

**DESEMPENHO DE UMA WETLAND CONSTRUÍDA DE FLUXO
SUBSUPERFICIAL EMPREGANDO BIOMÍDIAS COMO SUBSTRATO,
TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO.**

Fábio Campos⁽¹⁾

Biólogo com Mestrado em Eng. Sanitária pela EPUSP; Doutorado em Ciências pela FSP-USP e Pós-Doutorado pela EACH-USP. Especialista em tratamento de água e efluentes, com foco em tecnologias de recuperação de nutrientes e ecossaneamento. Atualmente, exerce o cargo de Técnico de Laboratório IV no Laboratório de Saneamento do Depto. de Engenharia Hidráulica e Ambiental (EPUSP), e é Coordenador da Câmara Setorial de Filtros para Estações de Tratamento de Água, Efluentes e Reúso (CSFETAER).

Rodrigo de Freitas Bueno⁽²⁾

Professor da UFAB – Centro de Eng., Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas.

Fábio Campos Júnior⁽³⁾

Eng. Químico, Mestrando do Programa de Pós Graduação em Eng. Química da EPUSP.

Alice Gabriela Rosendo de Farias⁽⁴⁾

Graduada em Gestão Ambiental pela Escola de Artes, Ciências e Humanidades da USP (EACH-USP).

Andressa de Oliveira Melo Maciel⁽⁵⁾

Graduada em Gestão Ambiental pela Escola de Artes, Ciências e Humanidades da USP (EACH-USP).

Rosvaldo Catino⁽⁶⁾

Eng. Sanitarista, especialista em tratamento de água e efluentes.

Endereço⁽¹⁾: Rua Kalil Mikail, 92 – Parque Paulistano – São Paulo/SP. CEP 08080-440 – Brasil – Tel: (+5511)98097-3134 – fcampos@usp.br

RESUMO

O presente estudo objetivou avaliar o desempenho de uma unidade piloto simulando *wetland* construída de fluxo subsuperficial tratando esgoto doméstico, usando como substrato anéis plásticos (biomídias) com área superficial protegida de 665 m²/m³. O tempo de detenção hidráulico (TDH) variou de 3 a 1,5 dias e determinou os demais parâmetros operacionais. Com a condição de 1,5 dias de TDH, obteve-se a taxa de aplicação orgânica superficial máxima de 64,4 gDBO/m².d e a taxa de aplicação hidráulica superficial máxima de 0,3 m³/m².d; produzindo um efluente final altamente clarificado com índices de remoção da ordem de 82% para DBO total, 84% para DQO total e 92% para SST; quanto aos nutrientes, a configuração não apresentou boa remoção. Após 197 de monitoramento, concluiu-se que a presença das biomídias, oferecendo área superficial para crescimento de biofilme e alta porosidade, foi fundamental para os resultados obtidos e para evitar problemas de colmatção.

PALAVRAS-CHAVE: *wetland* construída; tratamento de esgoto; biomídias.

INTRODUÇÃO

Tecnologias alternativas de tratamento de esgoto têm sido muito empregadas em sistemas isolados (descentralizados) visando atender a uma demanda populacional menor, principalmente por priorizarem a facilidade de construção, manutenção e necessitarem de um baixo investimento quando comparados aos sistemas convencionais (centralizados), garantindo resultados satisfatórios (BENASSI, 2018; OLIVEIRA JÚNIOR, 2013; ORTUSTE, 2012; MASSOUD; TARHINI; ANSR, 2009). Tais processos baseiam-se na capacidade de ciclagem dos elementos contidos nos esgotos em ecossistemas naturais, sem o fornecimento de qualquer fonte externa de energia para catalisar as reações bioquímicas, permitindo a recuperação e reúso de recursos contidos no esgoto, promovendo o desenvolvimento sustentável (BENASSI, 2018; COHIM; KIPERSTOK, 2007; ZANELLA, 2008; SEZERINO, 2006).

Nesse contexto, uma série de tecnologias alternativas pode ser aplicada para o tratamento de esgoto, dentre elas destacam-se as fossas sépticas, os filtros biológicos, as lagoas de estabilização e as *wetlands* construídas

(AVELLÁN; GREMILLION, 2019; BENASSI, 2018; ILYAS; MASIH, 2017; SEZERINO *et al.*, 2015; SEZERINO, 2006).

