, a verificação do consumo de oxigênio, a disponibilidade de carbono orgânico, a quantidade de fração orgânica presentes nas amostras. No entanto, atualmente, com o uso de sequenciamento genético a atividade pode ser verificada de forma direta. Essa abordagem será discutida adiante.

Tabela 4.1 – Técnicas de biologia molecular amplamente empregadas em estudos microbiológicos conduzidos em wetlands construídos.

Classificação	Técnica	Material genético empregado	Resultado obtido
Atividade	NGS	RNA	- Atividade de um grupo microbiano-alvo ou da comunidade em geral
	qPCR		
	Metatranscriptômica		
	Metaproteômica		
Funcionalidade	CLPP	Não se aplica	- Presença de grupos específicos ou comunidade em geral de uma determinada amostra gerando um perfil de função (potencial atividade)
	FISH	Não se aplica	
	PCR	DNA ou RNA	
	NGS		
	qPCR		
Estrutura	DGGE	DNA	- Identificar a abundância e diversidade da comunidade microbiana
	NGS		
Enumeração	FISH	Não se aplica	- Quantificar organismos específicos
	qPCR	DNA ou RNA	

Fonte: Autoria própria.

A análise funcional é utilizada para acessar as transformações metabólicas e gerar um perfil da função geral das populações presentes no meio (WEBER; GAGNON, 2014). Algumas técnicas moleculares que usam as vias genéticas presentes no meio (DNA) ou potencialmente ativas (mRNA) são comumente utilizadas, sendo elas a qPCR para quantificar o potencial funcional (baseado em um gene específico tanto em nível de DNA como mRNA), o FISH, e, mais recentemente o perfil fisiológico a nível de comunidade (CLPP),

usado para acessar a atividade dos microrganismos por meio do uso de fontes específicas de carbono.

Além das técnicas supracitadas, quando o objetivo é avaliar a estrutura da comunidade microbiana, o sequenciamento de nova geração (NSG) vêm sendo amplamente empregado. Dentre as técnicas disponíveis, atualmente o uso do sequenciamento Illumina de RNA ribossomal 16S (rRNA 16S) está largamente sendo utilizado por pesquisadores na área do tratamento de efluentes. Essa técnica é conduzida por meio de várias etapas em que, por fim, o sequenciador gera uma saída de dados que poderão ser utilizados para a produção dos resultados.

Resumidamente, tem-se como resultado a diversidade filogenética (índices de diversidade alfa e beta), e se os dados forem extraídos, unidades taxonômicas operacionais (OTUs) ou níveis taxonômicos podem ser identificados. Em outras palavras, a partir do sequenciamento 16S rRNA é possível identificar quais microrganismos estão presentes em uma amostra (quem são eles?), podendo chegar a nível de gênero e até espécie, dependendo do banco de dados utilizado para gerar a classificação taxonômica. Dessa forma, o sequenciamento metagenômico é visto por ser altamente eficaz na avaliação de mudanças na comunidade microbiana e, conseqüentemente, na compreensão da sua dinâmica ao longo do espaço e do tempo (WEBER, 2016).

No entanto, devido à grande quantidade de dados gerados pelo sequenciamento, vários autores ressaltam a importância do tratamento desses dados por meio do uso de sofisticados *pipelines* de bioinformática (PLUMMER *et al.*, 2015; ALMEIDA *et al.*, 2018; PEREIRA *et al.*, 2018). Sendo assim, a bioinformática é um ponto crucial na análise dos dados metagenômicos. Vários *pipelines* de bioinformática estão disponíveis, sendo atualmente os mais utilizados para o tratamento de dados do sequenciamento 16S rRNA o Qiime (CAPORASO *et al.*, 2010; BOLYEN *et al.*, 2019) e Mothur (SCHLOSS *et al.*, 2009).

Cabe ressaltar que os dados gerados pelo sequenciamento metagenômico não fornecem evidências diretas sobre o metabolismo dos microrganismos, ou seja, atividade e função. No entanto, atualmente é possível ter uma ideia do potencial funcional (metagenômica preditiva) usando dados proveniente do 16S por meio da investigação filogenética de comunidades por reconstrução de estados não observados (PICRUSt) (LANGILLE *et al.*, 2013). Essa análise usa uma abordagem computacional (via bioinformática) para prever a composição funcional de uma amostra, podendo ser usada como uma alternativa para quando não se é possível realizar análises diretas para a investigação da atividade.

Quando o foco é acessar a atividade de uma comunidade ou de um grupo funcional específico presente na amostra, geralmente trabalha-se em nível de RNA. A partir, disso podemos realizar o NGS e qPCR. Ambas as técnicas quando empregadas em nível de RNA, tem-se como resultado a potencial atividade do grupo microbiano-alvo. Além dessas técnicas, pode-se aplicar ainda, o sequenciamento metatranscriptômica e a metaproteômica. Essas duas últimas técnicas, quando conduzidas com uma abordagem de genoma inteiro podem destacar as vias metabólicas ativas e/ou os microrganismos ativos no momento da amostragem, ou seja, quem e o que eles fazem.

É muito importante evidenciar que a escolha de qual técnica a ser utilizada pode ser um desafio, principalmente considerando a limitação de recursos uma vez que algumas técnicas são bastante onerosas. Além disso, os WC são um dos sistemas de tratamento de água mais complexos que existem, e é por essa razão que estudos verdadeiramente rigorosos são tão difíceis de serem concluídos, devido aos inúmeros aspectos interdependentes em jogo, o que implica em uma necessidade de estudos multifásicos (WEBER, 2016).

4.3 AVANÇOS DA MICROBIOLOGIA NOS WETLANDS CONSTRUÍDOS

Na última década pesquisas foram desenvolvidas com o foco em elucidar a ecologia microbiana, oferecendo assim, subsídios para melhorar o desempenho de tratamento dos WC. Estudos realizados na clássica modalidade de wetland construído vertical (WCV), em wetland construído vertical de fundo saturado (WCV-FS), considerado este como uma modificação da tradicional modalidade de WCV e, em wetland construído vertical - Sistema Francês (WCV-SF) apontaram alguns caminhos e direcionamentos nesse sentido. A seguir serão descritos alguns exemplos de como a utilização do conhecimento da microbiologia contribuiu para o melhoramento de projetos de engenharia.

→ **Wetland construído vertical e wetland construído vertical de fundo saturado**

A carga orgânica (OLR) e a taxa hidráulica (HLR) aplicadas são parâmetros-chave para o dimensionamento de WCV, especialmente quando se buscam as transformações do nitrogênio. A aplicação de uma alta OLR pode influenciar no processo de nitrificação. Ainda, a HLR de forma indireta, também está vinculada com a nitrificação, pois está relacionada com o fluxo de oxigênio arrastado para o interior do módulo. Além desses parâmetros, a utilização de um regime hidráulico baseado em períodos de alimentação e repouso vem sendo empregada nesses sistemas, principalmente em unidades em escala real.

Nesse sentido, Pelissari *et al.* (2016) investigaram a influência da OLR, da HLR e do regime hidráulico operado sobre a comunidade bacteriana nitrificante e desnitrificante presentes no material filtrante de WCV. O estudo foi conduzido em dois microcosmos (M1

e M2) aplicados para o tratamento de esgoto sanitário, os quais simularam o perfil vertical de WCV. O M1 operou com uma OLR fixa de 41 g DQO m⁻² d⁻¹ e uma HLR média de 72 mm d⁻¹. Enquanto isso, o M2 operou com uma OLR média de 104 g DQO m⁻² d⁻¹ e uma HLR fixa em 170,5 mm d⁻¹. Após um período de 180 dias de alimentação com esgoto sanitário, um regime hidráulico intercalado de períodos de 30 dias de alimentação e 30 dias de repouso foi adotado. Ao término de cada período, as populações nitrificantes e desnitrificantes foram identificadas por meio da técnica FISH. Além disso, no final do experimento (360 dias de operação) foi realizado o NGS, de 16S rRNA de eubactéria, com amostras coletadas na camada do fundo e da superfície do maciço filtrante de cada WCV.

A abundância relativa de bactérias nitrificantes foi maior no WCV que operou com menor OLR e HLR (15 e 3 % para bactérias oxidantes da amônia (AOB), 18 e 10 % para bactérias oxidantes do nitrito (NOB) em períodos de alimentação e repouso, respectivamente), comparativamente ao M2 (9 e 1 % para AOB, 8 e 4 % para NOB, em períodos de alimentação e repouso, respectivamente). Além disso, foi identificado no M1, maior abundância de populações desnitrificantes. Por fim, foi visualizado uma diminuição na abundância de bactérias nitrificantes no final de cada período de repouso. Contudo, estas restabeleceram-se no meio, com a retomada da alimentação, demonstrando abundância similar em todos os períodos de operação. Bactérias desnitrificantes permaneceram estáveis ao longo do período de estudo.

Além da OLR e a HLR serem parâmetros-chave na nitrificação, a competição por oxigênio entre bactérias autotróficas e heterotróficas é outra questão amplamente reportada pela literatura, principalmente em ambientes com altas concentrações de carbono (SAEED; SUN, 2012). Diante disso, o estudo conduzido por Pelissari *et al.* (2017b) avaliaram a dinâmica da comunidade microbiana nitrificante e desnitrificante ativa, presente no maciço filtrante de

um WCV, operado sobre alta OLR e HLR. O WCV foi operado com ciclos de 3,5 dias de repouso e 3,5 dias de alimentação e com uma HLR de 375 mm d⁻¹, e operou sob duas OLR distintas, 6 meses de operação sob uma OLR média de 130 g DQO m⁻² d⁻¹, e posteriormente, a OLR diminuiu para 80 g DQO m⁻² d⁻¹ por mais 6 meses de operação. No final de cada período operacional referente a cada OLR, foram coletadas amostras do maciço filtrante na camada da superfície e do fundo do WCV. Com essas amostras, foi extraído o RNA e DNA e, posteriormente, foi empregada a técnica de qPCR, com base nos genes funcionais envolvidos nas transformações do nitrogênio, para identificar a abundância total e a abundância ativa da amostra. Além disso, foi realizado NGS do 16S rRNA de bactérias e arqueas. A partir dos resultados microbiológicos, a nitrificação foi realizada por AOB (*Nitrosospira*), e por arqueas oxidantes de amônia (AOA) (*Nitrososphaeraceae*) e NOB (*Nitrobacter*).

AOB foram mais abundantes que AOA na superfície e no fundo do WCV. Contudo, AOA sempre foram mais ativas que AOB. Dessa forma, AOA mostraram ser mais estáveis que AOB, sendo menos afetadas pela variação da OLR. AOB, AOA e bactérias desnitrificantes foram identificadas mais ativas na camada da superfície quando o WCV operou com maior OLR (130 g DQO m⁻² d⁻¹). Opostamente, quando a carga orgânica diminuiu (80 g DQO m⁻² d⁻¹), AOB, AOA e bactérias desnitrificantes mostraram maior atividade na camada do fundo.

Posteriormente, em um dos primeiros estudos conduzidos em WCV-FS em escala real (área de 3.141 m²) empregado para o tratamento de esgoto sanitário de um condomínio residencial, Pellissari *et al.* (2017b) avaliaram a comunidade bacteriana nitrificante e desnitrificante, mediante duas condições operacionais aplicadas ao WCV-FS, i) períodos de repouso e alimentação de 30 dias e ii) baixa OLR e HLR aplicadas, na ordem de 4 g DQO m⁻² d⁻¹ e 24,5 mm d⁻¹, respectivamente. Nesse sistema foi caracterizado a comunidade

bacteriana nitrificante e desnitrificante durante 1 ano, por meio da técnica de FISH. A abundância de bactérias nitrificantes identificada em relação ao total de bactérias foi maior nos períodos de operação quando comparado aos períodos de repouso (8 % e 3 % para AOB e 5 % e 2 % para NOB, em períodos de alimentação e repouso, respectivamente). Bactérias desnitrificantes foram identificadas com uma abundância em torno de 10% ao longo do perfil vertical. Períodos de repouso promoveram uma diminuição na abundância bacteriana nitrificante. Por outro lado, as bactérias desnitrificantes não foram influenciadas pelos períodos de repouso.

Em outro estudo, Pelissari *et al.* (2018) mostraram as variações entre a dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante ativa presentes no maciço filtrante de um WCV-FS e um WCV, quando submetidos às mesmas condições operacionais. Foi avaliado um WCV e WCV-FS (1,5 m² de área superficial cada), com areia e brita como material filtrante, operados em paralelo, sob as mesmas condições operacionais (OLR de 40 g DQO m⁻² d⁻¹, HLR de 133 mm d⁻¹ e um regime hidráulico com alimentações diárias). Após 6 meses de operação, foram coletadas amostras do maciço filtrante na camada da superfície e do fundo de ambos os WC. Com essas amostras, foi extraído o RNA e DNA e empregada a técnica de qPCR, com base nos genes funcionais envolvidos nas transformações do nitrogênio para identificar a abundância total e a abundância ativa dos mesmos. Além disso, foi realizado NGS de 16S rRNA de bactérias e arqueas (baseado no cDNA). O WCV-FS apresentou maior remoção de nitrogênio (5 g NT m⁻² d⁻¹) que o WCV (2,5 g NT m⁻² d⁻¹). No WCV, a atividade de AOB foi inferior a AOA, sendo identificada uma relação simbiótica entre AOA e NOB. Enquanto que no WCV-FS, devido à presença de condições anóxicas/anaeróbias no meio, arqueas metanogênicas foram predominantemente ativas, reduzindo a atividade de AOA. Porém, mesmo assim em ambos os wetlands, AOA mostraram maior atividade que AOB. Bactérias desnitrificantes

foram identificadas em baixa atividade no WCV. Enquanto isso, no WCV-FS a atividade de bactérias desnitrificantes, sobretudo na camada saturada da unidade, foi beneficiada. Além disso, o processo Commamox (do inglês *complete ammonium oxidizer*) foi comprovado em ambos os WC nesse estudo.

Apesar do desafio de entender as inter-relações entre populações microbianas, em um complexo biofilme presente no material filtrante de WCV e WCV-FS, por meio de técnicas de biologia molecular em nível de RNA empregadas nas pesquisas aqui descritas, foi possível identificar comportamentos microbianos envolvidos nas transformações do nitrogênio. Além disso, parâmetros operacionais podem promover mudanças populacionais no interior de um biofilme, e assim, baseado na dinâmica microbiana mostrada anteriormente, pode-se evidenciar alguns parâmetros de operação e projeto para WCV e WCV-FS, tais conforme segue:

→ Em relação a períodos de operação e repouso

Bactérias nitrificantes e desnitrificantes foram identificadas nos períodos de 30 dias de operação e nos 30 dias de repouso. Entretanto, a abundância bacteriana nitrificante foi menor nos períodos de repouso, quando comparado aos períodos de operação. Apesar disso, essas bactérias mostraram estratégias de sobrevivência com baixa concentração de substrato (devido à ausência de alimentação), e permaneceram ativas nos períodos de repouso, restabelecendo-se novamente no meio com a retomada da alimentação, com abundância similar em todos os períodos de alimentação. Dessa forma, destaca-se que os períodos de repouso de até 30 dias não afetaram a nitrificação.

Em relação às bactérias desnitrificantes, a abundância dessa comunidade foi maior nos períodos de repouso do que nos períodos de operação. Portanto, períodos de repouso seguidos de

períodos de alimentação de até 30 dias não afetaram a atividade bacteriana nitrificante e desnitrificante, podendo-se indicar essa estratégia operacional como uma possibilidade para maximizar a vida útil dos WC ou para flexibilizar alternativas de arranjos tecnológicos, aplicáveis, por exemplo, para edificações com população flutuante.

→ Em relação à carga orgânica e taxa hidráulicas aplicadas

Baseado na dinâmica metabólica ativa das populações nitrificantes e desnitrificantes, relações simbióticas entre AOA e NOB, competição entre populações de NOB e processos como Commamox podem ter ocorrido no interior do biofilme de WCV e WCVD-FS, dependente do modo operacional. Globalmente, AOA foi uma comunidade-chave no processo de oxidação da amônia em WCV e WCV-FS, apresentando maior atividade e estabilidade que a comunidade de AOB. Enquanto que AOB mostraram ser sensíveis às mudanças operacionais das unidades de tratamento. Bactérias desnitrificantes mostraram um comportamento associado com a disponibilidade de carbono e, também, com a variação espacial das populações oxidantes da amônia, sendo evidentemente beneficiadas na camada saturada do WCV-FS.

A aplicação de alta OLR (até o valor de $130 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), associada de alta HLR (até o valor de 375 mm d^{-1}) em areia como material filtrante, não limitou a atividade de populações oxidantes de amônia. Ainda sob essas condições operacionais, foram identificadas alta atividade de bactérias e arqueas oxidantes de amônia, tanto na camada da superfície, quanto na camada do fundo de WCV. AOB mostraram ser mais sensíveis às condições operacionais que as AOA. Além disso, em todos os sistemas avaliados essas arqueas mostraram maior abundância ativa que as bactérias, indicando serem populações-chave no processo de oxidação da amônia em WCV.

Independentemente dos carregamentos orgânicos e hidráulicos, a remoção de nitrogênio, bem como a atividade de bactérias desnitrificantes, foi maximizada em unidades de tratamento com uma saturação de fundo. Portanto, quando o critério de projeto for remoção de nitrogênio, indica-se a utilização de um WCV-FS.

→ **Wetland construído vertical – Sistema Francês**

Com o intuito de otimizar o processo no tratamento do nitrogênio e reduzir a área requerida, várias inovações e modificações na configuração clássica do Sistema Francês vêm sendo testadas nos últimos anos. Dentre elas, destaca-se aqui o sistema de um estágio de fluxo vertical com saturação no fundo do filtro proposto por Silveira *et al.* (2015). Essa modificação foi desenvolvida com o intuito de gerar duas zonas de oxigenação – aeróbia e anóxica (esta provocada pelo fundo saturado), no mesmo filtro, tendo como objetivo promover a nitrificação e a desnitrificação em um único estágio (com eficientes taxas de remoção), diminuindo a área para implantação e conseqüentemente reduzindo os custos operacionais.

No entanto, sabe-se que a nitrificação é o primeiro processo afetado pela depleção de oxigênio sendo um indicador relevante para determinar condições favoráveis e que evitem as disfunções de desempenho, sendo assim, um projeto microbiológico para melhorar a compreensão da dinâmica da microbiota nitrificante é bastante relevante. A correlação entre esses conjuntos de dados deve fornecer informações para ajudar a melhorar a nitrificação, a adaptação do projeto, design e operação desses sistemas no futuro.

Nesse sentido, o estudo multifásico feito por Silveira *et al.* (2020) teve como objetivo avaliar a comunidade microbiana por meio da identificação dos gêneros dominantes, destacando as bactérias ligadas ao ciclo do nitrogênio e compreender sua dinâmica

estrutural e potencial funcional no primeiro estágio do tratamento de quatro Sistemas Francês.

Como a microbiota é conhecida por ser heterogênea, especialmente em sistemas wetlands de tratamento que possuem uma ampla variedade de modificações de projeto e condições operacionais, o trabalho realizou amostragem em diferentes locais dentro dos filtros (espacialmente) e em diferentes estações do ano (temporalmente) a fim de obter uma melhor amostragem e um entendimento mais sólido do comportamento da comunidade microbiana nos sistemas avaliados. Além disso, um ponto importante a ser destacado é que os quatro sistemas estavam em operação a pelo menos dois anos no momento da coleta e, portanto, a comunidade microbiana foi considerada estável.

Devido ao foco do trabalho ter sido a comunidade bacteriana ligada ao ciclo do nitrogênio, em uma primeira etapa, a técnica eletroforese em gel com gradiente desnaturante (DGGE) foi escolhida para visualizar o perfil estrutural das bactérias oxidantes de amônia (AOB) que são responsáveis pela nitrificação e, PCR quantitativo (qPCR) para quantificar essas AOB prevendo seu potencial funcional. Na segunda etapa do trabalho, o sequenciamento metagenômico do rRNA 16S foi usado para a identificação do perfil taxonômico dos gêneros dominantes em termos de abundância relativa, bem como a diversidade da microbiota. Adicionalmente, para se ter insights sobre a atividade metabólica (potencial funcional) dos gêneros identificados, foi utilizada o PICRUST.

Em resumo, a partir da avaliação da microbiota, os autores puderam constatar que a camada de lodo depositada na superfície dos filtros teve um potencial significativo de interferir na operação do sistema, uma vez que essa camada altera a estrutura e diversidade da microbiota – devido ao alimento fornecido para as bactérias que realizam nitrificação e desnitrificação em toda a verticalidade do filtro. Diante desse resultado foi constatado que, desde que haja uma

concentração adequada de oxigênio, o depósito de matéria orgânica na superfície do filtro é benéfico para a eficiência do tratamento. Essa premissa veio ao encontro com a afirmação de Molle (2014), de modo que a especificidade do sistema Francês em receber esgoto bruto foi reforçada.

Curiosamente os autores também observaram que mesmo em temperaturas mais baixas durante o período de inverno, os sistemas tiveram boa eficiência na nitrificação. Juntamente com este resultado foi observado que, independentemente da presença de neve, houve pouca alteração na diversidade bacteriana. Dessa forma, este resultado pode indicar que uma boa eficiência na nitrificação durante o inverno pode ter sido alcançada devido a uma comunidade nitrificante bem estabelecida. A camada de depósito de lodo e a aeração do fundo promovida pelos drenos de aeração, de acordo com os autores, também foram responsáveis pelos resultados encontrados, uma vez que eles influenciaram na estrutura espacial e no potencial funcional, favorecendo bactérias nitrificantes nas camadas abaixo da superfície.

Mediante os resultados da microbiologia, os autores também observaram que um aparente declínio na diversidade ocorreu ao longo do ciclo de operação; assim, pode-se concluir que o tempo de descanso (sete dias) seria suficiente para evitar um declínio excessivo na comunidade nitrificante, contribuindo para a eficiência do tratamento. Outro resultado que foi diretamente relacionado com a operação do sistema foi em relação a distribuição do efluente na superfície dos filtros. Os autores constataram que dois pontos de alimentação para uma área de 35 m² com fluxo de alimentação de 1 m³/h/m², usualmente utilizado no Sistema Francês, promoveram uma boa homogeneização do efluente, uma vez que a diversidade microbiana durante o período de alimentação estava muito similar.

A partir do conjunto de dados funcionais e estruturais obtidos pelo estudo os autores puderam correlacionar alguns gêneros

bacterianos com o desempenho dos sistemas na remoção dos nutrientes/poluentes, dentre eles *Mycobacterium*, *Acinetobacter*, *Flavobacterium*, *Rhodanobacter*, *Flavihumibacter* e *Nitrospira*. Essa informação poderá ajudar trabalhos futuros que desejem, por exemplo, utilizar culturas puras e adição de fontes específicas de carbono a fim de otimizar a eficiência do tratamento. Outro ponto importante a ser destacado no trabalho de Silveira *et al.* (2020) foi a detecção de genes previstos para o processo de desnitrificação em sistemas verticais que priorizam a nitrificação. De acordo com os autores, esse resultado permitiu o avanço da ideia de que modificações podem ser promissoras, como o uso de um único estágio com fundo saturado para melhorar a remoção de nitrogênio.