Wetlands contruídas (WC) são sistemas que mimetizam as *wetlands* naturais para o tratamento de esgoto, promovendo a interação de macrófitas, microrganismos e substrato na remoção de poluentes e contaminantes através de mecanismos físicos, químicos e biológicos, contribuindo para a melhoria da qualidade dos corpos d'água receptores (AVELLÁN; GREMILLION, 2019; BENASSI, 2018; ILYAS; MASIH, 2017; IAQUELI, 2016; WU *et al.*, 2015; KADLEC; WALLACE, 2009; SEZERINO, 2006).

Duas configurações são amplamente empregadas na construção de WC, sendo classificadas de acordo com a direção do fluxo hidráulico aplicado em relação ao leito: escoamento superficial e escoamento subsuperficial (SEZERINO *et al.*, 2015; STIEGEMEIER, 2014; SEZERINO, 2006).

Nas WC de fluxo superficial (WCFS) o afluente permanece acima da superfície sendo disposto uniformemente por toda a área superficial do módulo de tratamento, percolando de forma descendente por folhas, caule, sistema radicular das macrófitas e substrato, sendo coletado por um sistema de drenagem (BENASSI, 2018; VON SPERLING; SEZERINO, 2018; STIEGEMEIER, 2014). Já nas WC de fluxo subsuperficial (WCFSS) o líquido a ser tratado é introduzido abaixo do nível do leito, sem entrar em contato com a superfície, por onde irá escoar através do substrato/zona radicular das macrófitas ocorrendo, portanto, em um meio saturado hidráulicamente; durante a percolação, o afluente entrará em contato com regiões aeróbias, anóxicas e anaeróbias (BENASSI, 2018; VON SPERLING; SEZERINO, 2018; SEZERINO *et al.*, 2015; ZANELLA, 2008). Esse tipo de configuração pode ser subdividido em fluxo horizontal ou vertical, dependendo da direção que o esgoto (afluente) escoar (BENASSI, 2018).

Na construção das WC podem ser empregados diversos tipos de macrófitas, as quais desempenham um importante papel no tratamento das águas residuárias, no que tange a oferta de área superficial para aderência de biofilme (sistema radicular), oferta de oxigênio através das raízes, prevenção de colmatação do substrato, embelezamento paisagístico e retirada/armazenamento de nutrientes (BENASSI, 2018; ZANELLA, 2008). A escolha da macrófita está relacionada à tolerância da planta quanto a ambientes alagados, seu potencial de crescimento, bem como adaptação climática, podendo ser classificadas em três principais grupos: emergentes, livres flutuantes e submersas (BENASSI, 2018; SEZERINO *et al.*, 2015; ZANELLA, 2008; IWA, 2000)

O substrato, também conhecido como material filtrante, é outro elemento de relevância na concepção de um sistema de WC. Além de atuar como meio de suporte para o estabelecimento das macrófitas, atua como filtro para a retenção de sólidos suspensos presentes no esgoto e, por consequência, como meio para aderência e formação de biofilme. É no substrato que a maioria dos processos físico-químicos e biológicos ocorrem, além de garantir a manutenção do escoamento do líquido em boas condições ao longo do tempo, sendo, portanto, um importante fator na capacidade efetiva do sistema de WC em tratar um determinado afluente (WANG *et al.*, 2020; BENASSI, 2018; YAN *et al.*, 2018; YANG *et al.*, 2018; CHANG *et al.*, 2012).

De uma forma geral, as características físicas (por exemplo, tamanho das partículas, porosidades, condutividade hidráulica e elétrica, área de superfície específica, força mecânica), químicas (por exemplo, carga superficial, toxicidade, capacidade de troca iônica e estabilidade química) e biológicas (por exemplo, doadores/aceitadores de elétrons) dos substratos devem ser consideradas para otimizar o desempenho do sistema de WC (KHALIFA *et al.*, 2020; WANG *et al.*, 2020; YAN *et al.*, 2018). Outro fator que se deve levar em conta, é a questão do custo e disponibilidade local do material a ser empregado como substrato (DORDIO; CARVALHO, 2013).

Substratos convencionais, como solo, areia e cascalho, foram pensados principalmente cumprindo as funções de apoiar as macrófitas na WC, com função marginal na remoção de nutrientes (especialmente fósforo), além de alguma retenção específica de poluentes; em geral, podiam apresentar rápida colmatação, provocando um baixo desempenho na eficiência de tratamento (KHALIFA *et al.*, 2020; BENASSI, 2018; WANG *et al.*, 2020; ZHU *et al.*, 2011)

Essa dificuldade operacional provocada pelos substratos convencionais acabou inspirando a busca e desenvolvimento de substratos alternativos em WC (substratos emergentes). Nos últimos 10 anos, estudos intensivos têm-se concentrado na busca de materiais econômicos e eficientes, a fim de aumentar a capacidade de tratamento e/ou minimizar o problema da colmatação (MIRANDA *et al.*, 2019; YANG *et al.*, 2018; CHENG *et al.*, 2018; SEZERINO, 2006).

Dentre os substratos emergentes empregados em sistemas de WC, pode-se citar o uso de zeólita (STEFANAKIS; TSIHRINTZIS, 2012) e vermiculita (JIN *et al.*, 2018), ambos baseando sua ação na troca-iônica; minérios ricos em cálcio como calcário, escória de aço, apatita e agregados de argila modificada, que apresentam boa afinidade para remoção de fósforo (BLANCO *et al.*, 2016; WHITE *et al.*, 2011; MATEUS *et al.*, 2012; HAROUIYA *et al.*, 2011); fornecedores de fonte de carbono para auxiliar nos processos de desnitrificação como bagaço de cana-de-açúcar ou palha de arroz (CAO *et al.*, 2016; SAEED; SUN, 2013); carvão ativado granular ou em pó, dado sua capacidade de adsorção bem como grande área superficial para formação de biofilme (DAI; HU, 2017; FU *et al.*, 2011); e materiais alternativos (resíduos), como garrafa PET (DALLAS; HO, 2005) ou retalhos de pneu (KHALIFA *et al.*, 2020).

Nessa premissa, na busca de substratos que aperfeiçoem o desempenho do sistema de WC é possível encontrar em outras tecnologias de tratamento de esgoto baseado em biomassa imobilizada, elementos que ofereçam grande área superficial protegida e ocupem pouco espaço, não dependendo do volume do reator em si para manter uma alta concentração de sólidos biológicos, como ocorrem em processos com biomassa em suspensão (ØDEGAARD; GISVOLD; STRICKLAND, 2000; PRATA *et al.*).

No processo conhecido por MBBR (*Moving Bed Biofilm Reactors*) tem-se a introdução de pequenos anéis plásticos (biomédias) em tanques de aeração, permitindo o desenvolvimento de um biofilme aderido responsável pelo processo de tratamento do esgoto (WEF, MOP no.35, 2010; RUSTEN *et al.*, 2000).

Comercialmente, encontram-se disponível no mercado, biomédias com área superficial específica variando de 450 a 1200m²/m³, fabricados em polietileno com densidade específica entre 0,94 e 0,96 g/cm³, permitindo, quando em termos de equivalência com a concentração de sólidos em suspensão por volume de reator, valores típicos da ordem de 1000 a 5000 mgSS/L (MORAIS, 2015; WEF, MPO no.35, 2010). A Tabela 1 apresenta alguns modelos de biomédias de acordo com seus principais fabricantes.