Outro estudo multifásico que utiliza a avaliação da comunidade microbiana por meio de duas técnicas moléculas – Perfil fisiológico em nível comunitário (*Community-Level Physiological Profiling* – CLPP) e o Sequenciamento metagenômico do rRNA – para promover melhorias no design e operação de WC está sendo conduzido em dez sistemas de tratamento wetlands com diferentes designs e operação (dados a serem publicados). O estudo tem como objetivo identificar quais modificações poderão ser realizadas na configuração desses sistemas com base nos resultados da avaliação microbiológica. Portanto, esse trabalho trará informações de como otimizar o metabolismo dos microrganismos e, conseqüentemente o desempenho na eficiência do tratamento, bem como modificações na operação e/ou diminuição de área requerida.

Como mencionado no item 4.2, o uso do sequenciamento metagenômico Illumina 16S rRNA é atualmente o mais utilizado devido ao seu potencial de gerar uma visão sem precedentes da diversidade microbiana e classificação taxonômica; porém, gera uma grande quantidade de dados que necessitam de um tratamento posterior por meio do uso de *pipelines* de bioinformática. Informações sobre os *pipelines* disponíveis podem ajudar os pes-

quisadores a escolher qual ferramenta utilizar para o processamento dos dados. Vários *pipelines* estão disponíveis, sendo alguns deles mais "amigáveis" de serem aplicados. No entanto, cabe ressaltar que cada *pipeline* tem suas vantagens e desvantagens e, dependendo dos passos a serem seguidos e métricas a serem utilizadas, poderá gerar interferência nos resultados levando os autores a conclusões questionáveis.

Sendo assim, um grande estudo com mais de cinco conjunto de dados de diferentes sistemas de tratamento de wetlands (dados a serem publicados) tem como objetivo mostrar a importância de se ter um tratamento dos dados provenientes do sequenciamento Illumina do RNA ribossômico 16S. O trabalho pretende auxiliar os pesquisadores a entender como os resultados do Illumina são processados, como proceder para a escolha de um *pipeline* a ser seguido e, principalmente, sobre importância do uso de uma ferramenta de bioinformática para analisar dados de sequenciamento 16S rRNA de amostras biológicas de wetlands.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar de atualmente a biologia molecular estar se mostrando uma ferramenta crucial no monitoramento dos WC e os pesquisadores terem acesso a diferentes técnicas em vez de indicar técnicas específicas para a avaliação da comunidade microbiana, as autoras gostariam de enfatizar o conceito de "adequação ao propósito" proposto por Weber (2016). A questão mais importante a se fazer antes de escolher um método é decidir "quais informações eu preciso e como essas informações ajudarão a contribuir com os objetivos gerais do estudo".

Esforçar-se por projetos experimentais multifásicos é talvez a recomendação mais importante a ser feita aqui. O campo dos

WC é multidisciplinar. Espera-se que colaborações adicionais sejam desenvolvidas, entre nossos grupos nos próximos anos, e que pesquisas voltadas para a comunidade microbiana em WC sejam conduzidas com um olhar mais amplo contribuindo com o entendimento desses sistemas tão complexos, sendo por isso tão eficazes no tratamento dos mais variados tipos de poluentes.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, A. *et al.* Benchmarking taxonomic assignments based on 16S rRNA gene profiling of the microbiota from commonly sampled environments. **GigaScience**, [s. l.], v. 7, n. 5, p. giy054, 2018. DOI: 10.1093/gigascience/giy0543.

BOLYEN, E. *et al.* Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. **Nature Biotechnology**, [s. l.], v. 37, n. 8, p. 852-857, 2019. DOI: 10.1038/s41587-019-0209-9.

BUTTON, M. *et al.* Microbial community metabolic function in subsurface flow constructed wetlands of different designs. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 80, p. 162-171, 2015.

CAPORASO, J. G. *et al.* QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. **Nature Methods**, [s. l.], v. 7, n. 5, p. 335-336, 2010.

FAULWETTER, J. L. *et al.* Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: a review. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 35, n. 6, p. 987-1004, 2009.

HE, T. *et al.* Spatiotemporal variation of bacterial and archaeal communities in a pilot-scale constructed wetland for surface water treatment. **Applied Microbiology and Biotechnology**, [s. l.], v. 100, n. 3, p. 1479-1488, 2016.

LANGILLE, M. G. *et al.* Predictive functional profiling of microbial communities using 16S rRNA marker gene sequences. **Nature Biotechnology**, [s. l.], v. 31, n. 9, p. 814-821, 2013.

MOLLE, P. French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer. **Water Science and Technology**, London, v. 69, n. 1, p. 106-112, 2014.

PELISSARI, C. *et al.* Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 574, p. 390-399, 2017a.

PELISSARI, C. *et al.* Organic load and hydraulic regime influence over the bacterial community responsible for the nitrogen cycling in bed media of vertical subsurface flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 95, p. 180-188, 2016.

PELISSARI, C. *et al.* Unraveling the active microbial populations involved in nitrogen utilization in a vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 584, p. 642-650, 2017b.

PELISSARI, C. *et al.* Effects of partially saturated conditions on the metabolically active microbiome and on nitrogen removal in vertical subsurface flow constructed wetlands. **Water Research**, [s. l.], v. 141, p. 185-195, 2018.

PEREIRA, M. B. *et al.* Comparison of normalization methods for the analysis of metagenomic gene abundance data. **BMC Genomics**, [s. l.], v. 19, n. 1, p. 274, 2018.

PLUMMER, E. *et al.* A comparison of three bioinformatics pipelines for the analysis of preterm gut microbiota using 16S rRNA gene sequencing data. **Journal of Proteomics & Bioinformatics**, Brussels, v. 8, n. 12, p. 283-291, 2015.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 112, p. 429-448, 2012.

SCHLOSS, P. D. *et al.* Introducing mothur: open-source, platform-independent, community-supported software for describing and comparing microbial communities. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 75, n. 23, p. 7537-7541, 2009.

SILVEIRA, D. D. *et al.* Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 77, p. 257-264, 2015.

SILVEIRA, D. D. *et al.* In-depth assessment of microbial communities in the full-scale vertical flow treatment wetlands fed with raw domestic wastewater. **Environmental Technology**, London, p. 1-16, 2020.

WEBER, K. P. Microbial community assessment in wetlands for water pollution control: past, present, and future outlook. **Water**, [s. l.], v. 8, n. 11, p. 503, 2016.

WEBER, K. P.; GAGNON, V. Microbiology in treatment wetlands. **Sust. Sanit. Pract.**, [s. l.], v. 18, p. 25-30, 2014.

WEBER, K. P.; LEGGE, R. L. Method for the detachment of culturable bacteria from wetland gravel. **Journal of Microbiological Methods**, [s. l.], v. 80, n. 3, p. 242-250, 2010.

CAPÍTULO 5

WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO VERTICAL (MODELO FRANCÊS) ADAPTADOS À REALIDADE BRASILEIRA PARA O TRATAMENTO DE ESGOTO DE PEQUENAS COMUNIDADES

Camila Maria Trein¹

Mirene Augusta de Andrade Moraes²

Marcos von Sperling³

5.1. INTRODUÇÃO

A variante dos wetlands construídos de escoamento vertical, segundo o denominado Sistema Francês (WV-SF), é reconhecida

1 Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC). Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Experiência de mais de 10 anos na área de tratamento de esgoto sanitário.

2 Engenheira Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela mesma universidade (UFMG).

3 Engenheiro civil. Doutor em Engenharia Ambiental pelo Imperial College London. Professor titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Experiência de mais de 40 anos no tratamento de esgotos sanitários. Autor de vários livros-texto na área, publicados em três idiomas.

por sua facilidade de operação e por tratar esgotos brutos, e tem sido adaptada para concepções ainda mais simples, para que seja implementada em locais de clima tropical. O metabolismo microbológico acelerado devido às condições de temperaturas mais elevadas tem permitido que esse sistema alcance requisitos de área menores em relação ao sistema Francês convencional, sem que isso implique em queda de robustez ou desempenho.

Dentre as variantes dos wetlands construídos, Rodriguez-Dominguez *et al.* (2020) verificaram que a menos estudada na América Latina é o WV-SF. Desse modo, a técnica percorrerá um longo caminho até que consiga ser amplamente reconhecida e estabelecida. Em razão do recente início das pesquisas do WV-SF nessa região, a escolha das plantas e os parâmetros de projeto e de operação poderão ainda sofrer alterações, na busca pela consolidação dos resultados.

5.2. WETLAND CONSTRUÍDO DE ESCOAMENTO VERTICAL – SISTEMA FRANCÊS CONVENCIONAL

A configuração desse sistema originou-se do trabalho desenvolvido na França pela equipe do Instituto Nacional de Pesquisa em Ciência e Tecnologia para o Meio Ambiente e Agricultura (Inrae), anteriormente IRSTEA (*Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture*, em francês) e Cemagref (*National Centre of Agricultural Mechanisation, Agricultural Engineering, Water and Forests*, em inglês), no final da década de 1980 (LOMBARD LATUNE; MOLLE, 2017). Essa tecnologia é aplicada no tratamento de esgoto bruto, ou seja, não requer etapa prévia de tratamento primário (tanque séptico ou tanque Imhoff), o que facilita o gerenciamento do lodo (MOLLE *et al.*, 2005; DOTRO *et al.*, 2017), uma vez que o tratamento do efluente e a estabilização do lodo ocorrem no mesmo sistema. Por conta de sua facilidade ope-

racional e boa capacidade de remoção de contaminantes, o WV-SF ganhou boa reputação no tratamento de esgoto doméstico, sendo, atualmente, o sistema mais utilizado na França para aplicação em pequenas comunidades (MOLLE *et al.*, 2005; MORVANNOU *et al.*, 2015). Estimam-se mais de 4.000 unidades construídas na França, o que equivale a cerca de 20% das Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) do país. O sistema Francês é tradicionalmente utilizado para o tratamento de águas residuárias geradas por equivalentes populacionais (e.p.) inferiores a 2.000 habitantes, mas tem se tornado cada vez mais aplicado a comunidades de médio porte (< 5.000 e.p.) (MOLLE, 2014; MORVANNOU *et al.*, 2015).

O WV-SF opera sob condições aeróbias, proporcionadas pela alimentação em batelada, mantendo um meio não saturado e assegurando o transporte de oxigênio para dentro do leito. A montante do filtro há um tanque que acumula esgoto até preenchimento de um certo volume definido em projeto e, então, o fluido é lançado rapidamente na superfície do filtro em operação por meio de bomba ou sifão, dispensando neste último gasto energético (ver Figura 5.3). O efluente então infiltra e percola pelo meio filtrante em sentido descendente e é coletado pela rede de drenagem localizada na parte inferior. Esse fluxo intermitente gera ciclos de aplicação do esgoto, percolação e drenagem, criando condições cíclicas da variação do potencial de oxirredução, com fases de oxidação e redução (KADLEC; WALLACE, 2009).

Além disso, esse sistema é composto por dois estágios (Figura 5.1): no primeiro estágio, há três filtros em paralelo, com fases alternadas de alimentação e repouso (usualmente 3,5 dias de alimentação e 7,0 dias de repouso). O segundo estágio possui duas unidades filtrantes em paralelo, também com fases alternadas de alimentação e repouso (usualmente 3,5 dias de alimentação e 3,5 dias de repouso), que recebem o efluente do primeiro estágio, atuando, portanto, como polimento na remoção de sólidos e matéria orgânica, e de potencializador para nitrificação (MOLLE *et al.*,

2005). Para as condições climáticas temperadas, prevalentes na França, a área total demandada é de $2,0 \text{ m}^2.\text{e.p}^{-1}$, divididos em $1,2 \text{ m}^2.\text{e.p}^{-1}$ para o primeiro estágio (repartidos em 3 unidades de $0,4 \text{ m}^2.\text{e.p}^{-1}$ cada) e mais $0,8 \text{ m}^2.\text{e.p}^{-1}$ para o segundo estágio (repartido em 2 unidades). O filtro contempla cerca de 70 cm de profundidade, preenchido por diferentes camadas (filtrante, de transição e de drenagem) de material filtrante.



Figura 5.1 – Esquema de um wetland vertical – Sistema Francês tradicional: três unidades no primeiro estágio e duas unidades no segundo estágio.

Fonte: Ferraz e Faria (2020).

Um fenômeno importante que se verifica na superfície dos leitos do primeiro estágio é a formação de uma camada de lodo, que se torna um componente do tratamento devido à sua grande área superficial e à presença e diversidade de microrganismos (MOLLE, 2014; PAING *et al.*, 2015). Por isso, ao menos 30 cm de borda livre, acima do meio filtrante, devem ser destinados ao acúmulo superficial de lodo formado pelos sólidos presentes no esgoto bruto. Esse

depósito biológico muito contribui para o desempenho do sistema e, portanto, necessita de 1 a 2 anos até seu pleno desenvolvimento. Na França, a taxa de acúmulo de lodo armazenado na superfície das unidades do primeiro estágio do WV-SF varia de 1,5 cm.ano⁻¹ a 3,0 cm.ano⁻¹ (MOLLE *et al.*, 2005; MOLLE, 2014; DOTRO *et al.*, 2017). Recomenda-se que a retirada da camada de depósito orgânico seja realizada após intervalos longos de operação (10-15 anos), quando seu excessivo crescimento poderá intensificar a colmatação e afetar a remoção de poluentes (MOLLE *et al.*, 2005). Após a retirada do lodo, este pode ser aplicado na agricultura.

Ainda é importante ressaltar que a acumulação de matéria orgânica não ocorre apenas na superfície do filtro, mas também em seus primeiros 15-20 centímetros (PLATZER; MAUCH, 1997; ZHAO; ZHU; TONG, 2009). É nessa região que se intensifica a remoção de sólidos e matéria carbonácea. Com o suprimento adequado de nutrientes e matéria orgânica, o crescimento do biofilme causa reduções substanciais na condutividade hidráulica dos filtros (HAJRA *et al.*, 2000), reduzindo a velocidade de infiltração e o suprimento de oxigênio, o que pode comprometer a sustentabilidade do processo (TORRENS *et al.*, 2009). Por isso, a alternância das unidades é considerada um fator essencial de operação para garantir o adequado funcionamento do sistema (MOLLE *et al.*, 2005; STEFANAKIS; TSIHRINTZIS, 2012), ao controlar o crescimento da biomassa nos interstícios do filtro, manter as trocas gasosas e mineralizar os depósitos orgânicos retidos na camada superficial, permitindo a recuperação das taxas de condutividade hidráulica. O período de alimentação e repouso pode ser variável e está associado às condições climáticas locais (PLATZER; MAUCH, 1997). Não obstante, o repouso não pode ser demasiadamente longo, de modo que prejudique o desenvolvimento da comunidade biológica ou que provoque estresse nas plantas por falta de água (DOTRO *et al.*, 2017).

Em um amplo levantamento de WV-SF em operação na França trabalhando com carregamentos de aproximadamente 300 g DQO.m⁻².d⁻¹ e 150 g SST.m⁻².d⁻¹, Molle *et al.* (2005) e Morvannou *et al.* (2015) reportaram eficiências de remoção médias do primeiro estágio de respectivamente 79% e 77% para DQO (ou concentração efluente de 131 e 126 mg DQO.L⁻¹), 86% e 83% para SST (ou concentração efluente de 33 e 38 mg SST.L⁻¹), e 58 e 59% para NTK (ou concentração efluente de 31 e 27 mg NTK.L⁻¹). Adicionalmente, ao contabilizar o segundo estágio, as eficiências de remoção global relatadas por esses autores alcançaram 91% e 87% para DQO, 95% e 83% para SST e 85 e 84% pra NTK. Logo, como, em princípio, o segundo estágio não seria necessário para o cumprimento das imposições da legislação brasileira em termos de padrões de lançamento, o foco deste capítulo passa a ser o primeiro estágio.

Estudos recentes vêm buscando reduzir a área por e.p. e aumentar a remoção de amônio e nitrogênio total (MOLLE, 2014; PAING *et al.*, 2015; MORVANNOU *et al.*, 2017). As possibilidades incluem o emprego de i) zonas não saturadas e saturadas no leito, pois, por ser o WV-SF um ambiente aeróbio, a desnitrificação não é favorecida. Todavia, o estabelecimento de uma zona saturada na porção inferior do filtro, além de permitir a criação de um espaço anóxico para estimular a remoção de nitrogênio total, remove carbono adicional, de forma bastante simplificada e sem acréscimo de área; ii) recirculação, que promove aumento de remoção de matéria orgânica, necessitando para tanto de bombeamento para retornar o efluente; e iii) aeração ativa para intensificar os processos oxidativos (NIVALA *et al.*, 2014). Além disso, há a possibilidade de conjugação de sistemas, como o primeiro estágio do WV-SF seguido por outros processos, como wetlands construídos de escoamento horizontal e filtros biológicos percoladores com decantadores secundários (NIVALA *et al.*, 2014; LOMBAND LATUNE; MOLLE, 2017).

5.3. WETLAND CONSTRUÍDO DE ESCOAMENTO VERTICAL – SISTEMA FRANCÊS ADAPTADO ÀS CONDIÇÕES CLIMÁTICAS TROPICAIS/SUBTROPICAIS

5.3.1. Características gerais

A área superficial requerida pode ser adaptada de acordo com o clima e com os requisitos ditados pelo padrão de lançamento do efluente. Comparado às regiões temperadas, as temperaturas das regiões tropicais geram: i) altas taxas de crescimento biológico durante o período de alimentação; ii) aceleração da mineralização da matéria orgânica retida nos poros do filtro (PLATZER; MAUCH, 1997); e iii) elevação das taxas de desidratação da camada de depósito superficial. Essas características intrínsecas dos climas quentes possibilitam a adoção de períodos de repouso menores ou períodos de alimentação maiores.

Assim, para essas regiões, o WV-SF pode ser utilizado apenas com o primeiro estágio e com duas unidades em paralelo (Figura 5.2) alimentadas e repousadas por igual duração, por exemplo, de 3,5 dias ou 7 dias cada (MANJATE *et al.*, 2015; MOLLE *et al.*, 2015; LOMBARD LATUNE; MOLLE, 2017; GARCÍA ZUMALACARREGUI; VON SPERLING, 2018). Dessa forma, os WV-SF em regiões tropicais/subtropicais se tornam mais atrativos do que nos países temperados, pois é possível reduzir a demanda de área superficial do primeiro estágio para $0,8 \text{ m}^2 \cdot \text{e} \cdot \text{p}^{-1}$ (LOMBARD LATUNE; MOLLE, 2017) ou até mesmo $0,6 \text{ m}^2 \cdot \text{e} \cdot \text{p}^{-1}$, conforme estudo desenvolvido por Garcia Zumalacarregui e von Sperling (2018) na região Sudeste do Brasil. Caso o padrão de lançamento do efluente seja mais restritivo, ou seja, caso haja a necessidade da obtenção de um efluente com melhor qualidade, há a possibilidade de acrescentar a terceira unidade no primeiro estágio ou o segundo estágio que permite o

alcance de concentrações finais inferiores a 25 mg SST.L^{-1} e 90 mg DQO.L^{-1} e de remoção de amônio superior a 90%, ou ainda inserir um pós-tratamento constituído por wetlands de escoamento horizontal (LOMBARD LATUNE; MOLLE, 2017).



Figura 5.2 – Esquema de um wetland vertical - Sistema Francês adaptado para regiões quentes: duas unidades no primeiro estágio alimentadas de modo alternado.

Fonte: Ferraz e Faria (2020).

Lombard Latune e Molle (2017) recomendam para condições climáticas tropicais cargas de aplicação máximas de $350 \text{ g DQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, $150 \text{ g DBO}_5.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e $30 \text{ g NTK.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ na unidade em alimentação. Quando o esgoto bruto é mais diluído ou mais concentrado do que a realidade das localidades francesas, a falta de proporcionalidade entre as taxas de carga hidráulica e de massa deve ser ajustada por meio da taxa de aplicação hidráulica (TAH). No entanto, para fazer uma comparação adequada, deve-se levar em consideração o número de unidades em operação: a carga total

anual aplicada nos sistemas franceses é distribuída por uma área total maior (três unidades), enquanto que nos filtros localizados em clima tropical, por uma área total menor (apenas duas unidades). De acordo com Lombard Latune e Molle (2017), a TAH deverá ser inferior a $0,75 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Esses valores propostos para a máxima taxa de aplicação hidráulica são bem superiores às recomendações de projeto para a França, que são de $0,37 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (DOTRO *et al.*, 2017) e requerem, portanto, validações para as nossas condições.

5.3.2. Meio filtrante e chaminés de aeração

O meio filtrante atua como suporte para o desenvolvimento dos microrganismos e como barreira física para retenção de sólidos. É importante que o meio filtrante, antes de ser assentado no filtro, esteja livre de material pulverulento com vistas a impedir a colmatção prematura devido aos finos inertes. O filtro é dividido em três camadas sobrepostas, com granulometrias crescentes a partir da superfície: filtrante, de transição e de drenagem (Figura 5.3). A camada filtrante é responsável por abrigar as principais reações dentro do reator e, portanto, é a de maior espessura e a de menor granulometria; já a camada de transição objetiva impedir que o material da camada filtrante seja carregado para a camada de drenagem, sendo constituída por granulometria intermediária; por fim, a camada de drenagem, que possui a finalidade de escoar rapidamente o efluente para fora do filtro, é composta por uma granulometria maior, de modo que seja altamente drenante.

Essenciais instrumentos inseridos dentro do meio filtrante e que promovem suprimento adicional de oxigênio são os tubos de aeração passiva, ou as chaminés de aeração, que conectam a rede de drenagem do fundo à atmosfera (Figura 5.3), servindo para aumentar as taxas de transferência de oxigênio do sistema e também

melhorar a nitrificação (GARCIA *et al.*, 2013; MORVANNOU, 2012). Lombard Latune e Molle (2017) recomendam que caso a camada filtrante seja superior a 60 cm, seja acrescentado um dreno de ventilação intermediário. Esses autores ainda ressaltam que, caso o filtro tenha o fundo saturado (para promover a desnitrificação), a espessura da camada de drenagem deve ser dobrada e um dreno de ventilação deve ser alocado acima do nível de saturação.

Em virtude de sua posição e características, nos primeiros centímetros da camada filtrante, na qual há maior atividade biológica, desenvolvem-se, sobretudo, as bactérias heterotróficas, oxidadoras de matéria orgânica, enquanto as bactérias autotróficas, oxidadoras de amônio, estarão presentes em profundidades maiores. Ademais, o efluente é aerado à medida que percola para o fundo. Desse modo, o aumento da altura do meio filtrante fomenta a nitrificação, todavia, não traz ganhos significativos em remoção de sólidos e matéria orgânica, uma vez que são processos instalados nas regiões superiores do filtro (MOLLE *et al.*, 2015; MILLOT *et al.*, 2016).