Tabela 1 - Modelos e especificações de biomédias de acordo com os principais fabricantes

Fabricante	Nome	Área superficial específica (m ² /m ³)	Dimensões (profundidade; diâmetro)
Veolia, Inc.	AnoxKaldnes K1	500 m ² /m ³	7mm; 9mm
	AnoxKaldnes K3	500 m ² /m ³	12 mm; 25 mm
	AnoxKaldnes biofilm chip (M)	1200 m ² /m ³	2 mm; 48 mm
	AnoxKaldnes biofilm chip (P)	900 m ² /m ³	2 mm; 48 mm
Infilco Degremont, Inc.	ActiveCell 450	450 m ² /m ³	15 mm; 22 mm
	ActiveCell 515	515 m ² /m ³	15 mm; 22 mm
Siemens Water Technologies Corp.	ABC4	600 m ² /m ³	14 mm; 14 mm
	ABC5	660 m ² /m ³	12 mm; 12 mm

Entex Technologies, Inc.	Bioportz	589 m ² /m ³	14 mm; 18 mm
Poluição Zero	Biomídia PZE	600 m ² /m ³	15 mm; 26 mm
Biowater	BWT 15	828 m ² /m ³	14,5 x 14,5 x 5 mm
	BWT X	650 m ² /m ³	14,5 x 14,5 x 8,2 mm
	BWT S	650 m ² /m ³	14,5 x 18,5 x 7,3 mm

Fonte: Adaptado de MORAIS, 2015; BIOWATER, s/d; ENVIROMEX BRIL, s/d.

Basicamente, nas biomédias o biofilme desenvolvido é constituído de pequenos ecossistemas, geralmente formando três camadas distintas. O processo de colonização ocorre na primeira camada, onde as macromoléculas presentes no esgoto são adsorvidas, promovendo a clarificação, uma vez que são transportadas para o interior da biomídia. Na segunda camada identifica-se a ocorrência de processos aeróbios de estabilização da matéria orgânica, com máxima taxa de crescimento dos microrganismos envolvidos, além da produção de exopolímeros, responsáveis por promover a estabilidade e aderência ao biofilme. Na terceira e última camada ocorrem processos anaeróbios/anóxicos, devido à indisponibilidade de oxigênio dissolvido (OD), somados à uma possível respiração endógena, resultante da baixa quantidade de substrato (CAMPOS, 2014). Os biofilmes abrigam, em geral, uma comunidade microbiana complexa, composta de múltiplas espécies, como fungos, algas, protozoários, nematóides e grande variedade de bactérias (BRIONES; RASKIN, 2003). Por suas características, os biofilmes aderidos às biomédias apresentam capacidade para suportar grande variedade de carga, agregando, em função de seus múltiplos ambientes, a possibilidade de remoção conjunta de matéria orgânica e nutrientes (FUJII, 2011; WEF, MPO n° 35, 2010).

Recentemente, Lai *et al.* (2020) propuseram um inovador sistema integrando a tecnologia MBBR com a de WC, denominado de *Vegetation-Activated Sludge Process (V-ASP)*. Trata-se de um processo híbrido constituído por um biorreator de fluxo horizontal compartimentado em duas câmaras, uma anóxica e outra aeróbia, ambas preenchidas por um mix de biomédias compostas de polímero poroso com 5357 m²/m³ e polietileno cilíndrico com 1200 m²/m³, ocupando os volumes de 5% e 15%, respectivamente, além de um tanque para sedimentação. A WC foi instalada no topo do biorreator de MBBR, possuindo duas camadas de substrato, uma com 10 cm de espessura com quartzito e outra com 2 cm, com cascalho; o volume útil da WC era de 4L. Foi aplicado a essa unidade piloto esgoto sintético em fluxo contínuo, sendo mantida em operação por 360 dias, buscando variar algumas condições operacionais, a fim de atender ao escopo do estudo, tais como concentração de nitrogênio, taxa de reciclo interno, tempo de detenção hidráulica entre outros. Os índices de remoção de matéria orgânica mantiveram-se na faixa de 86% a 97% (em termos de DQO), enquanto para nitrogênio foram de 65% a 93% e de fósforo entre 28% a 70%. Ao término do experimento, os autores concluíram que o sistema V-ASP apresenta como vantagens, além das eficiências alcançadas, a possibilidade de redução de elementos suporte (biomédias) para o crescimento do biofilme, bem como a presença da WC no topo do biorreator atuou no controle de odor e no embelezamento (paisagismo) do sistema.

Buscando avaliar o efeito da introdução de biomédias em WC, Sudarsan *et al.* (2017) operaram um sistema construído em recipiente retangular de plástico com capacidade de 20 L em fluxo subsuperficial contínuo, composto por três camadas de substratos, sendo eles: areia (7 cm), biomídia (7 cm) e solo preenchendo até a superfície do reator; no topo foram plantadas macrófitas típicas da região. Os autores obtiveram excelente redução de matéria orgânica (73% em termos de DBO e 96% em termos de DQO), porém, baixas remoções de nutrientes (44% para amônia e 18% para fósforo).

Diante do exposto, o presente estudo teve por objetivo explorar a potencialidade do uso de biomédias na melhora do desempenho de uma WC, tendo em vistas sua capacidade de oferecer uma grande área superficial protegida para crescimento de biofilme, bem como a baixo volume ocupado permitindo aproveitar mais o volume útil do reator, como controlar a questão da colmatação.

OBJETIVO

Avaliar o desempenho de um sistema de WC de fluxo subsuperficial contínuo tratando esgoto doméstico, empregando biomédias na composição do substrato.

METODOLOGIA

A pesquisa foi desenvolvida por meio de experimento em escala piloto, com operação de um sistema de tratamento de esgoto do tipo *wetland* construída, de alimentação subsuperficial e fluxo afogado, utilizando plantas emergentes. A unidade piloto foi instalada no Centro de Pesquisa em Saneamento (CPS) do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EPUSP), localizado no Centro Tecnológico de Hidráulica (CTH).

O experimento foi realizado em uma região de clima do tipo BSh (classificação de Köppen e Geiger) com temperatura média de 24 °C e pluviosidade média anual de 469 mm. Seu monitoramento iniciou-se em 27 de agosto de 2019, mantendo-se até o dia 10 de março de 2020, totalizando 197 dias de estudo.

O esgoto utilizado para alimentar a unidade piloto era proveniente do Conjunto Residencial da Universidade de São Paulo (CRUSP), campus Butantã, onde, por meio de uma estação elevatória (EE) constituída por um poço de sucção executado em concreto armado com uma bomba submersível, era recalçada para a área do estudo, sendo direcionado primeiramente para um sistema de tratamento preliminar, constituído por um gradeamento, canal de areia, calha parshall, caixa separadora água-óleo e, por fim, caixa de acúmulo e sucção de onde era derivado e aplicado ao reator por meio de uma bomba de diafragma de 12 V. A Figura 1 ilustra esse sistema de tratamento preliminar.



Figura 1 – Sistema de tratamento preliminar: Gradeamento (a); Canal de areia (b); caixa separadora água/óleo (vista lateral e superior)

A unidade piloto foi confeccionada em um recipiente de polietileno de alta densidade (PEAD) com 60 cm de altura e 36,5 cm de diâmetro, totalizando 0,10 m² de área superficial e 0,06 m³ de volume total, onde foram instaladas tubulações de pvc para retirada do efluente tratado.

A base do reator foi preenchida por uma camada de 10 cm de argila expandida para dar suporte às conexões hidráulicas, e meio filtrante foi composto por 3 camadas, em ordem ascendente, a primeira com 8 cm de

brita 1, a segunda com 32 cm de biomídias, e a última, no topo do reator, com 10 cm de brita 2. A porosidade de cada elemento do substrato foi determinada, e com base nesse valor, foi obtido o volume real ocupado por cada elemento. Na parte superior foram plantadas as mudas de macrófitas da espécie *Cyperus giganteus*; *Canna x. generalis* e *Zingiber officinale*.

Para evitar interferência da precipitação, a unidade piloto foi coberta por um filme translúcido de polietileno de baixa densidade (PEBD) com o mínimo de bloqueio da radiação solar.

A Tabela 2 apresenta um resumo com as características físicas da unidade piloto, e a Figura 2 ilustra os substratos utilizados nesse trabalho.