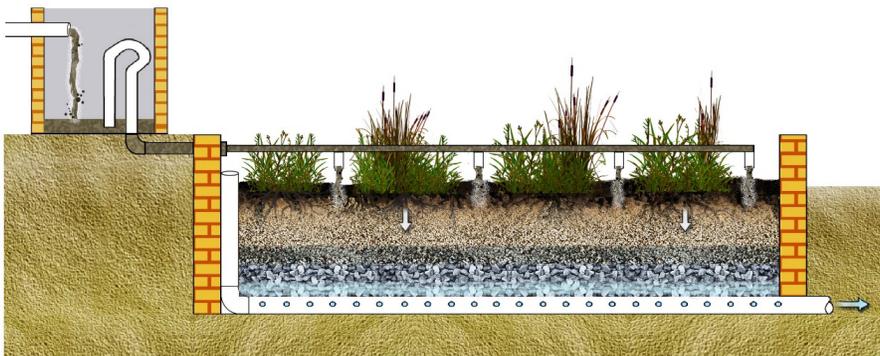


Figura 5.3 – Corte de um wetland vertical – Sistema Francês com destaque para o depósito orgânico superficial, as três camadas do meio filtrante, os sistemas de alimentação e drenagem e a chaminé de aeração.

Fonte: Ferraz e Faria (2020).

Pelas dificuldades encontradas na obtenção de materiais filtrantes conforme recomendações francesas, adaptações são

aceitáveis, conforme apresentado na tabela 5.1. Considerando que a remoção de contaminantes acontece principalmente na camada superior, alguns autores admitem uma redução da profundidade da camada filtrante para apenas 30 cm (LOMBARD LATUNE; MOLLE, 2017).

Tabela 5.1 – Altura das camadas e granulometria do material filtrante utilizado em WV-SF.

Camada	Molle <i>et al.</i> (2005) ^[1]	Lombard Latune e Molle (2017) ^[2]	Experiência brasileira ^{[3] [4]}
Filtrante	> 30 cm de brita fina (2-8 mm)	30 a 80 cm de brita fina (2-6 mm)	40 cm - Brita #0 (2,4-12,5 mm)
Transição	10 a 20 cm de brita (5 mm)	10 a 20 cm de brita (5-20mm)	15 cm - Brita #1 (4,8-25 mm)
Drenagem	10 a 20 cm de brita (20-40 mm)	10 a 20 cm de brita (20-60 mm)	15 cm - Brita #3 (19-50 mm)

Legenda: ^[1] Recomendações para a França; ^[2] Guia WV-SF para regiões tropicais; ^[3] Classificação ABNT 7211 (2005); ^[4] Cota (2011), baseado em um único sistema localizado na região Sudeste do Brasil (ver item 5.3.5).

Fonte: Autoria própria.

5.3.3. Plantas e depósito orgânico superficial

De acordo com Molle *et al.* (2005), Arias Lopez (2013), Nielsen e Larsen (2016) e Lombard Latune e Molle (2017), em WV-SF, as plantas cumprem a função primordial de evitar o entupimento da camada superficial do sistema e de facilitar as trocas gasosas, devido à ação mecânica do vento sobre a parte aérea das plantas. A movimentação dos caules possibilita a formação de fissuras circulares na camada orgânica superficial, permitindo, assim, a entrada de oxigênio e a melhor infiltração do líquido para o interior do leito. É essencial que as espécies sejam nativas, perenes não lenhosas, re-

sistentes a estresse hídrico e a ambientes anóxicos, tolerantes à luz direta e de baixa fertilidade para limitar sua propagação (LOMBARD LATUNE *et al.*, 2017), mas de colonização rápida.

Em função dessas características, a espécie *Phragmites australis*, não nativa dos trópicos, é comumente empregada em latitudes do Norte (MOLLE *et al.*, 2005; LOMBARD LATUNE *et al.*, 2017). No Brasil, a *Typha* spp. é amplamente utilizada para aplicações em wetlands construídos, principalmente em wetlands horizontais, mas estudos relatam dificuldades na adaptação às condições operacionais do WV-SF (COTA, 2011).

Lombard Latune e Molle (2017) sugerem o emprego da espécie *Heliconia psittacorum*, nativa das regiões sul-americana e caribenha. Adicionalmente, além do seu aproveitamento destinado à alimentação animal (bovinos e equinos) e a sua resistência à seca, o capim Tifton 85 (*Cynodon dactylon* Pers.) foi utilizado, com sucesso, em um sistema investigado no Brasil (MATOS; ABRAHÃO; PEREIRA, 2008; MATOS *et al.*, 2010; COTA, 2011; COELHO, 2018). O corte da parte aérea desse capim deve ser realizado rotineiramente em intervalos de 45 a 60 dias. Ademais, o controle de ervas daninhas não pode ser negligenciado. Além dessas plantas, as espécies *Eleocharis* spp e *Zizaniopsis* spp. se destacam entre as mais utilizadas no Brasil em wetlands de escoamento horizontal (SEZERINO *et al.*, 2015). Essas e a *Cyperus papyrus* podem ser testadas na utilização do WV-SF.

Em virtude da camada orgânica superficial, o WV-SF passa por etapas distintas durante sua vida útil, sendo elas: partida, operação normal, operação degradada, limpeza e entupimento definitivo (LOMBARD LATUNE; MOLLE, 2017). Como já visto, essa camada possui um papel positivo no tocante à retenção de sólidos e sorção de poluentes (MOLLE *et al.*, 2005; KANIA *et al.*, 2017). Além disso, o depósito orgânico está intimamente relacionado com a condutividade hidráulica, a transferência de oxigênio e a atividade

biológica (MOLLE, 2014; MOLLE *et al.*, 2015). A camada de lodo permite menores velocidades de infiltração e melhor distribuição do líquido, diminuindo curtos-circuitos hidráulicos. Além disso, essa camada promove maior tempo de retenção do fluido e adsorção de amônio. Todavia, o tempo de percolação do efluente sempre é relativamente baixo, sendo de apenas alguns minutos, a depender das condições operacionais.

Em áreas em que as temperaturas são mais quentes ao longo do ano, a taxa de mineralização de matéria orgânica é maior, ou menor é o acúmulo de lodo (TREIN *et al.*, 2019, 2020). Com base no tempo de acumulação e na altura medida da camada de depósito orgânico, a taxa de acúmulo de lodo em um sistema operado no Brasil por cerca de 10 anos, inicialmente com três unidades e alterado para duas unidades paralelas, foi inferior a 1 cm.ano^{-1} , com formação mais lenta no início da operação. Assim, em regiões tropicais/subtropicais, o WV-SF poderá exibir uma vida útil maior em relação aos sistemas instalados na França.

Além das condições de contorno, como clima e espécie vegetal, critérios de projeto (número de unidades em operação, características do material filtrante e tubos de distribuição) e condições de operação (tempo de alimentação/repouso e tempo de aplicação do esgoto) devem ser levados em consideração na evolução e composição desse material. Trein *et al.* (2020) descrevem que, à medida que avança o tempo de operação, a composição do material orgânico na camada de lodo investigado em duas unidades em operação no Brasil convergiu para características de camada orgânica semelhantes aos de sistemas considerados maduros na França (tempo de operação de quatro anos).

5.3.4. Alimentação do filtro

O sistema de alimentação do afluente sobre a superfície das unidades é fundamental, pois ele é que define o fluxo dentro do meio filtrante para que seja mantido o suprimento de oxigênio, garantindo-se o desempenho do sistema. Nesse sentido, é relevante atentar-se à lâmina de líquido aplicada por batelada, à geometria da rede de distribuição do afluente e à vazão instantânea de alimentação. Esses três fatores atuando em conjunto irão influenciar os mecanismos de remoção de poluentes e a drenagem do efluente. De acordo com Platzer, Hoffmann e Miglio (2016), dentre os problemas mais corriqueiros encontrados em projetos de wetlands construídos está o projeto hidráulico inapropriado, o que inclui a distribuição e a drenagem do efluente.

O carregamento intermitente é extremamente eficiente para manter condições aeróbias no interior do filtro, permitindo a remoção de carbono orgânico e, dependendo da disponibilidade de oxigênio, a nitrificação também é alcançada (DOTRO *et al.*, 2017). Para condições climáticas tropicais, cada batelada deve ter uma lâmina de fluido distribuído na superfície do filtro entre 2,5 e 5 cm (LOMBARD LATUNE; MOLLE, 2017). Diminuir a lâmina implica em um volume de bateladas menores e, assim, eleva-se o número de bateladas por dia; aumentando-se a lâmina líquida, o inverso ocorre. Sabendo que a velocidade de escoamento em um meio poroso é proporcional ao gradiente hidráulico, lâminas menores prolongam o tempo de contato entre o esgoto e biomassa, o que, a princípio, pode melhorar a remoção de contaminantes e propiciar o maior uso do oxigênio. Todavia, lâminas inferiores a 2,5 cm, além de prejudicar a distribuição mais homogênea do efluente, conduzem a intervalos curtos entre bateladas, não possibilitando tempo adequado para boa drenagem, e conseqüentemente se tornando um problema para os mecanismos de recuperação do filtro. Nesse caso, o oxigê-

nio transferido e o potencial de oxirredução irão decair sucessivamente até o início do período de repouso. Por outro lado, lâminas de líquido maiores do que 5 cm podem estar associadas a um maior tempo de acumulação da água residuária dentro do tanque de alimentação, o que pode causar problema de maus odores, devido à degradação anaeróbia do afluente. Adicionalmente, gradientes hidráulicos elevados amplificam as velocidades de escoamento dentro do meio filtrante, diminuindo o tempo de contato entre biomassa-esgoto e comprometendo o desempenho do sistema. Dessa forma, o volume das bateladas deve ser observado com critério, de modo que haja equilíbrio entre o tempo necessário para a adequada drenagem do efluente e para o contato líquido-microrganismos. Os franceses aplicam em média, 8 pulsos por dia (MORVANNOU, 2012). Todavia, para as condições climáticas quentes, podem ser considerados maiores números de pulsos por dia, evitando assim demasiado tempo de armazenamento do esgoto bruto. Porém, não há experiência no Brasil com mais de 24 bateladas por dia.

Complementarmente, a rede de distribuição do afluente deve fornecer o lançamento da água residuária do modo mais uniforme possível sobre a camada do meio filtrante (DOTRO *et al.*, 2017), caso contrário, poderá conduzir a redução nas eficiências de remoção, devido a curtos-circuitos hidráulicos e zonas mortas (MOLLE *et al.*, 2005; VIEIRA, 2013). O número de pontos de distribuição deve ser no mínimo um a cada 50 m², e ainda, é indicada a colocação de um anteparo sobre a superfície abaixo de cada entrada para proteção do meio filtrante contra o jato. A camada de lodo também contribui para uma melhor distribuição do afluente na superfície do filtro, necessitando, portanto, de tempo para seu desenvolvimento. Quando o depósito de lodo não está presente, ou seja, no início da operação ou quando o filtro é subcarregado, há a tendência de maior infiltração perto dos pontos de distribuição (MOLLE, 2014). Logo, a distribuição mais homogênea depende ainda

da idade do sistema, conjugada com os parâmetros de projetos, a exemplo, volume do pulso, vazão de alimentação e densidade dos pontos de distribuição (MOLLE, 2014).

No que tange à geometria da rede, o fluxo igual nas ramificações da rede de distribuição é mantido se a pressão ao longo do canal principal permanecer constante (ACRIVOS; BABCOCK; PIGFORD, 1959). Pode-se considerar a inserção de válvulas para compensar a variação de pressão, mas deve-se verificar os riscos de entupimento da rede. O fluxo também pode ser igualado alterando o tamanho das ramificações laterais, a resistência do fluxo ou a seção transversal da tubulação (BAJURA; JONES JR., 1976). Assim, ajustando as perdas de carga, pode-se balancear o fluxo nas redes ramificadas e, ao mesmo tempo, reduzir o desequilíbrio de vazões (BAJURA, 1971). Contudo, essas ações só são úteis caso a vazão afluyente não seja alterada. Com isso em vista, por razões de simplicidade, é aconselhável a adoção de uma rede em forma de H duplo, com divisões sucessivas de 50% da vazão para cada uma das ramificações. O arranjo em H impõe que a trajetória do fluido tenha a mesma perda de carga total em quaisquer extremidades, independentemente da vazão (conforme Figura 5.2).

Em relação à taxa de aplicação hidráulica instantânea (ou a vazão instantânea de alimentação), a recomendação francesa é de que seja maior do que $8 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$ ($0,5 \text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$). Esse fluxo garante a autolimpeza das tubulações de distribuição e uma boa divisão da vazão entre os pontos (LOMBARD LATUNE; MOLLE, 2017). Além disso, uma taxa de aplicação hidráulica instantânea menor do que o valor recomendado gera tempo maior para descarga do afluyente e gradiente hidráulico pequeno, o que diminui a velocidade de infiltração e percolação, favorecendo empoçamento e prejudicando a drenagem do filtro. Quando a drenagem do filtro é comprometida, a quantidade de líquido armazenado no filtro entre uma batelada e a seguinte aumenta, incrementando o grau de saturação do filtro

e afetando o suprimento de oxigênio. Durante o lançamento do esgoto, caso a taxa de aplicação hidráulica instantânea seja maior do que a condutividade hidráulica do filtro, ocorrerá empoçamento. A altura da lâmina da poça formada na superfície aumenta exponencialmente, da mesma forma que a taxa de drenagem, e quando cessa a entrada de fluido, o empoçamento é drenado (KADLEC; WALLACE, 2009).

Para o acionamento da batelada, o uso de sifões dosadores pode ser uma alternativa que requer custo nulo de energia elétrica, além de ser um dispositivo simples e de baixo custo, aumentando o interesse para pequenas comunidades. Entretanto, deve-se ter atenção ao seu uso, pois, a depender do tipo de sifão, este pode ser instável para variações de vazões afluentes e também pode exibir dificuldade para atingir a taxa de aplicação hidráulica instantânea mínima. Assim, ele pode levar a interrupções e/ou descontinuidades de funcionamento, resultando na não intermitência necessária para o bom funcionamento do sistema.

A tabela 5.2 apresenta uma síntese comparativa entre o sistema francês tradicional e possíveis adaptações para projeto e operação em regiões quentes. Estas últimas deverão ser ainda endossadas, à medida que mais sistemas estiverem em operação por vários anos.

Tabela 5.2 – Comparativo entre características do Sistema Francês tradicional x Sistema Francês adaptado para regiões quentes.

Características	Sistema Francês tradicional ^{[1] [2]}	Sistema Francês adaptado para regiões quentes
Unidades em paralelo do primeiro estágio	3	2 ^{[3] [4]}
Área requerida para o primeiro estágio	1,2 m ² .ep ⁻¹	0,8 m ² .ep ⁻¹ ^[3] 0,6 m ² .ep ⁻¹ ^[4]
Alternância	3,5 dias de alimentação / 7 dias de repouso	3,5 dias de alimentação / 3,5 dias de repouso ^[3] 7 dias de alimentação / 7 dias de repouso ^[4]
Taxa de aplicação hidráulica máxima na unidade em operação do primeiro estágio	0,37 m ³ .m ⁻² .d ⁻¹	0,45 m ³ .m ⁻² .d ⁻¹ ^[4] 0,75 m ³ .m ⁻² .d ⁻¹ ^[3]
Taxa de aplicação mássica máxima na unidade em operação do primeiro estágio	300 gDQO.m ⁻² .d ⁻¹	350 gDQO.m ⁻² .d ⁻¹ ^[3]
	150 g DBO ₅ .m ⁻² .d ⁻¹	150 g DBO ₅ .m ⁻² .d ⁻¹ ^[3]
	30 g NTK.m ⁻² .d ⁻¹	30 g NTK.m ⁻² .d ⁻¹ ^[3]
Taxa de acúmulo de lodo	1,5 a 3 cm.ano ⁻¹	< 1 cm.ano ⁻¹ ^[5]
Lâmina aplicada por batelada	2 a 5 cm	2,5 a 5 cm ^[3]

Legenda: ^[1] Molle *et al.* (2015); ^[2] Dotro *et al.* (2017); ^[3] Lombard Latune e Molle (2017); ^[4] Garcia Zumalacarregui e von Sperling (2018); ^[5] Trein *et al.* (2019).

Fonte: Autoria própria.

5.3.5. Experiência obtida em um wetland construído – Sistema Francês em operação no Sudeste do Brasil

A seguir é apresentada a experiência de um WV-SF localizado na cidade de Belo Horizonte, Minas Gerais, no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS), situado dentro das dependências da ETE Arrudas, pertencente à Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa) e à Universidade Federal de Minas Gerais (19°53'42" S, 43°52'42" W) (figura 5.4). Belo Horizonte está localizado em clima subtropical úmido Cfa ou Cwa, de acordo com a classificação Köppen-Geiger, com temperatura média anual de 21,8°C, sendo janeiro o mês mais quente (23,4°C) e julho o mês mais frio (19,1°C), e a precipitação média anual é de 1.602 mm.ano⁻¹ (INMET, 2018).

Com reatores em escala-piloto, demonstração e real, o CePTS recebe visitas de estudantes, pesquisadores e profissionais da área de saneamento o ano inteiro. O WV-SF é alimentado por uma parcela de esgoto bruto real preliminarmente tratado (gradeamento grosseiro de 10 cm, gradeamento fino de 15 mm e peneira de 6 mm, seguido de desarenadores), desviado da ETE Arrudas.



Figura 5.4 – Registro aéreo do wetland vertical – Sistema Francês experimental localizada na ETE Arrudas.

Fonte: Salim (2017). Imagem área obtida por drone do wetland construído vertical – Sistema Francês instalado no Centro Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS).

O WV-SF, construído em 2007 e com início de operação em 2009, foi dimensionado para tratar esgotos brutos gerados por uma população equivalente de 100 habitantes (vazão média de $13 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$). Com três unidades em paralelo, cada uma com área superficial de $29,4 \text{ m}^2$ (largura de 3,1 m e comprimento de 9,4 m), o sistema ocupa área de $88,2 \text{ m}^2$ ($0,9 \text{ m}^2 \cdot \text{e.p.}^{-1}$). As características do material filtrante utilizado nas unidades estão apresentadas na tabela 5.1.

Desde o início de operação, o sistema vem sendo monitorado por meio de análises físico-químicas e de comportamento hidráulico sob diferentes condições operacionais. A tabela 5.3 apresenta resumidamente dados de desempenho do sistema de WV-SF após 11 meses de funcionamento (após o *start up*), operando por cerca de cinco anos, com 3 unidades em paralelo e após, com apenas duas unidades em paralelo.

Como esperado, o desempenho do tratamento nos primeiros 11 meses do período de partida foi ruim, com eficiências de remoção inferiores a 36% para SST, 44% para DBO e 36% para DQO (dados não apresentados na tabela 5.3). Nos sistemas franceses isso ocorre devido à necessidade de desenvolvimento e adaptação do biofilme e da cobertura vegetal, além de tempo para formação da camada superficial de lodo na superfície. Cota (2011) relata a tentativa do uso da espécie *Typha latifolia*, conhecida popularmente como taboa. Verificada a morte da maioria das mudas plantadas e replantadas, o não cobrimento de toda a superfície do filtro, além do crescimento de espécies invasoras, e a persistência desses problemas ao longo do tempo, optou-se pela substituição para o capim Tifton 85, o qual se adaptou bem às condições de operação.

Terminado o período de partida de 11 meses, foi obtido um satisfatório desempenho do sistema em relação à remoção de sólidos suspensos (72%), possivelmente associado ao estabelecimento do biofilme e da cobertura vegetal, que têm papel fundamental na retenção dos sólidos na superfície. A eficiência de remoção aumentou com o avanço do tempo de operação, conforme mostrado no trabalho de Lana (2013), operando com 3 unidades em paralelo e ciclo de uma semana, com alternância de cerca de 2,5 dias de alimentação e 4,5 dias de repouso (ver tabela 5.3).

Tabela 5.3 – Característica da água residuária bruta e resultados do tratamento em diferentes condições operacionais no sistema pesquisado em Belo Horizonte/MG (CePTS UFMG/Copasa), compreendendo o primeiro estágio do sistema Francês.

Fonte	Unidades em operação	Área (m ² .e.p. ⁻¹)	Bateladas. dia ⁻¹	Tempo de alimentação (minutos)	TAH instantânea (m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)	TAH (m ³ .m ⁻² .d ⁻¹)	Período de alimentação (dias)	Período de repouso (dias)	Parâmetro	Concentração média (mg.L ⁻¹)		Eficiência de remoção média (%) [*]
										Esgoto bruto	Efluente [*]	
Cota (2011)	3	0,9	12	5	0,39	0,39	2	4	SST	372	70	72
									DBO	314	90	60
									DQO	560	208	51
									NTK	30	18	38
									N-NH ₄ ⁺	27	16	
Lana (2013)	3	0,9	12	5	0,39	0,39	2,5	4,5	SST	338	40	83
									DBO	303	52	79
									DQO	503	117	72
									NTK	32	14	55
									N-NH ₄ ⁺	28	12	56
Lana (2013)	3	0,9	24	3	0,36	0,44	2,5	4,5	SST	227	33	85
									DBO	221	37	82
									DQO	429	73	81
									NTK	32	14	56
									N-NH ₄ ⁺	26	11	59
Garcia Zumalacarregui e von Sperling (2018)	2	0,6	24	3	0,36	0,45	7	7	SST	190	34	81
									DBO	237	49	78
									DQO	441	87	79
									NTK	36	10	71
									N-NH ₄ ⁺	-	-	-
Garcia Zumalacarregui e von Sperling (2018)	2	0,6	24	8	0,14	0,45	7	7	SST	442	71	75
									DBO	319	62	81
									DQO	477	151	54
									NTK	46	20	54
									N-NH ₄ ⁺	-	-	-

Legenda: ^{*}Resultados obtidos em uma unidade plantada com capim Tifton 85 (outra unidade operou por vários anos sem planta, para efeito de pesquisa, e seus dados não são apresentados aqui).

Fonte: Autoria própria.

Além do estabelecimento do biofilme, que tem papel fundamental na oxidação da matéria orgânica biodegradável, e do crescimento da cobertura vegetal, que serve de suporte à fixação dos microrganismos que crescem aderidos, a formação da camada de lodo na superfície assegurou melhoria na distribuição do esgoto bruto sobre o sistema. Essa condição também garantiu aumento da eficiência de remoção em termos de DQO e DBO ao longo do tempo de operação.

A análise da influência do regime operacional foi testada no sistema com 3 unidades em paralelo com o objetivo de investigar o fracionamento da vazão afluyente em bateladas de menor volume (aplicadas com maior frequência) e a influência da taxa de aplicação hidráulica instantânea (ou o tempo de aplicação da batelada) e dos períodos de alimentação e repouso. De forma geral, pode-se observar que o maior número de bateladas diárias (passadas de 12 para 24) aumentou a eficiência de remoção de sólidos e matéria orgânica. Para os sólidos suspensos, a eficiência média de remoção passou de 83% para 85%, e para a matéria orgânica, a eficiência de remoção de DQO aumentou de 72% para 81% (LANA, 2013).