Tabela 2 – Características físicas da unidade piloto

Características do Reator		Características do Leito Filtrante	
Altura útil	0,6 m	Argila expandida	Altura: 10 cm
			Porosidade: 53%
			Vol. Real: 4,9 L
Diâmetro	0,365 m	Brita 1	Altura: 8 cm
			Porosidade: 49%
			Vol. Real: 4,3 L
Área útil	0,1 m ²	Biomídia	Altura: 32 cm
			Porosidade: 82%
			Vol. Real: 6,0 L
Volume real	0,06 m ³	Brita 2	Altura: 10 cm
Volume útil	0,043 m ³		Porosidade: 53%
			Vol. Real: 4,9 L



Figura 2 – Substratos utilizados na unidade piloto: Brita 1 (a); Biomídia (b) e Brita 2 (c)

A biomídia utilizada no estudo é comercializada com o nome PZE 665, gentilmente cedido pela empresa Enviromex Brasil, de formato cilíndrico (Figura 2), com as seguintes características:

- Matéria-prima: densidade virgem;
- Densidade: 0,96 g/cm³;
- Área superficial total: 850 m²/m³;
- Área superficial protegida: 665 m²/m³;
- Dimensões: 16 mm diâmetro x 10 mm de comprimento;
- Quantidade de peças: 322 mil peças/m³.

Como estratégia operacional, optou-se por impor o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) para obtenção dos demais parâmetros. Assim, partiu-se, inicialmente de um TDH de 3 dias com sua progressiva diminuição ao longo do estudo (2 e 1,5 dias). O valor de TDH aplicado é coerente com os obtidos na literatura no que se refere a WCFSS (VON SPERLING; SEZERINO, 2018; BENASI *et al.*, 2018; SEZERINO *et al.*, 2015), assim como estudo conduzido por Zinato e Guimarães (2017) indica que 29% das WC no Brasil apresentam TDH entre 2 e 4 dias.

Dessa forma, a Tabela 3 elenca os principais parâmetros operacionais aplicados na partida na unidade piloto.

Tabela 3 – Parâmetros operacionais na partida da unidade piloto de WC

Parâmetro	Unidade	Valor
Tempo de detenção hidráulica (TDH)	dias	3
Vazão (Q)	m ³ /d	0,0144
Taxa de aplicação orgânica superficial máxima	gDBO/m ² d	45,5
Taxa de aplicação hidráulica superficial máxima	m ³ /m ² d	0,144

A Figura 3 ilustra o fluxograma operacional completo do sistema de WC, e a Figura 4 apresenta o lay out da unidade piloto.