Após cinco anos com a operação tradicional de três leitos, a redução de área por meio da adoção de apenas dois leitos diminuiu as eficiências de remoção em termos de SST, DBO e DQO, mas os resultados foram considerados satisfatórios em termos de cumprimento com os padrões de lançamento do Brasil (Resolução CONAMA 430/2011). Com área superficial de $0,6 \text{ m}^2 \cdot \text{e} \cdot \text{p}^{-1}$, as eficiências de remoção de NTK foram próximas a 50%, valor reportado para WV-SF em operação nas condições climáticas temperadas ($1,2 \text{ m}^2 \cdot \text{e} \cdot \text{p}^{-1}$). Com tempo de alimentação estendido de 7 dias (comparado com os 3,5 dias dos franceses), os requisitos operacionais foram ligeiramente menores e garantiram o bom funcionamento do sistema.

Com apenas duas unidades em paralelo, o menor tempo de aplicação da batelada favoreceu o desempenho do sistema. As eficiências médias de remoção foram de 75 e 81% para SST, 54 e 79% para DQO e 54 e 71% para NTK, para taxas de aplicação hidráulica instantânea de $0,14 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ e $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, respectivamente. O tempo mais longo de aplicação do afluente, isto é, 8 minutos (menor taxa de aplicação hidráulica instantânea), foi obtido com uso de sifão, apresentando como vantagem a não necessidade de energia elétrica, quando comparado com o uso de bomba, com a qual o tempo de aplicação foi de apenas de 3 minutos.

Ressalta-se que, com quase 10 anos de operação, não foi documentada a necessidade de remoção do meio suporte colmatado ou do lodo, o que demonstra a simplicidade de operação do sistema de tratamento, garantindo, assim, sua boa aplicabilidade.

AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer às agências de Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (Fapemig) e Fundação Nacional de Saúde (Funasa), à Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa) e à Fundação Bill & Melinda Gates (projeto SaniUP, sob coordenação do IHE Delft, Holanda), bem como a Wellington Ferraz e Laís Faria pelas ilustrações.

REFERÊNCIAS

- ACRIVOS, A.; BABCOCK, B. D.; PIGFORD, R. L. Flow distributions in manifolds. **Chemical Engineering Science**, v. 10, n. 1-2, p. 112-124, 1959.
- ARIAS LOPEZ, J. L. **Vertical-flow constructed wetlands for the treatment of wastewater and stormwater from combined sewer systems**. 2013. 234 p.
- Thèse (Doctorat en Génie Civil) – Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (Irrstea), Lyon, 2013.
- BAJURA, R. A. A model for flow distribution in manifolds, **Journal of Engineering Power**, [s. l.], v. 98, p. 654-665, 1971.
- BAJURA, R. A.; JONES JR., E. H. Flow Distribution Manifolds. **Journal of Fluids Engineering**, [s. l.], v. 98, p. 654-666, 1976.
- COELHO, B. L. Tifton 85 grass (*Cynodon Dactylon* Pers.) yield and quality in the first stage of Vertical Flow Constructed Wetlands (French System) for domestic wastewater treatment. *In*: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 16., Sept./Oct., 2018. **Proceedings** [...]. Valencia: IWA, 2018.
- COTA, R. S. **Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais com alimentação em pulso, plantados e não plantados, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto**. 2011. 215 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- DOTRO, G. *et al.* **Treatment Wetlands**. London, UK: IWA Publishing, 2017. v. 7. Biological Wastewater Treatment Series.
- FERRAZ, W.; FARIA, L. **Esquemas de um wetland vertical - Sistema Francês adaptado para regiões quentes**. 2020. 3 Fotografias.
- GARCÍA, J. *et al.* Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: A review. **Environmental Science & Technology**, [s. l.], v. 40, p. 561-661, 2013.
- GARCIA ZUMALACARREGUI, J. A.; VON SPERLING, M. Performance of the first stage of the French system of vertical flow constructed wetlands with only two units in parallel: influence of pulse time and instantaneous hydraulic loading rate. **Water Science and Technology**, London, v. 78, n. 4, p. 848-859, 2018. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2018.355>.
- HAJRA, M. G. *et al.* Biological clogging in porous media. **Geotechnical Special Publication**, [s. l.], v. 105, p. 151-165, 2000. DOI: 10.1061/40519(293)12.
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Normais climatológicas do Brasil (1981 – 2010). **Inmet**, 2018. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/porta/index.php?r=clima/graficosClimaticos>. Acesso em: 11 dez. 2020.
- KADLEC, H. R.; WALLACE, S. **Treatment wetlands**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2009. 1016 p.
- KANIA, M. *et al.* Study of aggregation in surface sludge deposits from 14 full-scale French constructed wetlands using particle size distribution and dynamic vapor sorption analyses. **Water**

Science and Technology, London, v. 77, n. 1, p. 79-90, 2017. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2017.523>.

LANA, L. C. O. **Remoção de poluentes em um sistema alagado construído de escoamento vertical com alimentação em pulso**. 2013. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013. 125 p.

LOMBARD LATUNE, R.; MOLLE, P. **Constructed wetlands for domestic wastewater treatment under tropical climate**: Guideline to design tropicalized systems. France: Agence française pour la biodiversité, 2017. 72 p. Collection Guides et protocols.

LOMBARD LATUNE, R. *et al.* Which plants are needed for a French vertical-flow constructed wetland under a tropical climate? **Water Science and Technology**, London, v. 75, n. 8, p. 1873-1881, 2017.

MANJATE, E. S. *et al.* First stage of the French vertical flow constructed wetland system: experiments with the reduction of surface area and number of units. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, [s. l.], v. 5, n. 1, p. 50-55, 2015.

MATOS, A. T. de *et al.* Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 12, p. 1311-1317, 2010.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de Capim Tifton 85 (*Cynodon spp*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté, v. 3, n. 1, p. 43-53, 2008.

MILLOT, Y. *et al.* Effects of design and operational parameters on ammonium removal by single-stage French vertical flow filters treating raw domestic wastewater. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 97, p. 516-523, 2016. DOI: [10.1016/j.ecoleng.2016.10.002](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.002).

MOLLE, P. *et al.* How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. **Water Science and Technology**, London, v. 51, n. 9, p. 11-21, 2005. DOI: [10.2166/wst.2005.0277](https://doi.org/10.2166/wst.2005.0277).

MOLLE, P. *et al.* French vertical-flow constructed wetland design: adaptations for tropical climates. **Water Science and Technology**, London, v. 71, n. 10, p. 1516-1523, 2015. DOI: [10.2166/wst.2015.133](https://doi.org/10.2166/wst.2015.133).

MOLLE, P. French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer. **Water Science and Technology**, London, v. 69, n. 1, p. 106-112, 2014. DOI: [10.2166/wst.2013.561](https://doi.org/10.2166/wst.2013.561).

MORVANNOU, A. **Dynamic modelling of nitrification in vertical flow constructed wetlands**. 2012. 202 p. Thèse (Doctorat en Sciences Agronomiques et Ingénierie Biologique) – Université de Louvain La Neuve, Ottignies-Louvain-la-Neuve, 2012.

MORVANNOU, A. *et al.* Treatment performances of French constructed wetlands: results from a database collected over the last 30 years. **Water Science and Technology**, London, v. 71, n. 9, p. 1333-1339, 2015. DOI: 10.2166/wst.2015.089.

MORVANNOU, A. *et al.* Using one filter stage of unsaturated/saturated vertical flow filters for nitrogen removal and footprint reduction of constructed wetlands. **Water Science and Technology**, London, v. 76, n. 1, p. 124-133, 2017. DOI: 10.2166/wst.2017.115.

NIELSEN, S.; LARSEN, J. D. Operational strategy, economic and environmental performance of sludge treatment reed bed systems–based on 28 years of experience. **Water Science and Technology**, London, v. 74, n. 8, p. 1793-1799, 2016. DOI: 10.2166/wst.2016.295.

NIVALA, J. *et al.* Intensified and modified wetland designs. **Sustainable Sanitation Practice Journal**, [s. l.], v. 18, p. 15-20, 2014.

PAING, J. *et al.* Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: a survey based on 169 full scale systems. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 80, p. 46-52, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.029>.

PLATZER, C.; HOFFMANN, H.; MIGLIO, R. M. **Long term experiences with dimensioning and operation of vertical flow constructed wetlands in warm climate regions of South America**. Gdansk: International Water Association (IWA), 2016. p. 868-887.

PLATZER, C.; MAUCH, K. Soil Clogging in Vertical-flow Reed Beds - Mechanisms, Parameters, Consequences and ... Solutions? **Water Science and Technology**, London, v. 35, n. 5, p. 175-181, 1997.

RODRIGUEZ-DOMINGUEZ, M. A. *et al.* Constructed wetlands in Latin America and the Caribbean: a review of experiences during the last decade. **Water**, [s. l.], v. 12, n. 6, p. 1744, 2020. DOI: 10.3390/w12061744.

SALIM, D. H. C. **Imagem área obtida por drone do wetland construído vertical – Sistema Francês instalado no Centro Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS)**. 2017. 1 Fotografia.

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**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000096615>.

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 181, p. 416-430, 2012. DOI: 10.1016/j.cej.2011.11.108.

TORRENS, A. *et al.* Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. **Water Research**, [s. l.], v. 43, n. 7, p. 1851-1858, 2009. DOI: 10.1016/j.watres.2009.01.023.

TREIN, C. M. *et al.* Reduction of area and influence of the deposit layer in the first stage of a full-scale French System of Vertical Flow Constructed Wetlands in a tropical area. **Water Science and Technology**, London, v. 80, n. 2, p. 347-356, 2019. DOI: 10.2166/wst.2019.278.

TREIN, C. M. *et al.* French vertical flow treatment wetlands in a subtropical climate: Characterization of the organic deposit layer and comparison with systems in France. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 742, n. 10, p. 140608, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140608>.

VIEIRA, P. de C. **Estudo do comportamento de um filtro biológico percolador com laterais abertas aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB**. 2013. 297 f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Universidade Federal de Minas Gerais, 2013. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/BUOS-9MWFQN>. Acesso em: 11 dez. 2020.

ZHAO, L.; ZHU W.; TONG, W. Clogging processes caused by biofilm growth and organic particle accumulation in lab-scale vertical flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Sciences**, [s. l.], v. 21, n. 6, p. 750-757, 2009. DOI: 10.1016/S1001-0742(08)62336-0.

CAPÍTULO 6

TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA EMPREGANDO WETLANDS CONSTRUÍDOS

Fernando Jorge Correa Magalhães Filho¹

Paula Loureiro Paulo²

6.1 INTRODUÇÃO

A água cinza corresponde à fração do esgoto doméstico sem a contribuição da bacia sanitária, ou seja, sem as fezes, a urina e até mesmo o papel higiênico. Portanto é todo o efluente proveniente de banheiras, chuveiros, lavatórios, máquinas e tanques de lavar roupa, pias de cozinha e lavadoras de louça, tanto em residências, como em prédios, escritórios, escolas, habitações e edificações em geral. A água cinza, de maneira geral, apresenta menor carga de microrganismos patogênicos e nutrientes do que o esgoto doméstico convencional.

1 Bolsista de Produtividade pelo CNPq. Doutor em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS). Especialista em Gestão de Projetos pela Universidade de São Paulo (USP). Pós-doutorado em andamento na UFMS, período em Aarhus University, Dinamarca e Universidad Tecnológica de Pereira, Colômbia. Professor na Universidade Católica Dom Bosco (UCDB).

2 Bolsista de Produtividade pelo CNPq. Doutora em Ciências Ambientais (WUR, Holanda). Especialista em Saneamento focado em recursos (SIDA, Suécia). Pós-doutorado (WUR e TU Delft, Holanda). Professora na Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS).

A água cinza pode ainda ter subdivisões, separando o efluente gerado por banhos, proveniente de chuveiros, banheiras e lavatórios, da água gerada na cozinha, e também o proveniente da lavagem de roupas, que representam, em alguns casos, a maior carga orgânica. Na nomenclatura utilizada na literatura brasileira, de forma geral, a água cinza clara é aquela que retira a fração da cozinha.

Embora o tratamento e reúso seja uma alternativa à escassez hídrica, a água cinza pode ser uma opção para aproveitar além da água os nutrientes presentes, com objetivo de irrigação e integração com a paisagem da edificação, possibilitando um menor consumo de água potável para aspectos paisagísticos e conseqüentemente redução na tarifa de água e esgoto. Experiências em diversos estudos demonstram que usar aparelhos hidrossanitários projetados para diminuir o consumo de água em edificações se torna uma excelente ferramenta para promover a conservação de água.

Para o tratamento da água cinza com a finalidade de reúso há uma variedade de tecnologias que estão sendo desenvolvidas ou adaptadas, incluindo sistemas de tratamento naturais, filtração, processos físico-químicos e biológicos. A tecnologia mais adequada depende de muitos fatores, como a escala de operação, uso final da água, fatores socioeconômicos relacionados ao custo da água e tarifa cobrada, além de costumes, hábitos e práticas locais.

6.2 CONCEITOS BÁSICOS SOBRE A TEMÁTICA DO CAPÍTULO

Os wetlands construídos (WC) são considerados uma ecotecnologia de tratamento de esgotos sanitários e adequados para o tratamento residencial de água cinza (PAULO *et al.*, 2009). Conforme a revisão de literatura de Arden e Ma (2018), os WC têm sido propostos com a justificativa de serem econômicos e energeticamente

eficientes para tratar água cinza e para fins de reúso não potável, embora possa necessitar um pós-tratamento para atender aos padrões de qualidade de água exigidos para determinado fim. Os estudos de Análise de Ciclo de Vida (ACV) indicam que as soluções baseadas na natureza, como wetlands construídos, proporcionam menor emissão de CO₂ do que outras opções tecnológicas. Em relação aos Tempos de Detenção Hidráulica (TDH), a faixa de 3-5 dias permite um efluente dentro das características recomendadas se tratando de parâmetros físico-químicos. As equações e critérios de dimensionamento usados para esgoto doméstico e efluentes agrícolas, mostram-se adequados quando aplicados para água cinza, com desempenho similar ou até melhor. Para reúso, recomenda-se as dosagens de cloro e UV na faixa de 100-400 mg.L⁻¹.min⁻¹ e 100-300 mJ.cm⁻², respectivamente, em atendimento as normativas internacionais (Usepa³ e Austrália).

De acordo com Boano *et al.* (2020), gerenciar a água cinza com tecnologias mais simplificadas permite a conservação de águas em edificações e é uma estratégia inteligente que diversifica a fonte para abastecimento. Nessa ótica, usando o *database* da *Global Wetland and Technology*⁴ disponível na publicação do próprio autor, nota-se valores de carga hidráulica entre 63 e 174 mm.d⁻¹, com áreas entre 23 e 230 m², para WC de fluxo horizontal. Ainda nessa base de dados, é possível verificar que é mais comum a adoção de WC verticais ou intensificados, com aeração por exemplo, para escalas maiores, pois nem sempre há área disponível suficiente. Afinal, essas configurações recebem cargas hidráulicas maiores, que variam entre 150 e 300 mm.d⁻¹. Hoffman *et al.* (2011) já sugeriam valores similares em 2011, entre 60 e 80 mm.d⁻¹ em horizontais e para verticais em torno de 200 mm.d⁻¹. Esses valores são considerados

3 Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.

4 Disponível em: www.globalwettech.com. Acesso em: 14 dez. 2020.

seguros em regiões de clima quente, baseados tanto na literatura como em projetos desenvolvidos ao longo dos anos e estão dentro ainda da faixa de valores aplicados em projetos atualmente.

6.3 EXPERIÊNCIA DOS AUTORES E DO GRUPO DE PESQUISA

No quadro 6.1 é apresentada uma visão geral das publicações do grupo de pesquisa Saneamento Focado em Recursos em diferentes escalas e que tratam de diversos aspectos de operação e desempenho de wetlands construídos empregados no tratamento de água cinza, incluindo o EvaTAC (Evapotranspiração e Tratamento de Água Cinza).

6.3.1 Primeiro projeto: estudo em nível residencial, escala real – 2 pessoas

O primeiro trabalho publicado com água cinza tratada por wetlands construídos em nível residencial em escala real no Brasil, foi do grupo de Saneamento Focado em Recursos da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, em 2007, quando o conceito de separação de esgoto doméstico na fonte era pouco divulgado no país e havia pouca informação quanto às características físico-químicas de água cinza. O estudo teve a parceria com o grupo de pesquisa da Universidade de Uppsala, Suécia. O objetivo principal foi o de ser um projeto de demonstração, aproveitando as instalações prediais existentes. As frações da água cinza tratadas no sistema foram água cinza da pia da cozinha, lavadora de louças e lavanderia (PAULO *et al.*, 2007). Esse estudo serviu de base para o início da linha de pesquisa em tratamento de água cinza. A publicação relata somente

o período de partida, no entanto, o sistema foi operado por 1 ano, sendo que com 6 meses houve manutenção das plantas e parte do meio filtrante teve que ser trocado, devido a um entupimento inicial, e para evitar que formasse caminhos preferenciais. As plantas ornamentais (quadro 6.1) foram resistentes às características do efluente, sendo que a mais adaptada e de desenvolvimento mais rápido foi o papiro. A helicônia mostrou necessidade de maior exposição ao sol.

Na época, alguns estudos já relatavam o desempenho superior de wetlands construídos de fluxo vertical no tratamento de água cinza. Entretanto, a configuração horizontal é mais simples em ambiente residencial, em função de não necessitar a intermitência e bateladas que levam ao consumo de energia e uma atenção maior na operação e manutenção. No entanto, independentemente do fluxo adotado, estratégias na distribuição da água cinza em CW devem ser pensadas, pois diminui-se o risco ao aplicar o efluente abaixo do nível do meio filtrante.

Referência	Config.	Água cinza	Meio filtrante	Plantas	Carga hidráulica (mm.d ⁻¹)	Carga orgânica (g.m ⁻² .d ⁻¹)	TDH (dias)	Entrada do sistema	Saída do sistema	Remoção (%)	Evt mm.d ⁻¹
Paulo <i>et al.</i> (2007)	HF (real)	Pia da cozinha e lavanderia	Areia grossa	<i>Heliconia psittacorum</i> , <i>Bromelia sp.</i> e <i>Cyperus papyrus</i>	73 (40-105)	26(DBO) 42(DQO)	3 (1-7)	SST 109mg.L ⁻¹ DBO 359mg.L ⁻¹ DQO 570mg.L ⁻¹ pH 6,5 NT 9,2mg.L ⁻¹ PT 40mg.L ⁻¹ <i>E.coli</i> 10 ⁷ NMP:100mL ⁻¹	SST 17mg.L ⁻¹ DQO 273mg.L ⁻¹ pH 7,4 NTK 4,5 mg.L ⁻¹ NT 3,1mg.L ⁻¹ PT 13mg.L ⁻¹ <i>E.coli</i> 10 ⁶ NMP:100mL ⁻¹	DQO 50 NTU 81 SST 84 NT 67 PT 44	-
Paulo <i>et al.</i> (2009) e (2013)	HF-VF (real)	Água cinza completa	HF: Pedrisco VF: Areia grossa	HF: <i>Heliconia psittacorum</i> , <i>Cyperus isocladius</i> e <i>Canna sp</i> VF: <i>Arundina bambusifolia</i> e <i>Alpinia purpurata</i>	HF: 130 VF: 220	HF: 65(DBO) HF: 97(DQO) VF: 60(DBO) VF: 106(DQO)	3	NTU 254 SST 120mg.L ⁻¹ DBO 435mg.L ⁻¹ DQO 646mg.L ⁻¹ NT 8,8mg.L ⁻¹ PT 5,6mg.L ⁻¹ <i>E.coli</i> 10 ⁶ NMP:100mL ⁻¹	-	HF/VF/tot. NTU 55/77/95 SST 57/81/92 DQO 44/74/88 NT 41/68/82	-
Silva <i>et al.</i> (2017)	EvaTAC HF (real)	Água cinza clara	CEvaT: Brita 4 e 2 HF: Pedrisco	CEvaT: <i>Hedychium coronarium</i> , <i>Heliconia psittacorum</i> , <i>Caladium hortulanum</i> HF: <i>Canna x generalis</i>	50-120 picos: 500-600	CEvaT: 16 e 31 (DQO) HF: 5,5 e 6,6 (DQO)	CEvaT: 5 HF: 3	DQO 300mg.L ⁻¹ NTU 80	DQO 63mg.L ⁻¹ NTU 8	DQO 79 NTU 90	6-10
Magalhães Filho <i>et al.</i> (2013) e (2018)	EvaTAC HF (bancada)	Água cinza clara	CEvaT: Brita 2 e 0 HF: Pedrisco	<i>Canna sp</i>	80-110	32(DQO)	CEvaT: 3,2 HF: 2,3	pH 8,1 NTU 395 DQO 771mg.L ⁻¹ 715 uS.cm ⁻¹	pH 7,6 NTU 35 DQO 138mg.L ⁻¹ CE 845 uS.cm ⁻¹	NTU 91 DQO 82	10-40
Caputo <i>et al.</i> (2019) *	EvaTAC HF (piloto)	Água cinza clara	CEvaT: Brita 4 e 2 HF: Pedrisco	CEvaT: <i>Canna x Generalis</i> HF: <i>Equisetum giganteum</i>	210	CEvaT: 44(DQO) HF: 28(DQO)	CEvaT: 3,5-4 HF: 3,5-4	TS 543 mg.L ⁻¹ DQO 482mg.L ⁻¹ pH 7,23 LAS 51,3 545 uS.cm ⁻¹	DQO 60mg.L ⁻¹	DQO 88	2-5

Quadro 6.1 – Trabalhos publicados pelo grupo de pesquisa Saneamento focado em Recursos e suas principais características.

Legenda incluindo dados ainda não publicados do sistema-piloto; Config.: Configuração do sistema; HF: fluxo horizontal; VF: fluxo vertical; CEvaT: Câmara de Evapotranspiração e Tratamento; tot.: valor de remoção global do sistema híbrido; TDH: tempo de detenção hidráulico; Evt: evapotranspiração LAS: Alquilbenzeno Linear Sulfonado; SST: sólidos suspensos totais; NMP: número mais provável; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; NTK: nitrogênio Kjeldahl; NT: nitrogênio total; PT: fósforo total; NTU: unidades nefelométricas de turbidez; CE: condutividade elétrica. Todos os dados apresentados são valores médios.

Fonte: Autoria própria.

6.3.2 Segundo projeto: estudo em nível residencial, escala real – 9 pessoas

Em 2007, o grupo observou que ainda não havia estudos propondo critérios e parâmetros de projetos para Wetlands Construídos (WC) tratando água cinza. Essas informações, especialmente em escala residencial, são necessárias para redução de problemas operacionais e de manutenção, como emissão de odor e entupimento. Com isso, projetistas e fiscais ambientais ganham segurança ao projetar ou avaliar projetos de wetlands construídos. Ainda mais importante, é a aceitação da tecnologia por parte dos usuários, que, na maioria dos casos, será o operador do sistema. Além de critérios e parâmetros de projetos adequados para as condições locais, alguns autores relatavam que o pré-tratamento é fundamental para evitar o entupimento no meio filtrante. Shrestha *et al.* (2001) sugeriam a combinação de tanque de sedimentação e caixa de gordura. Já Platzer e Hoffmann e Cardia (2007) indicava que somente a caixa de gordura é suficiente, se o wetland construído for de fluxo vertical, com um meio filtrante adequado (condutividade hidráulica do meio conforme especificações indicadas em normativas e manuais) e os intervalos de bateladas entre 4-8 horas entre cada aplicação.

Nesse sentido, com um projeto financiado pela *International Foundation for Science*, da Suécia, avaliou-se um sistema multietápico (híbrido), sendo a primeira unidade de fluxo horizontal subsuperficial seguido de uma unidade de fluxo vertical subsuperficial (PAULO *et al.*, 2009). A água cinza era composta por água advinda de: pia da cozinha, lavanderia e banho, chuveiro e lavatório. Havia um pré-tratamento, composto por caixa de gordura, para a fração da pia da cozinha e um tanque de sedimentação para retenção dos sólidos da água cinza bruta. A opção do sistema híbrido, com vertical pós-horizontal, foi em relação à carga de amônia proveniente da pia da cozinha e a necessidade de nitrificar com o pós-tratamento

aeróbio (vertical). O sistema foi instalado em um abrigo de crianças, onde havia flutuação no número de moradores. Foi projetado para uma vazão de 700 L.d⁻¹, que operou em média por volta de 1200 L.d⁻¹, com uma grande variação, chegando a valores de 2500 L.d⁻¹ e até vazões mínimas na ordem de 100 L.d⁻¹. O sistema foi avaliado por quase 4 anos (condições operacionais no quadro 1), sendo 580 dias com contribuição da pia da cozinha e 800 dias sem a contribuição da pia da cozinha (água cinza clara). Foi possível concluir que embora o sistema tenha apresentado melhor desempenho com a pia da cozinha, com valores de 90% de remoção para DQO, DBO, turbidez, SST, sem a contribuição da pia da cozinha, a manutenção do tanque de sedimentação e no sifão do wetland de fluxo vertical foi consideravelmente menor. Após o longo período de monitoramento, os estudos mostraram que operando somente com a água cinza clara, a manutenção e os odores diminuíram, ocorrendo ocasionalmente quando a vazão diminuía e o efluente ficava por um maior tempo no tanque de sedimentação.

6.3.3 Evapotranspiração e Tratamento de Água Cinza – o EvaTAC

Em 2009, a partir da experiência relatada anteriormente, iniciou-se um projeto em uma rede da Finep⁵, com foco no desenvolvimento de tecnologias seguras para tratamento e reúso de efluentes a nível residencial. O foco em solucionar essa questão da água cinza se deu principalmente por se ter a fração da pia da cozinha e por perceber um gerenciamento inadequado da caixa de gordura, somado ao mal hábito de consumo dos residentes, por consumi-

⁵ Financiadora de Estudos e Projetos, empresa pública brasileira de fomento à ciência, tecnologia e inovação em empresas, universidades, institutos tecnológicos e outras instituições públicas ou privadas.

rem níveis exagerados de óleo, presentes na rotina da alimentação dos moradores (PAULO *et al.*, 2013). Embora a água cinza possa apresentar uma menor carga de poluentes quando comparada ao esgoto doméstico convencional, seu tratamento requer atenção na manutenção e um cuidado operacional com relação ao tratamento que antecede os wetlands construídos. Uma solução para evitar os problemas que óleos e gorduras da fração da pia da cozinha possam causar na manutenção do sistema, é na elaboração do projeto das instalações prediais, manejar esse componente com a água escura (efluente da bacia sanitária, fezes e urina com descarga).

Considerando a necessidade de minimizar manutenção e garantir a aceitação dos usuários pelo sistema, optou-se o desenvolvimento um sistema que não tivesse necessidade da caixa de gordura e/ou tanque de sedimentação exposto. Esse desafio levou ao desenvolvimento do EvaTAC (Evapotranspiração e Tratamento de Água Cinza), figura 6.1, que foi inspirado no tanque de evapotranspiração, usado para o tratamento de água de bacia sanitária (PAULO *et al.*, 2019). O sistema é composto por um pré-tratamento, seguido de um wetland construído de fluxo horizontal subsuperficial (HF-CW). O pré-tratamento é denominado CEvaT (Câmara de Evapotranspiração e Tratamento). Essa é composta por uma câmara de digestão anaeróbia (C_{Dig}) que recebe a água cinza bruta e percola em fluxo ascensional em diferentes camadas de substratos. O meio filtrante, coberto com uma camada de solo, serve de suporte para as plantas. Sendo assim, em uma vista superior, em planta, visualiza-se uma única unidade. A configuração proposta visa eliminar o tanque de sedimentação ou tanque séptico, que causam o problema de odor e a necessidade de manutenção excessiva e, caso desejável, pode ser um sistema com descarga zero. Além disso, pode ser integrado com o paisagismo da habitação e ser construído e fabricado de forma modular, diminuindo custos de implantação.

A partir de então, o grupo de pesquisa focou os estudos somente nesta configuração, realizando experimentos em diferentes escalas, com foco no desempenho hidráulico e hidrológico, substratos e plantas ornamentais, entre outros. O objetivo é propor uma equação de dimensionamento do sistema para aplicação em escala residencial ou condominial.

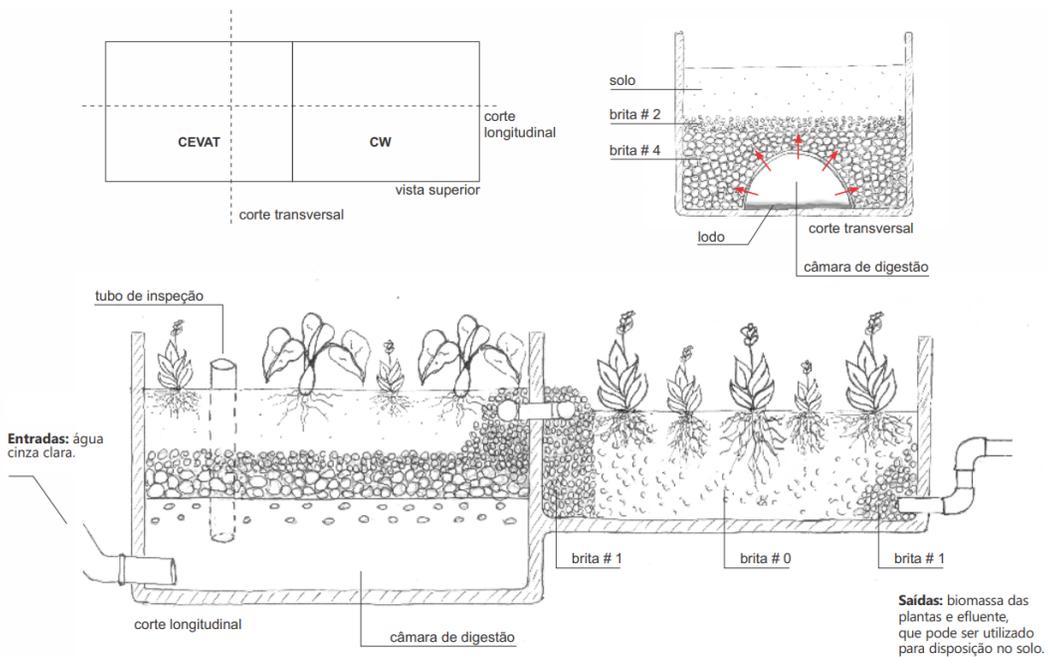


Figura 6.1 – Esquema do EvaTAC em corte e planta com detalhes da CEvaT e C_{Dig} .

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

6.3.4 Ensaio com traçadores

Em 2013, a publicação de Magalhães Filho, Silva e Paulo apresentou os primeiros resultados hidrodinâmicos do EvaTAC, que foi estudado em escala de bancada, com e sem planta (quadro 6.1). Em 2018, um novo estudo foi publicado (MAGALHÃES FILHO *et al.*, 2018), complementando a análise do comportamento hidráulico do

sistema, incluindo uma análise hidrológica com foco na evapotranspiração com *Canna sp.* Esse estudo foi base para estudar o sistema usando modelagem computacional e, posteriormente, o dimensionamento em escala real e em escala-piloto. Ficou evidente que a inclusão da CEvaT tornou o sistema como um todo melhor do ponto de vista hidrodinâmico, melhorando falhas comuns em wetlands construídos como a saída antecipada do efluente por caminhos preferenciais, não utilizando todo o volume do reator, o que leva a um TDH menor do que o projetado. Os indicadores hidrodinâmicos apresentaram melhoria na eficiência hidráulica, inclusive a presença de plantas manteve a eficiência hidráulica após um período de 4 meses de alimentação, além de propiciar melhores condições de mistura no reator e diminuiu o curto-circuito. Entretanto, embora a C_{Dig} tenha melhorado a eficiência hidráulica do sistema como um todo, diminuiu a sua eficiência volumétrica, o que é comum em reatores anaeróbios, similares à câmara de digestão anaeróbia. As plantas foram fundamentais na manutenção da condutividade hidráulica, o que resulta em um indicativo de auxílio para que não ocorra a colmatagem, além de auxiliar no processo de lixiviação dos sais presentes na água cinza e que causam a salinização do meio suporte, inclusive podendo levar à toxicidade no crescimento das plantas e diminuir a evapotranspiração.

6.3.5 Dinâmica de fluidos computacional

Sendo assim, as pesquisas seguiram, e em 2016 foi publicado o estudo com ênfase na compreensão hidrodinâmica e hidráulica do sistema no ambiente computacional. O uso de ferramentas na área de dinâmica dos fluidos computacional (*Computational Fluid Dynamics*) buscou aprimorar as características de entrada, distribuição, saída, geometria da zona de digestão, comprimento, largura,

vazão e toda as questões relacionadas a engenharia de design na área de tratamento de efluentes (RENGERS *et al.*, 2016). Os estudos computacionais foram calibrados pelos experimentos em escala de bancada e piloto, por meio de testes com traçadores. Os resultados revelaram que ao distribuir a água cinza pela C_{Dig} , o comprimento e a relação com a largura eram fatores mais significativos do que a vazão. No âmbito residencial isso é fundamental, já que os picos de vazão em função dos usos da máquina de lavar roupa, do chuveiro e do lavatório são consideravelmente diferentes. Além disso, o uso de chicanas tem um efeito significativo nas condições hidrodinâmicas. Porém as chicanas não foram adotadas em escala real, pois podem tornar mais complexa e onerosa a construção desse sistema. Contudo, os estudos revelaram que não há uma alta correlação entre os indicadores hidrodinâmicos e a remoção de poluentes considerando reações de primeira ordem. Sendo assim, a CEvaT com a C_{Dig} se mostra como uma opção adequada do ponto de vista hidráulico, para receber a água cinza como tratamento primário ao wetland construído, possibilitando ainda, o uso desses sistemas em linha, com maior comprimento, o que melhora o comportamento hidrodinâmico.

6.3.6 O papel da comunidade microbiológica

Em 2016, o primeiro estudo foi voltado para sistemas descarga zero de efluente, na intenção de conhecer a relação entre meio filtrante e comunidade microbiológica nesse ambiente. Os estudos em mesocosmos sem plantas, avaliando diferentes meios filtrantes foram a etapa inicial (BERNARDES *et al.*, 2016). Foram avaliados 3 materiais: a espuma de poliuretano, a escória de alto-forno e a bucha. Os testes foram em batelada, com água cinza clara e em escala de bancada. Foi observado que o ambiente é predominantemente anóxico, com o potencial redox variando de -200 a 200 mV e que a

influência das condições ambientais e operacionais da alimentação, usando parâmetros de monitoramento como pH, relação COD/SO₄²⁻ e potencial redox possibilitam compreender a interação entre diferentes grupos de microrganismos aderidos ao meio filtrante e a relação com degradação dos poluentes estudados. A comunidade microbiológica e a degradação dos poluentes não dependem diretamente do meio suporte, sendo que as condições ambientais foram influenciadas pelo modo operacional de alimentação (batedas) que desencadeou uma mudança direta no potencial redox e forneceu condições para o sintrofismo entre diferentes grupos de microrganismos. Ficou demonstrado que, além das arqueas metanogênicas, as bactérias redutoras de sulfato, representadas pelo filo *Proteobacteria*⁶, desempenham um papel importante na degradação da matéria orgânica da água cinza, reduzindo o sulfato a sulfeto. Além disso, é provável que o sulfeto não se acumula no meio devido à presença de bactérias anaeróbicas fototróficas, representado pelo filo *Chloroflexi*⁷. A relação DQO/SO₄²⁻ foi fator limitante na competição de microrganismos envolvidos nesses processos. Essa condição, combinada com o pH neutro-alcálico, permitiu que as bactérias do filo *Chloroflexi* oxidassem sulfeto em sulfato e enxofre elementar em todos os meios estudados. Esses mecanismos evitam a liberação de sulfeto, que causa toxicidade para microrganismos e odor incômodo que impede a implementação em escala real, especialmente para sistemas descentralizados, no lote, localizados em áreas urbanas ou periurbanas.

No próximo estudo, com início em 2015 (BERNARDES *et al.*, 2019; BERNARDES, 2019), foi investigada a comunidade microbio-

6 *Proteobacteria* é um filo composto por bactérias gram-negativas e é definido principalmente pela sequência genética 16S rRNA.

7 Bactérias verdes não sulfurosas. Obtem energia mediante fotossíntese. A sua denominação deve-se ao fato de possuírem um pigmento verde, que se encontra geralmente associado a estruturas membranosas internas chamadas clorossomas.

lógica em 2 sistemas EvaTAC: um em escala real, operando há 4 anos, e o segundo em escala-piloto (demonstrativa), operando aproximadamente há 1 ano. Os sistemas foram monitorados por meio da combinação de análises físico-químicas e sequenciamento de DNA de alto rendimento. O objetivo era compreender a influência das condições ambientais na comunidade de bactérias e arqueias existentes nas diferentes zonas do sistema. Os resultados demonstraram que potencial redox e a diversidade e riqueza da comunidade microbiana aumentaram ao longo do fluxo de água cinza e foram inversamente proporcionais aos parâmetros que representam presença de matéria orgânica. As zonas de entrada foram caracterizadas pela presença de grupos específicos de microrganismos (menor diversidade e riqueza), que desempenharam função importante para a estabilidade do sistema. Por outro lado, as zonas de saída do sistema apresentaram maior diversidade e riqueza de microrganismos e foram relacionadas à maior abundância de bactérias e arqueias envolvidas nos processos de oxidação do metano e sulfeto. Os resultados obtidos sugerem a ocorrência de zonas de redução e oxidação no EvaTAC e a existência de correlações entre condições ambientais e comunidades microbianas envolvidas principalmente nos ciclos biogeoquímicos do carbono e enxofre.

6.3.7 Desempenho em escala real

Em 2017 foi publicado o primeiro artigo do sistema EvaTAC operando em escala real, figura 6.2 (SILVA *et al.*, 2017). O estudo consistiu no estudo de 3 perfis de monitoramento da água cinza clara (sem pia da cozinha) durante 24 horas em um período de 8 dias. O objetivo principal era verificar se a câmara de digestão anaeróbia conseguia atenuar choques de carga hidráulica e orgânica. A taxa

da aplicação hidráulica variou entre 50 e 120 mm.d⁻¹, com picos entre 500 e 600 mm.d⁻¹ dependendo da rotina da família (quadro 6.1). A CEvaT recebeu cargas médias entre 16 e 31 gCOD.m⁻².d⁻¹, e o HF-CW entre 5,5 e 6,6 gCOD.m⁻².d⁻¹ em média. A CDig apresentou capacidade de atenuação de cargas, sendo que o efluente do EvaTAC apresentou concentração média de 63 mgDQO.L⁻¹, com turbidez em torno de 8 NTU. Esses resultados corroboram com que havia sido indicado no estudo em bancada, em relação a contribuição da C_{Dig} no tratamento e estabilidade no desempenho ao EvaTAC. O sistema já completou 9 anos de operação, sendo bem aceito pelos moradores, sem causar problemas com odores, vetores, entupimento ou qualquer distúrbio na rotina da família.



Figura 6.2 – EvaTAC em escala real empregado no tratamento e reúso e água cinza.
Fonte: Autoria própria.

6.3.8 Sistema escala demonstrativa (piloto)

Desde 2015 o sistema EvaTAC modular, construído em fibra de vidro está operando com água cinza clara, provinda de um banheiro experimental com separação na fonte. Desde então, os projetos de pesquisa vêm sendo realizados para consolidar esse sistema, com enfoque em aspectos hidráulicos e hidrológicos, desenvolvimento e adaptação das plantas, desempenho do sistema em relação a diversos parâmetros físico-químicos e microbiológicos e acúmulo e qualidade do lodo da C_{Dig} , entre outros.

Resultados ainda não publicados, referentes ao segundo ano de monitoramento, mostram que o EvaTAC recebeu carga orgânica média de $44 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, com remoção média de $16 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ pela CEvaT, sendo que o wetland construído de fluxo horizontal removeu $27 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, com um carregamento hidráulico médio de 210 mm.d^{-1} , muito superior do que o usual para wetlands construídos de fluxo horizontal. Os primeiros estudos relacionados a remoção de surfactantes, mostraram que o sistema removeu em torno de $2,0 \text{ gLAS.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

No mesmo período, em relação ao desenvolvimento das plantas ornamentais (quadro 6.1), observou-se que as duas espécies se desenvolveram no sistema, sem indicação de toxicidade causada pela água cinza clara. Informações relevantes para a implementação do sistema em escala real no quesito manutenção das plantas foram encontradas, sendo que a incidência solar, a disposição do EvaTAC no terreno, levando em consideração as sombras da edificação, o nível da água e o espaço disponível para as plantas no sistema são parâmetros que devem ser considerados no projeto (CAPUTO *et al.*, 2019).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos até o momento indicam que o EvaTAC pode ser dimensionado para uma carga hidráulica de 120 mm.d^{-1} , podendo receber picos de até 600 mm.d^{-1} , comuns em ambiente residencial, sem deteriorar a qualidade do efluente. As cargas orgânicas aplicadas podem ser na ordem de $30\text{-}40 \text{ gCOD.m}^2.\text{d}^{-1}$, o que irá garantir um bom desempenho na remoção de DQO, maior que 80%. Estudos de viabilidade econômica, avaliação de ciclo de vida e de risco microbiológico já foram parcialmente realizados. Com a proposta de dimensionar um sistema o mais compacto possível, o objetivo atual é desenvolver uma equação de dimensionamento que possa atender descarga zero de efluente ou qualidade de água de reúso não potável para diferentes fins. Para tal, os estudos em andamento têm enfoque no biofilme formado, evapotranspiração, potencial alelopático das plantas e (mecanismos de) remoção de parâmetros como surfactantes e micropoluentes. Ao longo dos 10 anos de pesquisa do EvaTAC, conseguimos evidenciar que a configuração proposta evita a exposição do usuário aos riscos, pode ser integrado ao paisagismo, aumenta áreas verdes em zonas urbanas e contribui para a melhoria do microclima.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem às agências de fomento Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Financiadora de Estudos e Projetos (Finep) e a International Foundation for Science (IFS, Suécia).

REFERÊNCIAS

- ARDEN, S.; MA, X. Constructed wetlands for greywater recycle and reuse: a review. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 630, p. 587-599, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.02.218.
- BERNARDES, F. S. **Correlação entre comunidade microbiana e condições ambientais em zonas de wetlands construídos tratando água cinza**. 2019. Tese (Doutorado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2019.
- BERNARDES, F. S. *et al.* Studies of filter media for zero-discharge systems collecting light greywater. **Environmental Technology**, London, v. 38, n. 17, p. 2173-2184, 2016. DOI: 10.1080/09593330.2016.1249414.
- BERNARDES, F. S. *et al.* Relationship between microbial community and environmental conditions in a constructed wetland system treating greywater. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 139, p. 105581, 2019. DOI:10.1016/j.ecoleng.2019.105581.
- BOANO, F. *et al.* A review of nature-based solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 711, p. 134731, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134731.
- CAPUTO, L. Z. S. *et al.* Effects of graywater on the growth and survival of ornamental plants in nature-based systems. **Journal of Environmental Science and Health: part A**, [s. l.], v. 54, n. 10, p. 1023-1034, 2019. DOI: 10.1080/10934529.2019.1620028.
- HOFFMAN, H. *et al.* **Technology Review of Constructed Wetlands Subsurface Flow Constructed Wetlands for Greywater and Domestic Wastewater Treatment**. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für, 2011.
- PAULO, P. L. *et al.* Greywater treatment in constructed wetland at household level. **Gewässerschutz Wasser Abwasser**, [s. l.], v. 206, p. 34, 2007.
- PAULO, P. L. *et al.* Design and configuration criteria for wetland systems treating greywater. **Water Science and Technology**, London, v. 60, n. 8, p. 2001-2007, 2009. DOI: 10.2166/wst.2009.542
- PAULO, P. L. *et al.* Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 50, p. 95-100, 2013. DOI:10.1016/j.ecoleng.2012.03.022.
- PAULO, P. L. *et al.* Evapotranspiration tank for the treatment, disposal and resource recovery of blackwater. **Resources, Conservation and Recycling**, [s. l.], v. 147, p. 61-66, 2019. DOI:10.1016/j.resconrec.2019.04.025.
- PLATZER, C.; HOFFMANN, H.; CARDIA, W. O wetland como componente de ecosan – experiências com o uso e dimensionamento no clima subtropical. *In*: INTERNATIONAL CONFERENCE ON SUSTAINABLE SANITATION: FOOD AND WATER SECURITY FOR LATIN AMERICA, 2007. **Proceedings** [...]. Fortaleza, 2007.
- MAGALHÃES FILHO, F. J. C.; SILVA, J. B. da; PAULO, P. L. Hidrodinâmica de um wetland construído combinado com um sistema por evapotranspiração como pré-tratamento. **Revista**

Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais, Salvador, v. 1, n. 2, p. 276-285, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.17565/gesta.v1i2.8296>.

MAGALHÃES FILHO, F. J. C. *et al.* Hydraulic and hydrological aspects of an evapotranspiration-constructed wetland combined system for household greywater treatment. **Journal of Environmental Science and Health**: part A, [s. l.], v. 53, n. 6, p. 493-500, 2018. DOI:10.1080/10934529.2017.1422954.

RENGERS, E. E. *et al.* Hydraulic performance of a modified constructed wetland system through a CFD-based approach. **Journal of Hydro-Environment Research**, [s. l.], v. 12, p. 91-104, 2016. DOI: 10.1016/j.jher.2016.04.002.

SILVA, J. B. da *et al.* A modified constructed wetland system for greywater treatment. **Desalination and Water Treatment**, Hopkinton, v. 91, p. 31-39, 2017. DOI: 10.1007/s10811-017-1280-6.

SHRESTHA, R. R. *et al.* Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Nepal. **Water Science and Technology**, London, v. 44, n. 11-12, p. 381-386, 2001.

WHO. World Health Organization. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater/World health organization**: excreta and greywater use in agriculture. France: WHO, 2006. v. 4

CAPÍTULO 7

WETLANDS CONSTRUÍDOS COMO ALTERNATIVA PARA TRATAMENTO DE ESGOTO PARA REGIÕES RURAIS, PERIURBANAS E COMUNIDADES ISOLADAS

Eduardo Bello Rodrigues¹
Tamara Simone van Kaick²

7.1. INTRODUÇÃO

Dentre as diversas ações que estão inseridas no contexto do saneamento básico, o tratamento de esgoto é considerado um dos componentes fundamentais por ter uma estreita relação com a saúde pública, tanto na manutenção do bem-estar quanto na melhoria da qualidade ambiental.

1 Professor da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC). Engenheiro sanitário e ambiental com mestrado em Engenharia Ambiental ambos pela Universidade Federal de Santa Catarina. Doutorando em Engenharia ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

2 Professora da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Bióloga formada na PUC-PR, com mestrado em Inovação Tecnológica pela UTFPR e doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento pela UFPR.

O cenário do saneamento básico relacionado com o esgotamento sanitário, segundo dados da United Nations (2016), demonstrou que até o ano de 2015 cerca de 2,4 bilhões de habitantes ainda utilizavam instalações sanitárias inadequadas e 964 milhões defecavam a céu aberto. Na tentativa de mudar essa situação, foi realizado um esforço global, por meio do lançamento da Agenda 2030, para a qual foram indicados 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). O ODS 6, relacionado com água e saneamento, teve indicado como meta a oferta de apoio para o fortalecimento da participação das comunidades locais na busca de uma melhor gestão da água e saneamento (UNGA, 2015).

O Brasil ainda precisa melhorar a sua condição no que se refere ao acesso da população ao esgotamento sanitário, na figura 7.1 podem ser visualizados os dados levantados, entre os anos de 1990 a 2015, relativos ao atendimento de instalações sanitárias no cenário nacional, diferenciando as regiões consideradas urbanas das rurais.

Brasil	Estimativa de atendimento					
	Urbano (%)		Rural (%)		Total (%)	
	1990	2015	1990	2015	1990	2015
Instalações adequadas	79	88	31	52	67	83
Instalações compartilhadas	1	1	1	1	1	1
Instalações inadequadas	14	11	20	34	15	14
Defecação a céu-aberto	6	0	48	13	17	2

Figura 7.1 – Representação da tabela de estimativa de atendimento de instalações sanitárias no Brasil, período de 1990 a 2015.

Fonte: Andrade (2017).

Os dados apresentados na figura 7.1 revelam que a região urbana apresentou um incremento gradativo nas melhorias do atendimento indicando um aumento nas instalações sanitárias adequadas e reduzindo o seu percentual nas instalações inadequadas. Na região rural, apesar de demonstrar uma relativa melhora

no percentual que tange a oferta de instalações adequadas, ainda ficou evidenciado que existe uma dificuldade de acesso a elas, pois também houve um acréscimo no percentual das instalações inadequadas no mesmo período analisado. A gestão municipal possui a responsabilidade legal pela promoção e universalização do saneamento básico nos limites de seu território, tanto no atendimento das regiões urbanas quanto nas rurais.

As regiões rurais, que apresentam um baixo adensamento populacional e comunidades isoladas, raramente são atendidas pelos órgãos municipais ou companhias de saneamento para a implantação de soluções coletivas convencionais de esgotamento sanitário. Essas soluções coletivas são inviáveis, sob o ponto de vista técnico e econômico para atender a realidade rural, o que pode explicar o cenário da falta de saneamento nessa região em relação ao urbano. Nesse sentido, o esforço em buscar alternativas de atendimento com saneamento básico que possam promover uma melhoria na qualidade de vida da população que atualmente vive nas regiões rurais e periurbanas ainda é um desafio.

Uma das possibilidades de substituir as soluções coletivas seria a adoção de Tecnologias Sociais (TS) e descentralizadas para o esgotamento sanitário nas regiões rurais e em comunidades isoladas. As tecnologias sociais, no entanto, demandam políticas que devem respeitar o tempo e o processo de empoderamento das comunidades que serão beneficiadas. Portanto, os atores que podem apoiar o desenvolvimento de pesquisas e implementação de TS devem visar a compatibilidade entre as características da tecnologia com as especificidades da comunidade e do território (VIANNA; MESQUITA; ROSAT, 2019), mantendo como objetivo a integridade social e ambiental no processo de implementação, sendo estes os diferenciais em relação às soluções convencionais.

Atualmente já existem várias tecnologias que podem ser consideradas sociais e descentralizadas, dentre as quais os cha-

dados Wetlands Construídos, que também são reconhecidos como Estação de Tratamento de Esgoto por: Zona de Raízes (ETEZR), Jardins Filtrantes, Filtros Vegetados ou Zonas Húmidas Construídas. Os Wetlands Construídos podem atender a demanda de tratamento de esgoto de pequenas comunidades, escolas, residências unifamiliares (PAGLIARINI JÚNIOR; PAROLIN; CRISPIM, 2012), podendo ser incorporados como parte do paisagismo porque utilizam filtros vegetados.

São diversas as tipologias de Wetlands Construídos, mas as mais conhecidas pela literatura são duas, que se diferenciam pelo fluxo superficial ou subsuperficial, sendo que este último possui duas variações na dinâmica de drenagem: horizontal e vertical. Ainda existe a possibilidade de combinar as variações entre si, ou com outras tipologias e tecnologias e criar sistemas híbridos que satisfaçam necessidades específicas. Cada alternativa tem vantagens e desvantagens para distintas aplicações (KAICK, 2002; TONIATO, 2005; SEZERINO, 2006; LEMES *et al.* 2008; MAIER, 2007).

Neste capítulo serão apresentadas quatro aplicações de Wetlands Construídos que foram implementados em escolas, chácaras de eventos e residências localizadas em áreas rurais dos estados de Santa Catarina e Paraná, cujo objetivo foi de ofertar opções descentralizadas para o tratamento de esgoto. A parceria entre universidades, gestão municipal, instituições estaduais e comunidade nas unidades aplicadas, assim como o potencial de replicação adquirido pelos usuários também designa esta tecnologia como sendo uma Tecnologia Social.

7.2 APLICAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS EM ÁREAS RURAIS

O primeiro Wetland Construído a ser apresentado foi implementado no ano de 2010, em uma escola municipal, que atendia 200 alunos, localizada na região rural de Campos Novos no Estado de Santa Catarina (SC). Os parceiros envolvidos no projeto foram: a companhia Municipal de Saneamento, a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e a comunidade local, incluindo os alunos da própria escola. A aplicação foi viabilizada com recursos obtidos por meio de doações e foi priorizada a aquisição de materiais de fácil acesso no local/região e que fossem de baixo custo.

Para atender a demanda da escola foram projetados dois Wetlands de fluxo subsuperficial horizontal construídos em paralelo (figura 7.2A), que recebem o efluente proveniente do filtro anaeróbico que se encontra posterior ao tanque séptico. Os dois wetlands não trabalham em conjunto, mas sim de forma alternada e foram vegetados com plantas do gênero *Typha*, popularmente conhecidas como taboa (figura 7.2B). A impermeabilização dos tanques nos quais foram instalados os wetlands foi realizada com uma geomembrana de 0,80 mm de espessura. Cada tanque tinha uma área superficial de 77,00 m², sendo 7,00 m de largura por 11,00 m comprimento. A cada 4 meses era realizada a alternância com o lançamento do efluente em um dos tanques de wetland. Esse procedimento é realizado para que possa ocorrer a desfragmentação das zonas entumecidas, o que consiste em "afrouxar" o substrato do filtro físico a cada 15 centímetros, no sentido da superfície para o fundo, principalmente na região próxima à entrada do lançamento do efluente. Esse procedimento busca melhorar as condições hidráulicas do sistema e foi incrementado na rotina operacional para evitar um escoamento superficial acima do leito filtrante, decorrente do processo natural de colmatação do filtro. A figura 7.3 mostra o

processo de manutenção de um dos wetlands e que o efluente é desviado para a unidade em paralelo.



Figura 7.2 – Sistema wetland de fluxo horizontal. (A) escavação e impermeabilização da unidade. (B) Unidade plantada em operação.

Fonte: Eduardo B. Rodrigues.



Figura 7.3 – Operação da unidade wetland de fluxo horizontal.

Fonte: Eduardo B. Rodrigues.

A eficiência média obtida para o parâmetro da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), entre entrada e saída ao longo do primeiro ano de funcionamento do wetland foi de 72,1%, e fazem 10 anos que ele está em atividade contínua. Os resultados detalhados das eficiências em relação a outros parâmetros, assim como os detalhes do processo construtivo podem ser obtidos em Rodrigues, Santos e Lapolli (2015).

O segundo exemplo de wetland a ser apresentado foi implantado em 2013, em uma chácara de eventos que se encontra na zona rural do município de São José dos Pinhais, no estado do Paraná. Essa região rural possui um forte apelo turístico devido às diversas chácaras de eventos, estruturas de pesque-pague, restaurantes e pequenas vinícolas, sendo conhecida como "Caminho do Vinho", e recebe um grande número de turistas nos finais de semana. O wetland atende o tratamento de esgoto do restaurante da chácara, que possui capacidade máxima para atender até 150 pessoas e de uma residência com 5 usuários.

Os parceiros envolvidos para esse projeto foram: Prefeitura Municipal e suas Secretarias de Agricultura, Meio Ambiente, Vigilância Sanitária Ambiental, a unidade local do Instituto Paranaense de Assistência Técnica e Extensão Rural (Emater) e a Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) do Campus Curitiba que atuou com o projeto de extensão chamado "Vida à Água". O custo da instalação do Wetland foi pago pelo proprietário, o qual se prontificou em adquirir o material necessário para a construção. Toda a implantação se deu no formato de oficinas voltadas aos membros da associação do Caminho do Vinho, tendo uma parte teórica e outra prática, sendo esta última a instalação do wetland propriamente dito.

O tratamento primário é realizado por meio de um tanque séptico, no qual estavam ligados o esgoto dos banheiros do restaurante e da cozinha que passava antes por uma caixa de gordura do restaurante. Os efluentes gerados na residência com 5 usuários,

também eram conduzidos para o mesmo tanque séptico, mas os efluentes provenientes da lavanderia não foram interligados.

O Wetland implementado foi de fluxo subsuperficial vertical afogado e foi planejado com as seguintes dimensões: 4,00 m de largura; 3,00 m de comprimento e 1,30 m de profundidade (figura 7.4A). O isolamento da área foi realizado em alvenaria, que recebeu uma camada de impermeabilizante na parte interna; no fundo foi alocado um sistema de drenagem. O material do filtro físico drenante foi composto por: telhas quebradas, brita n. 2 e areia grossa (figura 7.4B) e o filtro fica afogado até 70 cm de altura. Para a alimentação com o efluente pré-tratado pelo tanque séptico é realizado na parte superior do filtro no qual foi colocada a tubulação de distribuição. Por cima dessa tubulação foi adicionado 20 cm pedra brita n. 1, para um melhor acabamento e que evita odores e a atração de insetos para postura de ovos e desenvolvimento de larvas.

As plantas foram adicionadas 60 dias após a conclusão da obra, período no qual o afogamento do filtro físico estaria no seu nível máximo, fato que garante a sobrevivência das plantas e evita o estresse delas. Para compor a vegetação foram plantadas mudas, pelo proprietário, de *Zantedeschia aethiopica* (copo-de-leite), *Canna indica* (canna-da-india) e *Cyperus papyrus* (papiros do Nilo), que tiveram as suas raízes colocadas cerca de 10 cm de profundidade abaixo da camada das pedras (figura 7.4C).



Figura 7.4 – Etapas construtivas do wetland (A) colocação da tubulação de drenagem e da camada de entulho de base. (B) colocação da brita e da camada de areia. (C) unidade plantada em operação.

Fonte: Sabei (2015).

Após um ano em atividade a eficiência média para o parâmetro DBO obtida, entre entrada e saída do efluente do wetland, foi de 70,15%, sendo que este continua em atividade ao longo dos últimos 7 anos. Os resultados das eficiências em relação a outros

parâmetros, assim como os detalhes do processo construtivo podem ser obtidos em Sabei (2015).

A terceira aplicação a ser apresentada refere-se a dois sistemas wetlands, implantados em 2018 para atender uma residência de uma família com 5 usuários, localizada na área rural do Município de Ibirama em SC. Um dos wetlands foi construído com fluxo subsuperficial horizontal e o outro com fluxo subsuperficial vertical ascendente, também conhecido como Tanque de Evapotranspiração (Tevap).

Os parceiros que trabalharam por meio do Programa de Extensão para Saneamento Rural foram: a Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), Prefeitura de Ibirama e comunidade rural do município. A escolha do local da implantação dos wetlands se deu pelo comprometimento do proprietário em dar continuidade à operação do sistema e manter a propriedade aberta para receber visitas, como forma de divulgação e replicação da tecnologia na região. Os custos envolvidos foram provenientes do Programa de Extensão para Saneamento Rural da UDESC e doações.

No wetland horizontal, a área utilizada baseou-se na relação 2 m²/habitante, o que resultou na dimensão 2,00 m de largura e 5,00 m de comprimento, tendo cerca de 0,70 m de altura (figura 7.5A). A impermeabilização foi feita com uma camada dupla de lona de 0,20 mm de espessura. Para compor o material filtrante foi utilizada a brita n. 1 e a planta macrófita utilizada foi o *capim vertiver* (*Chrysopogon zizanioides*) (figura 7.5B).



Figura 7.5 – Wetland de fluxo horizontal implantado em unidade unifamiliar. (A) escavação e impermeabilização do tanque. (B) unidade plantada em operação.

Fonte: Eduardo B. Rodrigues.

Ainda nesse mesmo projeto foi implantado um sistema conhecido como Tanque de Evapotranspiração (Tevap), que se insere na tipologia de um sistema wetland de fluxo subsuperficial vertical ascendente. A diferença do Tevap em relação aos sistemas wetlands verticais convencionais, é que essa tipologia recebe apenas águas negras proveniente do vaso sanitário. A opção por aplicar essa tipologia de wetland se deu pelo fato de a propriedade apresentar um lençol freático muito próximo da superfície, dificultando a disposição final do efluente tratado por meio da infiltração no solo.

O princípio dessa tipologia de wetland se baseia na evapotranspiração e não resulta em efluente líquido tratado, o que exige um equilíbrio na equação entre a relação da área do filtro e o volume de esgoto que alimenta o sistema. A área superficial do Tevap foi dimensionada para compor 8,00 m² no total, tendo

a relação de 2,00 m² por habitante. Para o preenchimento interno do filtro, contando da base até a superfície, foram utilizados 0,50 m de material drenante reaproveitado; 0,20 m de brita n. 1; 0,20 m de areia grossa e mais 0,20 metros de solo, totalizando 1,10 metros de altura do filtro.

A figura 7.6 (A, B, C) mostra as etapas construtivas e os materiais de preenchimento do filtro, destacando o reaproveitamento e reciclagem de restos de obras e pneus velhos. Na figura 7.6D pode ser visualizada uma caixa coletora que recebe o excesso de efluente que podem ocorrer em situações extremas, como um grande volume de precipitação pluvial ou em um incremento eventual de usuários.

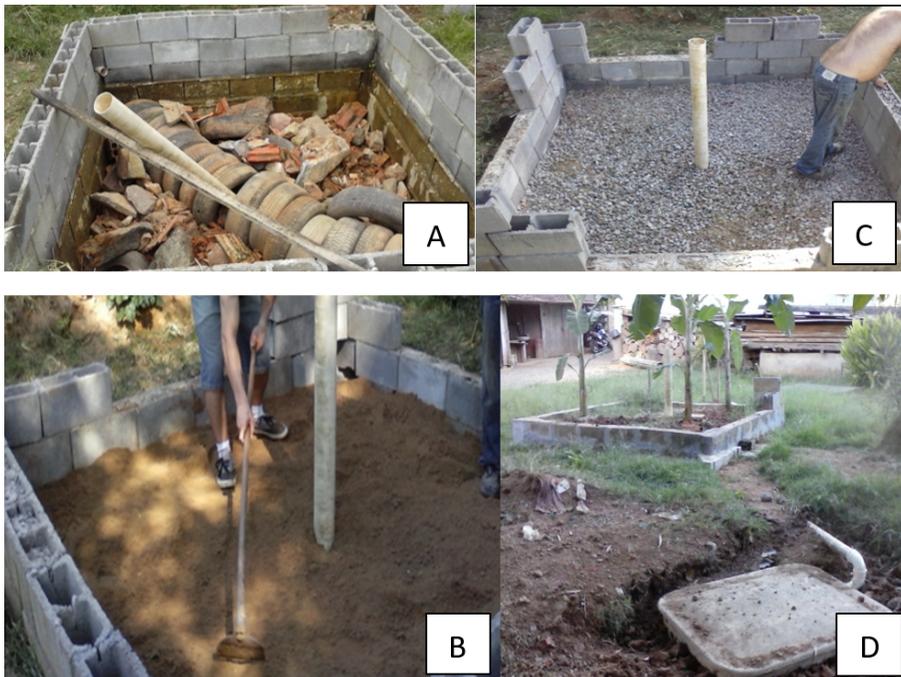


Figura 7.6 – Etapas construtivas do tanque de evapotranspiração (A, B, C) e caixa coletora (D).

Fonte: Eduardo B. Rodrigues.

A eficiência média para o parâmetro DBO obtida, entre entrada e saída do efluente do wetland horizontal, foi de 90%, sendo que este encontra-se ativo ao longo de quase dois anos. Todo o processo de construção se deu de forma coletiva, com o objetivo de repassar o conhecimento da tecnologia para a comunidade local.

A quarta aplicação de wetland a ser apresentada se deu em uma unidade residencial para atender a demanda de 3 usuários. O interesse em readequar o sistema de tratamento do esgoto surgiu como resultado da uma orientação técnica prestada pelo Instituto Paranaense de Assistência Técnica e Extensão Rural (Emater), durante uma visita na propriedade. Esse wetland foi implantado em 2013, na região do Caminho do Vinho em São José dos Pinhais no Paraná. Os parceiros foram: Prefeitura municipal e suas Secretarias de Agricultura, Meio Ambiente, Vigilância Sanitária Ambiental, a unidade local do Instituto Paranaense de Assistência Técnica e Extensão Rural (Emater) e a UTFPR Campus Curitiba que atuou pelo Projeto de extensão "Vida à Água". O custo da instalação do Wetland Construído foi pago pelo próprio proprietário.

Todos os efluentes gerados na residência passaram por tratamento preliminares, como a caixa de gordura para as águas cinzas provenientes da cozinha, e as águas negras foram conduzidas para o tanque séptico, para o tratamento primário. Após o tratamento primário o efluente era lançado para o wetland que realizava o tratamento secundário. O desenho esquemático da figura 7.8 representa a rede de coleta e estruturas de tratamento preliminar, primário e secundário.

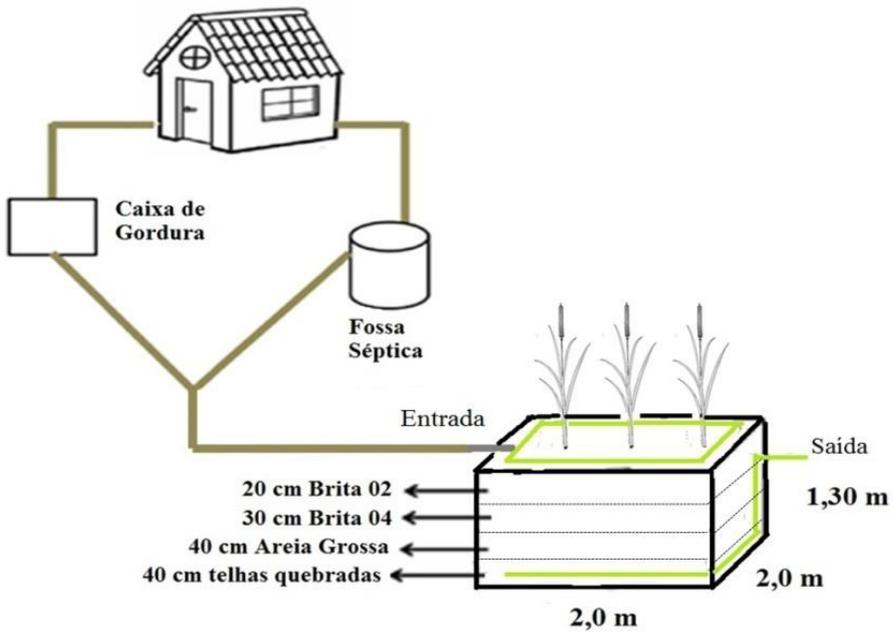


Figura 7.7 – Representação esquemática do esgotamento sanitário da residência.
 Fonte: Sabei (2015).

A área utilizada para o tratamento foi de 2,00 m de largura e 2,00 m de comprimento para 1,30 m de altura do filtro físico (figura 7.8A). Este foi constituído com brita n. 2 e n. 4, areia grossa e cacos de telha, além de ficar afogado até a altura de 70 cm. Após 70 dias da construção do wetland foram adicionadas as macrófitas *Zantedeschia aethiopica* (copo-de-leite), *Canna indica* (cana da índia) e *Cyperus papyrus* (papiros do Nilo) (figura 7.8B).



Figura 7.8 – Wetland vertical afogado em operação; (A) mudas recém-plantadas; (B) sistema com cinco meses em operação.

Fonte: Sabei (2015).

A eficiência média para o parâmetro DBO obtida, entre entrada e saída do efluente do wetland, apresentou uma média de 92%. Esse Wetland Construído encontra-se em atividade ao longo de 7 anos e continua sendo monitorado pela Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar), pelo fato de estar em uma área de mananciais. Os resultados detalhados das eficiências em relação a outros parâmetros, assim como os detalhes do processo construtivo podem ser obtidos em Sabei (2015).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Fazendo um paralelo com a Agenda 2030, menciona-se o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) n. 6 se refere à água e saneamento e tem como meta apoiar as comunidades na busca de soluções adequadas para essa demanda. As parcerias realizadas entre o poder público local (municipal), as universidades e instituições estaduais demonstraram o potencial no atendimento ao ODS 6, assim como na sua meta em apoiar e buscar soluções e estratégias que atendam as comunidades rurais, que são as mais

carentes de atendimento aos serviços e instalações adequadas voltadas ao saneamento básico, principalmente no que se refere ao esgotamento sanitário.

A participação de universidades no processo de desenvolvimento de tecnologias descentralizadas e sociais, por meio de programas e projetos de extensão, assim como a parceria realizada com outras instituições e atores locais para a implantação e o monitoramento dos wetlands construídos, em escala real e com monitoramento ao longo de vários anos, possibilita um importante avanço no aprimoramento desta tecnologia no âmbito científico e socioambiental e no desenvolvimento de políticas públicas.

Os Wetlands Construídos podem ser concebidos de forma descentralizada e em diferentes variações, assim como permite a associação em composições híbridas. As aplicações das variações de wetlands, que foram apresentadas neste capítulo, demonstraram o potencial dessa tecnologia para atender o esgotamento sanitário de forma descentralizada. O repasse do conhecimento desenvolvido pelas universidades, como pesquisa e extensão, e a compreensão deste conhecimento pelos usuários, no sentido de ampliar sua capacidade de replicação na própria comunidade, faz com que a tecnologia dos Wetlands Construídos assuma uma conotação social. Essas duas características, ser uma opção descentralizada e social, tornam os wetlands construídos atrativos para atender as demandas relacionadas à falta de tratamento de esgoto das áreas rurais e o atendimento da meta dos ODS.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, H. H. B de. **Desenvolvimento e monitoramento de wetlands construídos com aeração artificial**: avaliação de desempenho, aspectos econômicos e microbiológicos. 2017. 158 p. Tese (Doutorado em Sustentabilidade) – Universidade de São Paulo. USP, São Paulo, 2017.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo 2010. **IBGE**, 2010. Disponível em: http://www.libge.br/ibge/estatistica/populacao/condicaoadevida/indicadores_minimos/tabela3.shtm. Acesso em: 26 ago. 2013.

KAICK, T. S. V. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes**: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná. 2002. 116 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná. Curitiba, 2002.

LEMES, J. L. V. B. *et al.* Tratamento de esgoto por meio de zona de raízes em comunidade rural. **Revista Acadêmica Ciência Animal**. Curitiba, v. 6, n. 2, p. 169-179, 2008.

MAIER, C. **Qualidade de águas superficiais e Tratamento de águas residuárias por meio de zonas de raízes em propriedades de Agricultores familiares**. 2007. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

PAGLIARINI JUNIOR, S. N.; PAROLIN, M.; CRISPIM, J. de Q. Estações de tratamento de esgoto por zona de raízes, uma alternativa viável para as cidades? **Revista de Geografia, Meio Ambiente e Ensino**, Campo Mourão, v. 2, n. 1, p. 231-244, 2012.

RODRIGUES, E. B.; SANTOS, M. A.; LAPOLLI, F. R. Tratamento de esgoto por zona de raízes: experiência vivenciada numa escola rural do município de Campos Novos/SC. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, Viçosa, v. 5, n. 2, 2015.

SABEI, T. R. **A inserção da educação ambiental não formal no processo de implantação de saneamento ambiental na comunidade rural colônia Mergulhão, São José dos Pinhais – PR**. 2015. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

SEZERINO, P. H. **Potencial dos Filtros Plantados com Macrófitas (constructed wetlands) no pós tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

TONIATO, J. V. **Avaliação de um Wetland Construído no tratamento de Efluentes Sépticos**: Estudo de Caso Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. 2005. 98 p. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2005.

UNGA. United Nations General Assembly. **United Nations**. [S. l.: s.n.], 2015.

UN. United Nations. **The Sustainable Development Goals Report**. [S. l.: s.n.], 2016.

VIANNA, T. C.; MESQUITA, T. C. R.; ROSA, A. P. Panorama do emprego de tanques sépticos e filtros anaeróbios no tratamento descentralizado de efluentes no Sudeste brasileiro. **Revista DAE**, Edição Especial Saneamento Rural, 2019. p. 157.

CAPÍTULO 8

WETLANDS CONSTRUÍDOS EMPREGADOS AO TRATAMENTO DE MICROPOLUENTES PRESENTES NAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Ronaldo Kanopf de Araújo¹

Gustavo Stolzenberg Colares²

Carlos Alexandre Lutterbeck³

Daniele Damasceno Silveira⁴

Ênio Leandro Machado⁵

1 Doutor em Engenharia Civil – Área de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (UFSM, 2018). Experiência de 5 anos na instalação, manutenção, operação e monitoramento de um WCFV localizado no campus da UFSM, com ênfase nas análises físico-químicas clássicas e análises de micropoluentes.

2 Mestre em Tecnologia Ambiental pela Universidade de Santa Cruz do Sul (2018). Experiência de 4 anos no desenvolvimento de sistemas em escala-piloto com combinações de diferentes configurações de WC e diversificação de macrófitas, assim como a integração com ozonização e células de combustível microbianas.

3 Doutor em Ciências Naturais pela Leuphana Universität Lüneburg, Alemanha (2015). Biólogo. Experiência de 5 anos em estudos de remoção de fármacos em WC, com enfoque em biodegradação e toxicidade, e formação de subprodutos, análises de parâmetros gerais, análises ecotoxicológicas.

4 Doutora em Engenharia Ambiental Universidade Federal de Santa Catarina (2015). Atualmente pesquisadora do Laboratório de Reuso das Águas (LARA/UFSC) com parceria em projetos internacionais. Experiência de mais de 10 anos em wetlands construídos para a remoção de diversos poluentes e avaliação da comunidade microbiana.

5 Doutor em Engenharia Universidade Federal do Rio Grande do Sul (1999). Professor adjunto da Universidade de Santa Cruz do Sul. Experiência na coordenação de projetos, orientações de dissertações, teses, publicações de livros e capítulos de livros, bem como de artigos e trabalhos em eventos sobre o tema de WC nos últimos 15 anos.

8.1 INTRODUÇÃO

Os micropoluentes compreendem uma ampla classe de substâncias que podem ser de origem antropogênica ou natural, em que se incluem compostos farmacêuticos ativos, produtos de higiene pessoal, pesticidas, desreguladores endócrinos, drogas ilícitas e produtos industriais, como metais pesados retardantes de chama, plastificantes, dentre outros (LUO *et al.*, 2014). Micropoluentes são definidos por Chavoshani *et al.* (2020) como produtos químicos antropogênicos, ou de ocorrência natural, como o caso do hormônio feminino de 17 β -estradiol (E2), e que ocorrem no ambiente aquático com concentrações em níveis de traços, o que significam faixas de ng L⁻¹ até mg L⁻¹. O contexto dos micropoluentes tem uma divisão bem ampla, associando produtos farmacêuticos (antidepressivos, antibióticos, analgésicos, bronco dilatadores, quimioterápicos, betabloqueadores), hipolipemiantes, hormônios (naturais e sintéticos), orgânicos sintéticos (pesticidas, hidrocarbonetos, solventes, detergentes, cosméticos e outros produtos de cuidado pessoal, como produtos de maquiagem, sabonete para as mãos, limpador facial, sabonete líquido, pomada, perfume, creme de barbear e hidratante). Também são considerados os inorgânicos metais pesados, cátions e ânions tóxicos (DEHDASHTI; AMIM; CHAVOSHANI, 2020), assim como elementos radioativos lixiviados a partir de solos contaminados ou excreções de pacientes em radioterapia (DE FILIPPIS, 2015).

Além disso, também devem ser consideradas possíveis interações desses poluentes, que podem, em alguns casos, possuir atividade sinérgica, potencializado ainda mais a toxicidade desses contaminantes (LUTTERBECK; MACHADO; KÜMMERER, 2020). Por fim, deve-se ressaltar também que ao longo do caminho percorrido por esses micropoluentes, desde a sua liberação até a chegada em diversos compartimentos ambientais, diversos processos biológicos, físicos, químicos ou físico-químicos podem levar à degradação

parcial desses contaminantes, levando à formação de subprodutos. Também designados de produtos de transformação, esses subprodutos podem ser tão ou mais refratários e/ou tóxicos que as moléculas-mãe (LUTTERBECK *et al.*, 2020).

Assim, dentre a ampla diversidade de compostos categorizados como micropoluentes apenas alguns deles são completamente biodegradáveis em condições ambientais naturais. Consequentemente, a concentração da maioria dos micropoluentes, ou até mesmo novos micropoluentes, substâncias ou resíduos de produtos sintéticos e de atividades antrópicas – dentre os quais muitos são considerados persistentes e de difícil remoção – são cada vez mais encontrados, mesmo que em baixa quantidade (faixa de ppb e ppt), em águas pluviais, residuárias e em corpos receptores (RUPPELT *et al.*, 2020).

A avaliação dos micropoluentes em águas residuárias em geral traz a referência principalmente para fármacos/produtos de cuidados pessoais e seus subprodutos, tanto do metabolismo quanto da degradação dos princípios ativos, bem como de agrotóxicos, desreguladores endócrinos, elementos radioativos e íons inorgânicos tóxicos, especialmente ânions tóxicos e metais pesados (KÜMMERER, 2010).

O tratamento de micropoluentes em águas residuárias ainda é pouco investigado, principalmente no Brasil, de modo que são necessários mais estudos sobre essa temática. As estações de tratamento de efluentes (ETE) não foram projetadas considerando que seja feita a redução ou eliminação desses micropoluentes, o que faz com que essas espécies químicas sejam transportadas por meio do sistema de tratamento sem ocorrer ação dos mecanismos de remoção.

Nesse contexto, surgiu a necessidade de aplicações de tecnologias que tenham ocorrência simultânea de diversos mecanismos de tratamento, tanto como sedimentação, floculação,

absorção, coprecipitação, precipitação, oxidação, redução, troca catiônica, hidrólise, fotólise, ação biológica de absorção e metabolismo da planta, bem como processos bioquímicos microbianos de degradação sendo, portanto, capazes de remover essa variedade de produtos. Nesse caso, Vymazal e Březinová (2015) apontam os wetlands construídos com potencial para essa diversidade simultânea de caminhos para o tratamento dos passivos ambientais dos micropoluentes, dentre as alternativas e tecnologias existentes.

Em geral a remoção de micropoluentes, como fármacos e desreguladores endócrinos, ocorre por conta de interações físicas com a matéria orgânica, a biodegradação, a assimilação por micro-organismos e plantas, a volatilização, a hidrólise e a fotodegradação. Esse último processo ocorrerá apenas em WC em que houver a exposição direta da água residuária à luz solar (MATAMOROS; BAYONA, 2008; MATAMOROS *et al.*, 2012).

No campo de avaliação da remoção de micropoluentes pela utilização de wetlands construídos (WC), Ávila *et al.* (2014) afirmam que estudos sobre os fatores que interferem na remoção de micropoluentes podem auxiliar na otimização do design e do modo de operação de WC. O interesse no efeito do design e dos parâmetros operacionais na remoção desses contaminantes em WC aumentaram na década de 2010. Variáveis como a profundidade da água (MATAMOROS; GARCÍA; BAYONA, 2005; MATAMOROS; BAYONA, 2006), tipo de matéria orgânica (MATAMOROS; BAYONA, 2008), tipo de material de recheio (DORDIO *et al.*, 2009; DORDIO; CARVALHO, 2013), e modo de operação (HIJOSA-VALSERO *et al.*, 2010; HIJOSA-VALSERO *et al.*, 2011) tem sido tema de recentes pesquisas sobre WCFV.

Com o objetivo de contextualizar a aplicação de Wetlands Construídos para o tratamento de micropoluentes na literatura, assim como identificar potenciais tópicos emergentes nessa temática, foi realizada uma análise bibliométrica, baseando-se na metodolo-

gia empregada por Dell'Osbel *et al.* (2020). A análise foi conduzida utilizando o software VOSViewer versão 1.6.12, e por meio de pesquisa realizada na base de dados Web of Science com os termos "Constructed Wetlands" e "Micropollutants", a qual resultou em 99 estudos publicados (figura 8.1).

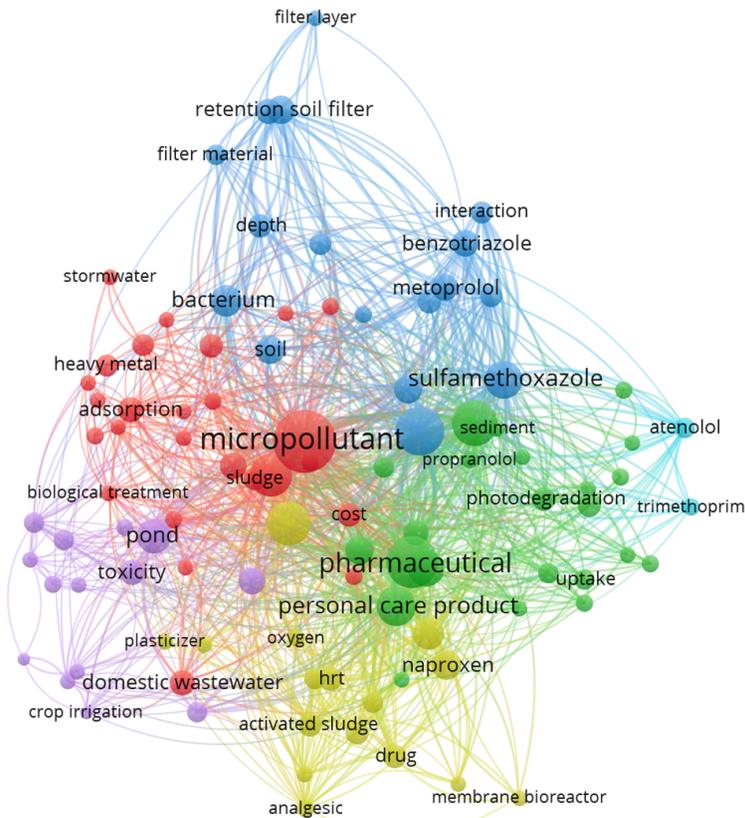


Figura 8.1 – Análise bibliométrica (clusters) para referência de Wetlands construídos (WC) e micropoluentes.

Fonte: Autoria própria.

A partir do mapa bibliométrico (figura 8.1), é possível verificar que os termos com maior número de ocorrências (maiores círculos) estão ligados a diferentes classes de micropoluentes na água, tais como "pharmaceutical", "personal care product", "organic micro-

pollutants", "heavy metals" e "pesticide". Dentre os micropoluentes, destacaram-se os itens "Diclofenac", "Sulfamethoxazole", "Naproxen", "Caffeine" e "Metropol", "Bisphenol", "Naphtalane", "Ethylhexyl", "Nonyphenol", "Plasticizer", "Tonalide", "Ibuprofen", "Galaxolide", "Atenolol", "Trimethorpin", "Erythromycin" e "PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons)".

Além dos itens citados, o mapa bibliométrico apresentou também alguns termos relacionados aos principais mecanismos de remoção de micropoluentes em sistemas de WC, tais como "plant uptake", "photodegradation", "filter material", "adsorption", "aerobic condition", "biodegradation" e "microbial community". Outros itens que se destacaram na pesquisa foram termos ligados à necessidade de realização de mais estudos envolvendo sistemas de WC e micropoluentes na água, tais como "further research" e "challenge", assim como as esferas de tratamento descentralizado e saneamento rural, pela presença de termos como "low cost", "rural community", "crop irrigation" e "reclaimed water".

Dessa forma, apesar do número crescente de estudos publicados recentemente investigando a aplicação de Wetlands Construídos e o tratamento de micropoluentes, a partir dos trabalhos publicados e da análise bibliométrica, verificou-se que essa temática ainda demanda maiores pesquisas e diversos tópicos surgem como potenciais aspectos a serem investigados no futuro. Por exemplo, a influência da integração desses sistemas com outras tecnologias também presentes no mapa bibliométrico (tais como ozônio e reatores de membrana), assim como estudos que possibilitem o melhor entendimento dos mecanismos de remoção de micropoluentes nas diferentes configurações de WC e como potencializar os mesmos sem comprometer a viabilidade econômica desses sistemas.

De acordo com Carvalho, Arias e Brix (2017) espera-se que pesquisas sobre a remoção de micropoluentes ou contaminantes

emergentes (produtos de cuidados pessoais, pesticidas, nanopartículas etc.) continuem em destaque pelos próximos anos. Mesmo que pesquisas com poluentes emergentes tenham sido conduzidas nos últimos 10 anos, esta segue sendo uma área desafiadora.

Dessa forma, neste capítulo serão apresentados trabalhos aplicados no Rio Grande do Sul sobre a remoção de micropoluentes em wetlands construídos, abrangendo pesquisas desenvolvidas na Universidade de Santa Cruz do Sul e na Universidade Federal de Santa Maria.

8.2 APLICAÇÕES DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NA REMOÇÃO DE MICROPOLUENTES

Araújo (2018) estudou a remoção de micropoluentes em uma ETE em escala real, constituída por um tanque séptico (TS) e um wetland construído de fluxo vertical (WCFV). A vazão de projeto adotada foi de 1,500 L d⁻¹, equivalente a 10 habitantes, para o tratamento de efluente doméstico não segregado da Casa do Estudante Universitário da Universidade Federal de Santa Maria. Essa pesquisa teve contou com investimentos da Financiadora de Estudos e Projetos (Finep).

O WCFV foi preenchido com brita, um agregado com boa condutividade hidráulica, e plantado com *Canna x generalis* e *Canna indica*. As plantas apresentaram boa adaptação às condições climáticas do Sul do Brasil (figura 8.2). Ao longo de 21 meses foram monitoradas 4 fases operacionais, com e sem recirculação de efluentes de volta ao TS. A intenção da aplicação da recirculação de efluentes foi de proporcionar a passagem das frações de nitrogênio por diferentes ambientes (anaeróbio, aeróbio e anóxico), a fim de promover a remoção total do nitrogênio. Dessa forma, em um sistema de TS e WCFV com recirculação, é esperado que a amonificação ocorra nas

duas unidades, a nitrificação aconteça no WCFV (ambiente aeróbio), e a desnitrificação seja iniciada no TS, devido à entrada de efluente nitrificado nessa unidade (ambiente anóxico) (DECEZARO, 2018).

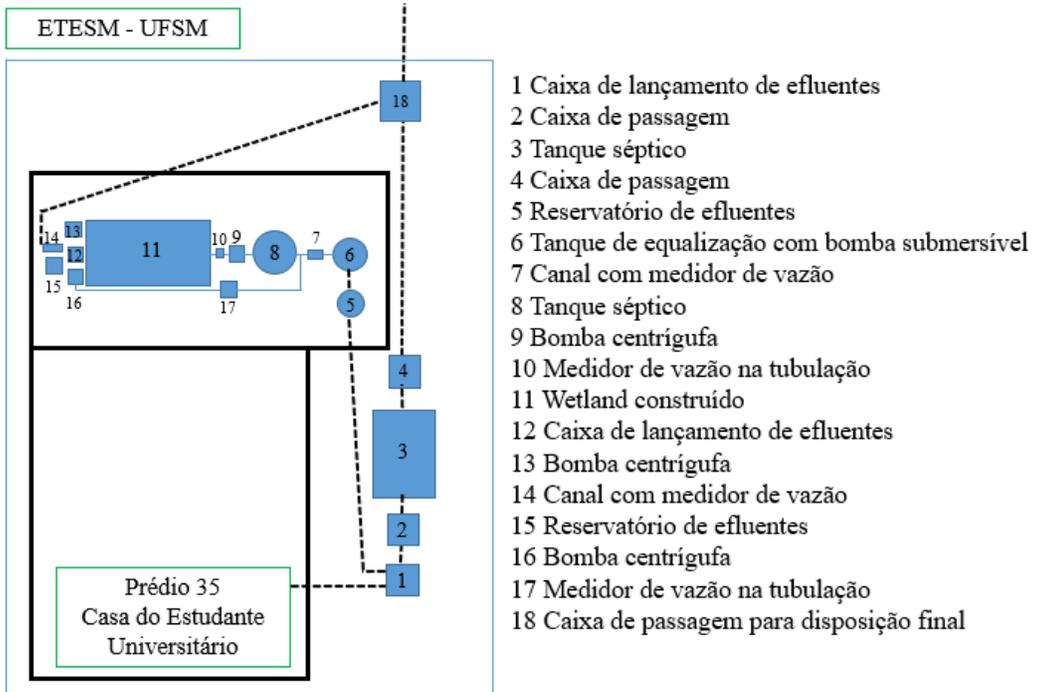


Figura 8.2 – Wetlands construído de fluxo vertical na Universidade Federal de Santa Maria.

Fonte: Autoria própria.

Inicialmente foram analisados 10 micropoluentes nas amostras de esgoto para avaliação da eficiência de redução do sistema composto WCFV e TS: 17 β -estradiol, ácido acetilsalicílico, bisfenol A, cafeína, diclofenaco, estriol, estrona, ibuprofeno, paracetamol e progesterona. Dentre estes, a cafeína e o paracetamol foram detectados em 100% das amostragens realizadas. A frequência de detecção do ibuprofeno foi de 94,4%. Essas elevadas frequências de detecção observadas no esgoto da Casa do Estudante

Universitário da UFSM demonstram a importância da necessidade do tratamento de esgotos para que ocorra a redução de tais substâncias (ARAÚJO, 2018).

As concentrações de cafeína encontradas no esgoto da Casa do Estudante Universitário foram elevadas, com média de $21,50 \pm 20,64 \mu\text{g L}^{-1}$. A concentração máxima verificada foi elevada, sendo de $83,66 \mu\text{g L}^{-1}$. A concentração média de ibuprofeno detectada no esgoto foi de $5,29 \pm 7,62 \mu\text{g L}^{-1}$ e a concentração máxima verificada foi de $29,88 \mu\text{g L}^{-1}$. A concentração média de paracetamol detectada foi de $58,41 \pm 84,31 \mu\text{g L}^{-1}$. A concentração máxima obtida foi extremamente elevada, sendo de $428,46 \mu\text{g L}^{-1}$, o que pode apresentar relação com a prática da automedicação, pois o paracetamol é um medicamento comercializado sem a necessidade de prescrição médica em farmácias no Brasil. A concentração mínima detectada foi de $2,54 \mu\text{g L}^{-1}$.

Apesar do baixo Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) nesse sistema houve reduções que podem ser consideradas satisfatórias dos micropoluentes facilmente biodegradáveis, sendo a recirculação de efluentes uma estratégia interessante, objetivando primariamente a remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos e de forma avançada o nitrogênio e os micropoluentes. Esses dois aspectos são muito importantes na definição do WCFV como uma tecnologia eficaz no tratamento de micropoluentes em águas residuárias.

De acordo com os resultados obtidos, o sistema de tratamento de esgotos composto por tanque séptico e WCFV apresentou altas eficiências na redução de micropoluentes na corrente líquida de esgoto doméstico, com destaque para a aplicação da recirculação de 50% dos efluentes ao TS. A reduções médias no sistema TS+WCFV obtidas foram de 86,3%, 83,3% e 91,6%, para cafeína, ibuprofeno e paracetamol, respectivamente.

8.3 WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES COM COMPOSTOS INORGÂNICOS

Micropoluentes inorgânicos estão ligados a um número maior de substâncias do que apenas metais pesados e elementos radioativos em águas residuárias. Por conceito, os elementos e íons inorgânicos podem estar associados com alumínio, arsênio, bário, boro, cádmio, cianeto, cobalto, cobre, cromo hexavalente, cromo total, chumbo, estanho, lítio, manganês, mercúrio, molibdênio, níquel e selênio (DE FILIPPIS, 2015; PAT-ESPADAS *et al.*, 2018).

A fitorremediação dos metais e demais íons inorgânicos pode ser dividida em quatro mecanismos: Fitoextração – absorção e acumulação dos metais nos tecidos das plantas; Fitoadsorção – adsorção dos metais no sistema radicular, immobilizando os contaminantes; Fitoestabilização – liberação para o solo de oxigênio e outros compostos, que podem imobilizar os metais e, Rizorremediação – estimulação da biorremediação por fungos ou outros microrganismos localizados no sistema solo-raiz (PAT-ESPADAS *et al.*, 2018). O tratamento de metais pesados com WC, bem como de sódio, lítio, sulfato, cloretos e alumínio de efluentes urbanos, pode ser ilustrado com a dissertação desenvolvida por Silveira (2010) e o artigo de Almeida *et al.* (2015), apresentados nas figuras 8.3 e 8.4.

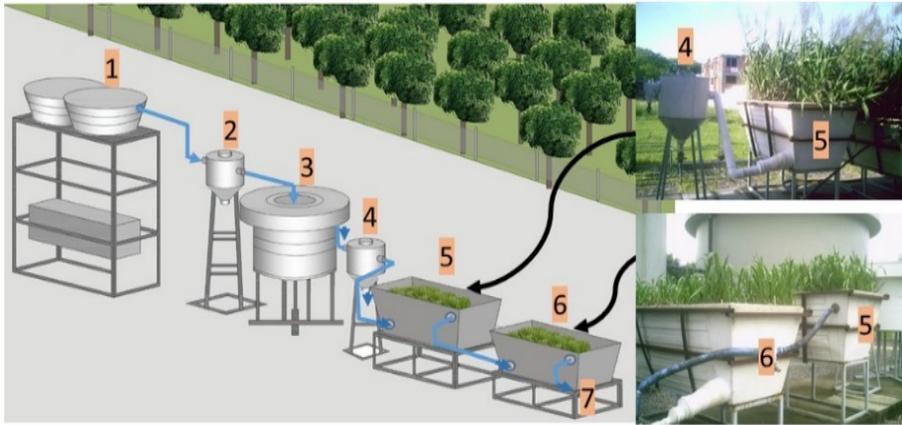


Figura 8.3 – Sistema Integrado: 2-Decantador Primário + 3-UASB + 4-Decantador Secundário + 5 e 6-Wetlands Construídos de fluxo horizontal subsuperficiais (WCFHSS).

Fonte: Autoria própria.

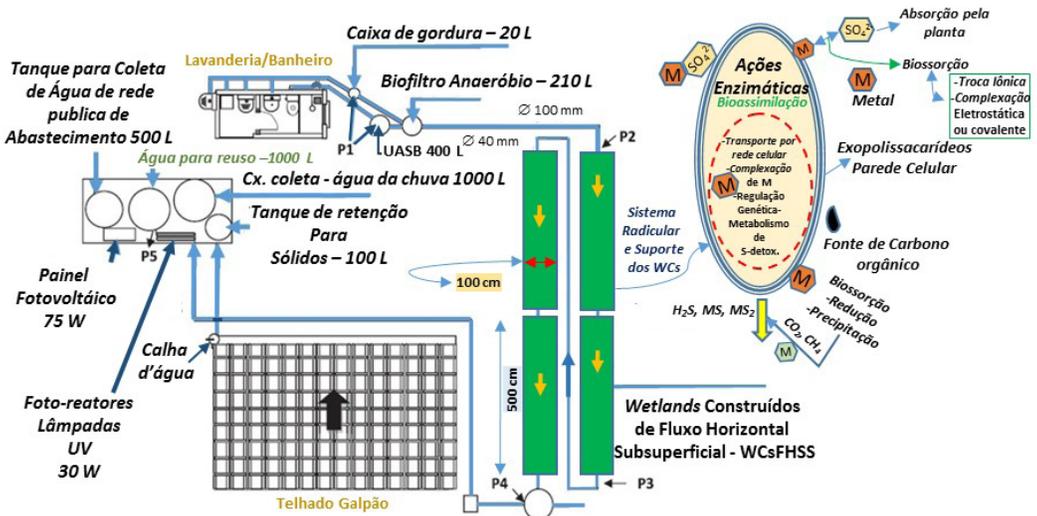


Figura 8.4 – Vista Superior do Sistema UASB+BFA + SSFCW + UV. Pontos de amostragem: P1-Água residuária bruta; P2 - Após UASB / Biofiltro (UASB / BF); P3 - após WC 1 e 2; P4 - Após WC 3 e 4; P5 - água residual desinfetada para reutilização.

Fonte: Adaptada de Pat-Espadas *et al.* (2018) e Almeida *et al.* (2015).

No sistema da figura 8.4 foram caracterizados alumínio, cádmio, chumbo, cobre, cromo total, manganês, níquel e sódio. O experimento foi conduzido na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE), no Campus da Universidade de Santa Cruz do Sul (Unisc-RS). Todos os metais pesados foram detectados abaixo dos valores limites estabelecidos nas duas resoluções de referência.

Tabela 8.1 – Caracterização do efluente do reator UASB/decantador secundário (UD) e Wetlands construídos de Fluxo Horizontal Subsuperficial (WCFHSS).

Parâmetros	Resultados Pós		Resolução CONAMA 357/05 Limites (mg L ⁻¹)
	UD	WCFHSS 5 e 6	
mg L ⁻¹			
Alumínio	0,29	0,28	0,2*
Cádmio	<0,0001	<0,0001	0,2
Chumbo Total	0,02	<0,02	0,5
Cobre Total	<0,02	<0,02	1,0 (Cu dissolvido)
Cromo total	<0,05	<0,05	0,5
Manganês Total	0,08	0,33	1,0 (Mn dissolvido)
Níquel	<0,02	<0,02	0,025*
Sódio	63,0	81,9	-
**Condutividade mScm-1	837,4	720,0	-

* Água doce, classe 3. ** Valor médio.

Fonte: Autoria própria.

O efluente proveniente do campus da Unisc configurou se com menor risco de impacto por metais do que os efluentes urbanos (tabela 8.1). Já a composição de acúmulo no tecido vegetal da *Hymenachne grumosa*, espécie utilizada nos WCFHSS, é apresentada na tabela 8.2, tendo ocorrido operação por 9 meses. Em campus universitário os efluentes de laboratório gerenciados

inadequadamente poderiam representar fontes de descarte para metais pesados. No entanto, os efluentes avaliados foram restritos somente para águas negras e amarelas, não demonstrando valores críticos de contaminação por metais pesados. Em relação aos valores de condutividade, as análises demonstram os efeitos de troca iônica entre o meio suporte e raízes com o efluente, potencializando a retirada de nutrientes e insolubilizações de ânions.

Na tabela 8.2, também constam os valores de composição de duas podas da massa vegetal aérea contida nos dois wetlands, e da massa vegetal da planta retirada do seu hábitat natural. As variações químicas da biomassa do hábitat natural e aplicação nos wetlands demonstraram depreciação, com diminuições de aporte durante os meses de operação. Os valores de acúmulo de metais pesados em macrófitas sempre são reportados como via da ação biossorvente. No entanto, os níveis de metais pesados para os efluentes do campus universitário estão abaixo dos limites críticos ou daqueles comparáveis com fontes geradoras industriais.

Tabela 8.2 – Composição química da biomassa foliar da *Hymenachne grumosa* aplicada nos wetlands construídos.

Parâmetros	Biomassa	Poda – 1º semestre		Poda – 2º semestre	
		Habitat Nat.	WCFHSS 5	WCFHSS 6	WCFHSS 5
mg kg ⁻¹					
C Orgânico	400000	430000	430000	430000	430000
NTK	13000	24000	19000	25000	22000
Fósforo total	1800	2100	1700	2500	2300
Potássio	20000	12000	9200	16000	16000
Cobre total	10	6	4	5	3
Manganês total	546	295	111	222	127
Sódio	185	363	891	504	469
Cádmio	<0,2	< 0,2	<0,2	<0,2	<0,2

Parâmetros	Biomassa	Poda – 1º semestre		Poda – 2º semestre	
		Habitat Nat.	WCFHSS 5	WCFHSS 6	WCFHSS 5
mg kg ⁻¹					
Cromo total	6	1	2	1	1
Níquel	5	2	1	0,8	0,8
Chumbo total	<2	1	<2	<2	<2
Alumínio	34	57	94	92	94

Fonte: Autoria própria.

No que se refere ao sistema representado pela figura 8.4 foram monitorados Na⁺, Li⁺, SO₄²⁻ e Cl⁻ por cromatografia de íons no comparativo dos pontos P1 e P5. As porcentagens de remoção foram respectivamente de 52,6% para o SO₄²⁻, 89% para o Na⁺ e 63,6% para Cl⁻. Dos íons monitorados, a condição de micropoluentes é referenciada para o íon lítio, o qual não foi detectado nos efluentes. O íon pode apresentar toxicidade equivalente ao urânio e selênio nos primeiros estágios da vida de alguns peixes. O lítio nas águas residuais está ligado a composição de medicamentos antidepressivos ingeridos pela população. Esse tipo de medicamento tem sido cada vez mais utilizado na região do Vale do Rio Pardo/RS, especialmente devido à exposição crônica a pesticidas que podem aumentar os casos de doenças neurocomportamentais, tendo transtornos como ansiedade e depressão (ALMEIDA *et al.*, 2015).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante do exposto, percebe-se que sistemas de wetlands construídos apresentam bom desempenho na remoção de micropoluentes aplicados ao tratamento de águas residuárias. Apesar das dificuldades intrínsecas e altos custos envolvidos nesse tipo

de monitoramento, são necessários mais estudos, considerando diferentes arranjos tecnológicos e condições operacionais.

Quanto aos metais pesados e íons tóxicos, as baixas concentrações determinadas nos efluentes urbanos secundários estudados podem ser recomendadas para sistematizar estudos de controle para quaisquer outros tipos de efluentes. A previsão de eficiência para remoção dos micropoluentes inorgânicos com os WC poderia ser estudada com modelos de isotermas (com os sistemas suportes de interface nos WC), que estudadas em escala de bancada pudessem prever os desempenhos do sistema em escala real, associando também os efeitos de troca iônica, quelação, absorção pelas plantas e precipitação.

Considera-se primordialmente interessante o fato de que WC não foram dimensionados para a remoção de micropoluentes, o que demonstra a potencialidade a ser explorada em relação à remoção dos mais diversos poluentes, dentre os milhares existentes, provenientes das ações humanas. Há nesses sistemas uma gama de mecanismos e condições que podem contribuir para um desempenho interessante na remoção de micropoluentes em águas residuárias.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos apoios de bolsas de estudo e financeiro à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (Fapergs), Financiadora de Estudos e Projetos (Finep), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) e Universidade de Santa Cruz do Sul (Unisc).

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, M. de *et al.* Cation and anion monitoring in a wastewater treatment pilot project. **Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia**, Medellín, n. 76, p. 82-89, 2015.
- ARAÚJO, R. K. **Redução de micropoluentes em sistema de tanque séptico e wetland construído vertical**. 2018. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2018.
- ÁVILA, C. *et al.* Emerging organic contaminants in vertical subsurface flow constructed wetlands: influence of media size, loading frequency and use of active aeration. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 494, p. 211-217, 2014.
- CHAVOSHANI, A. *et al.* Emerging in the Aquatic Environments and Treatment Processes. *In*: CHAVOSHANI, A. *et al.* **Micropollutants and Challenges**. Amsterdam: Elsevier, 2020. 292 p.
- CARVALHO, P. N.; ARIAS, C. A.; BRIX, H. Constructed wetlands for water treatment: New developments. **Water**, [s. l.], v. 9, n. 6, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3390/w9060397>.
- DE FILIPPIS, L. F. Role of Phytoremediation in Radioactive Waste Treatment. HAKEEM, K. R. (Eds.). **Soil Remediation and Plants**. London: Academic Press, 2015. cap. 8, p. 207-254.
- DECEZARO, S. T. **Sistema de tanque séptico e wetland construído vertical com recirculação para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto doméstico**. 2018. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2018.
- DEHDASHTI, B.; AMIM, M. M.; CHAVOSHANI, A. **Micropollutants and Challenges**: Emerging in the Aquatic Environments and Treatment Processes, 2020. 292 p.
- DELL'OSBEL, N. *et al.* Bibliometric Analysis of Phosphorous Removal Through Constructed Wetlands. **Water, Air, and Soil Pollution**, [s. l.], v. 231, n. 3, p. 1-18, 2020.
- DORDIO, A. *et al.* Toxicity and removal efficiency of pharmaceutical metabolite clofibric acid by typha spp. - potential use for phytoremediation? **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 100, p. 1156-1161, 2009.
- DORDIO, A.; CARVALHO, A. J. P. Constructed wetlands with light expanded clay aggregates for agricultural wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 463, p. 454-461, 2013.
- HIJOSA-VALSERO, M. *et al.* Assessment of full-scale natural systems for the removal of PPCPs from wastewater in small communities. **Water Research**, [s. l.], v. 44, n. 5, p. 1429-1439, 2010.
- HIJOSA-VALSERO, M. *et al.* Removal of antibiotics from urban wastewater by constructed wetland optimization. **Chemosphere**, [s. l.], v. 83, n. 5, p. 713-719, 2011.
- KÜMMERER, K. Pharmaceuticals in the environment. **Annual Review of Environment and Resources**, [s. l.], v. 35, n. 1, p. 57-75, 2010.
- LUO, Y. *et al.* A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 473, p. 619-641, 2014.

LUTTERBECK, C. A. *et al.* Hospital laundry wastewaters: a review on treatment alternatives, life cycle assessment and prognosis scenarios. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 273, p. 122851, 2020.

LUTTERBECK, C. A.; MACHADO, Ê. L.; KÜMMERER, K. Degradation and Elimination of Anticancer Drugs by Water and Wastewater Treatment – Toxicity and Biodegradability Before and After the Treatment. p. 139-168. *In*: HEATH, E.; ISIDORI, M.; KOSJEK, T.; FILIPIČ, M. (Eds.). **Fate and Effects of Anticancer Drugs in the Environment**. Berlin: Springer International Publishing, 2020. DOI: http://doi-org-443.webvpn.fjmu.edu.cn/10.1007/978-3-030-21048-9_7.

MATAMOROS, V. *et al.* Evaluation of aquatic plants for removing polar microcontaminants: a microcosm experiment. **Chemosphere**, [s. l.], v. 88, n. 10, p. 1257-1264, 2012.

MATAMOROS, V.; BAYONA, J. M. Behavior of emerging pollutants in constructed wetlands. **The Handbook of Environmental Chemistry**, [s. l.], v. 5, n. 2, p. 199-217, 2008.

MATAMOROS, V.; BAYONA, J. M. Elimination of pharmaceuticals and personal care products in subsurface flow constructed wetlands. **Environmental Science and Technology**, Washington, v. 40, n. 18, p. 5811-5816, 2006.

MATAMOROS, V.; GARCÍA, J.; BAYONA, J. M. Behavior of selected pharmaceuticals in subsurface flow constructed wetlands: a pilot-scale study. **Environmental Science and Technology**, Washington, v. 39, n. 14, p. 5449-5454, 2005.

PAT-ESPADAS, A. M. *et al.* Review of Constructed Wetlands for Acid Mine Drainage Treatment. **Water**, [s. l.], v. 10, n. 11, p. 1-25, 2018.

RUPPELT, J. P. *et al.* Assessing the role of microbial communities in the performance of constructed wetlands used to treat combined sewer overflows. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 736, p. 139519, 2020.

SILVEIRA, D. D. **Estudos Fenológicos da Macrófita *Hymenachne grumosa* (Magnoliophyta-Poaceae) na aplicação de Wetlands Construídos para o Tratamento de Efluentes Secundários de Campus Universitário**. 2010. 108 p. Dissertação (Mestrado em Concentração Gestão e Tecnologia Ambiental) – Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2010.

VYMAZAL, J.; BŘEZINOVÁ, T. The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review. **Environment International**, [s. l.], v. 75, p. 11-20, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.026>.

ÍNDICE REMISSIVO

A

Absorção 32, 36, 41, 42, 157, 163, 168
Aerênquima 32
Alimentação em batelada 92
Aplicabilidade 19, 24, 26, 113

B

Balanço de massa 55, 56, 57, 60
Bioinformática 75, 76, 86, 87
Braço de alavanca 34

C

Canna x generalis 123, 160
Características hidrodinâmicas 48, 49
Cargas aplicadas 62
Colmatação 12, 29, 35, 39, 45, 49, 53, 69, 94, 98, 128, 141
Cortes da parte aérea 44
Curvas de distribuição dos tempos de detenção 49

D

Depósito orgânico 94, 99, 100, 101, 102
Dimensionamento 23, 40, 41, 62, 77, 120, 127, 128, 134, 135
Dispersão 6, 49, 50

E

Ecotecnologia 4, 6, 26, 67, 68, 70, 71, 119
Empolamento 34
Engenharia 2, 4, 9, 11, 26, 44, 45, 46, 47, 65, 66, 67, 90, 115, 116, 117, 137,
153, 154, 169

Escoamento 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 20, 27, 31, 39, 45, 48, 49, 53, 66, 90, 95, 97, 101, 103, 104, 115, 141
Esgoto 10, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 26, 28, 29, 37, 39, 44, 46, 47, 64, 65, 66, 78, 79, 85, 90, 91, 92, 93, 97, 102, 103, 104, 106, 108, 112, 114, 118, 119, 120, 121, 126, 137, 140, 143, 147, 149, 152, 153, 161, 162, 169
Esgoto bruto 85, 91, 93, 97, 104, 108, 112
Evapotranspiração 40, 41, 43, 123, 126, 128, 134, 135, 147, 148
Exsudatos 33

F

Fitorremediação 163

H

Hidrodinâmica 48, 49, 50, 53, 58, 68, 69, 128
Horizontal 10, 11, 13, 14, 15, 21, 22, 26, 27, 44, 45, 46, 72, 95, 97, 101, 120, 122, 123, 124, 126, 133, 140, 141, 142, 146, 147, 149, 164
Hymenachne grumosa 165, 166, 170

I

Índices físicos 14

L

Leito 12, 16, 29, 42, 63, 92, 95, 100, 141
Lodo 13, 29, 34, 53, 84, 85, 91, 93, 94, 102, 104, 107, 110, 112, 113, 133

M

Material filtrante 16, 20, 68, 70, 71, 77, 80, 81, 82, 93, 100, 102, 109, 146
Matéria orgânica 13, 15, 16, 17, 30, 47, 51, 54, 56, 57, 64, 65, 66, 85, 92, 94, 95, 96, 99, 102, 112, 130, 131, 157, 162, 169
Meio não saturado 48, 59, 92
Meio suporte 29, 33, 48, 51, 52, 53, 55, 57, 59, 61, 64, 113, 128, 130, 166
Metagenômica 76
Metais pesados 155, 156, 163, 165, 166, 168
Microbiologia 70, 73, 77, 85
Microbiota 33, 68, 69, 83, 84, 88, 89
Microrganismos 27, 28, 33, 34, 68, 69, 73, 75, 76, 86, 93, 98, 104, 112, 118, 130, 131, 163
Modalidades 9, 10, 12, 14, 50

P

Padrão de mistura 50
Parâmetros de projeto 26, 91, 116
Parâmetros operacionais 61, 62, 70, 71, 81, 157
Parcerias 151
Plantas 12, 27, 28, 30, 31, 32, 33, 34, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 43, 44, 45,
49, 52, 53, 57, 91, 94, 100, 101, 115, 122, 126, 127, 128, 129, 133, 134,
141, 144, 157, 160, 163, 168
Populações 70, 74, 78, 81, 82
Primeiro estágio 84, 92, 93, 94, 95, 96, 97, 107, 111
Pulso 49, 51, 52, 53, 54, 59, 61, 63, 64, 105, 114, 115

Q

Qualidade de vida 139

R

Redução de área 112
Regime de alimentação 48, 53
Reuso 67, 154
Rizosfera 16, 32, 68

S

Separação de esgoto doméstico 121
Sequenciamento 73, 75, 76, 84, 86, 87, 131
Sistema radicular 16, 28, 35, 36, 37, 38, 39, 42, 52, 163
Sistemas alagados construídos 27, 38, 44, 45, 115
Sorção 28, 101
Subsuperficial 10, 11, 13, 14, 15, 27, 45, 124, 126, 140, 141, 144, 146, 147
Superficial 12, 29, 35, 38, 39, 41, 42, 56, 59, 71, 80, 93, 94, 96, 99, 100,
101, 109, 110, 112, 140, 141, 147

T

Taxa de acúmulo de lodo 94, 102
Taxa de aplicação hidráulica 48, 97, 98, 105, 106, 112, 113
Taxa de consumo de oxigênio 55
Taxa de transferência de oxigênio 53, 58
Taxa hidráulica específica 52, 60, 61, 70
Tecnologia social 140
Tempo de detenção hidráulica 162
Tifton 101, 110, 111, 114, 115
Traçadores 49, 50, 127, 129
Tratamento 4, 6, 9, 10, 12, 13, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 25, 26, 28, 29,

30, 31, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 40, 43, 45, 46, 47, 48, 49, 51, 57, 61,
62, 64, 65, 66, 67, 68, 70, 71, 72, 75, 76, 77, 78, 79, 82, 83, 84, 85,
86, 87, 88, 90, 91, 92, 93, 97, 110, 111, 113, 114, 115, 116, 117, 119, 120,
121, 122, 124, 125, 126, 129, 132, 135, 137, 140, 143, 149, 150, 152, 153,
156, 157, 159, 160, 162, 163, 167

V

Vertical 13, 15, 16, 17, 18, 20, 21, 26, 46, 48, 64, 65, 66, 69, 72, 77, 78, 80,
83, 88, 89, 90, 93, 97, 99, 109, 114, 115, 116, 117, 122, 123, 124, 125,
140, 144, 146, 147, 151, 160, 161, 169
Volume específico 53, 61, 64, 70



Os sistemas wetlands construídos são uma ecotecnologia de tratamento de águas residuárias enquadrados como soluções baseadas na natureza. Inúmeros elementos físicos e biológicos – em destaque os materiais filtrantes, as macrófitas e os microrganismos – atuam em consonância nas remoções da matéria orgânica suspensa e dissolvida presentes nos afluentes submetidos ao tratamento, bem como, nas transformações dos nutrientes presentes.

Os wetlands construídos compõem inúmeros arranjos tecnológicos de tratamento de esgotos, são consolidados no mundo e no Brasil como mais uma opção para o controle da poluição hídrica. Inúmeras empresas, operadoras de saneamento, universidades e centros de pesquisa vêm aplicando e estudando as diversas modalidades de wetlands construídos.

O Grupo Wetlands Brasil, o qual congrega inúmeros pesquisadores e praticantes distribuídos em todo o território nacional, foi estabelecido há uma década tendo como premissa a disseminação da utilização desta ecotecnologia na busca da universalização do esgotamento sanitário.



BRAZIL PUBLISHING