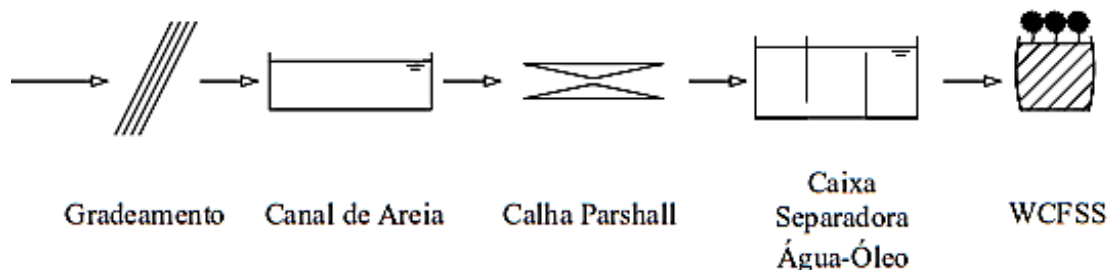


Figura 3 – Fluxograma operacional completo da unidade piloto de WC

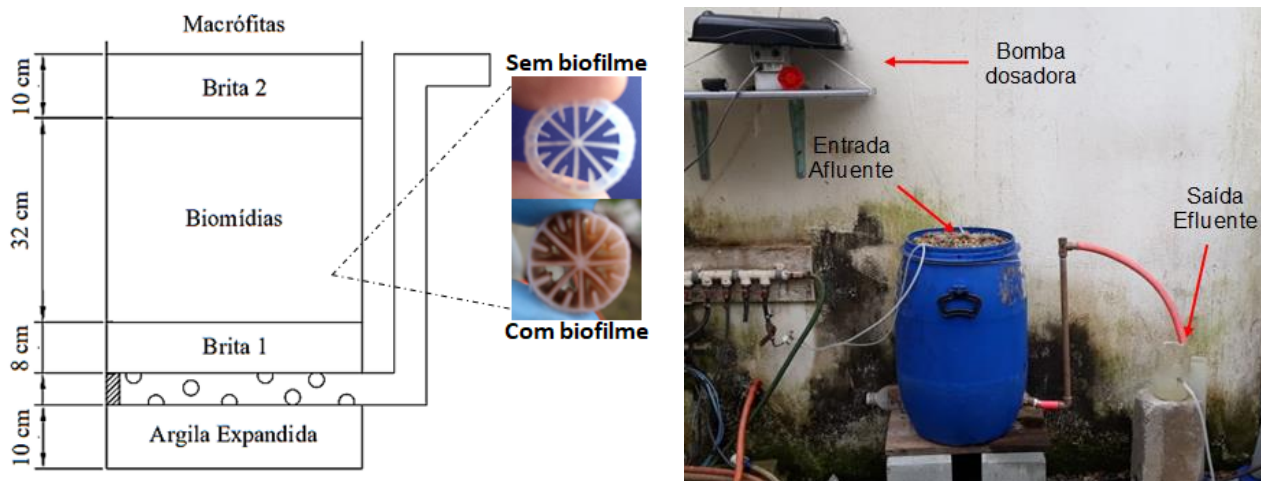


Figura 4 – Lay out da unidade piloto de WC

Tanto o esgoto (amostra composta de 24 horas) como o efluente produzido pelo processo, foi caracterizado através da determinação das variáveis Demanda Bioquímica de Oxigênio total e solúvel ($DBO_{5,20}$); Demanda Química de Oxigênio total e solúvel (DQO); série nitrogenada (amônia, nitrito, nitrato e nitrogênio total kjeldhal); fósforo total; alcalinidade; pH e sólidos em suspensão totais, fixos e voláteis (SST, SSF, SSV). As metodologias analíticas utilizadas seguiram à 23ª edição do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, da APHA / AWWA / WEF (2017).

Diariamente foram feitas aferições e eventuais correções na vazão aplicada à unidade piloto, bem como a verificação da temperatura do ar e do substrato.

ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Os resultados aqui apresentados e discutidos refletem o desempenho da unidade piloto de WC ao longo de todo o estudo, sendo que, seguindo o delineamento experimental, com a progressiva diminuição do TDH, tem-se que a unidade piloto operou do dia 1º ao 94º (94 dias) com 3 dias de tempo de detenção; do 95º ao 162º (68 dias) com 2 dias de TDH e, por fim, do 163º ao 197º (35 dias) com 1,5 dias de TDH.

Caracterização do esgoto e variáveis operacionais

Quanto ao esgoto doméstico afluente à unidade piloto de WC, a Tabela 4 apresenta os resultados referentes ao monitoramento durante o período de estudo.

Tabela 4 – Caracterização do esgoto afluente à unidade piloto de WC

Variável	n	Média e desvio padrão	Variável	n	Média e desvio padrão
DQO total (mgO_2/L)	31	495±31	P total (mgP/L)	16	7,4±1,04
DQO sol (mgO_2/L)	31	102±64	Alcalinidade ($mgCaCO_3/L$)	16	182±9,9
DBO total (mgO_2/L)	15	289±42	pH	16	6,9±0,2
DBO sol (mgO_2/L)	15	160±31	SST (mg/L)	27	159±38,2
N-NH ₄ ⁺ (mgN/L)	24	49±13	SSF (mg/L)	27	22±22,1
NTK (mgN/L)	16	60±6,9	SSV (mg/L)	27	137±33,4

Com base nessa caracterização, comparando-se os resultados médios obtidos para carga orgânica e nutrientes com os valores típicos de literatura, observa-se que o mesmo pode ser classificado como forte, e em relação aos sólidos presentes, situa-se como médio (METCALF & EDDY, 2004).

No que se refere às variáveis operacionais, observaram-se alterações em seus valores decorrentes da mudança do TDH ao longo do estudo. A Tabela 5 apresenta uma estatística descritiva dos valores obtidos para cada TDH imposto.

Tabela 5 – Estatística descritiva das variáveis operacionais ao longo do estudo

	Estatística descritiva	Vazão (m ³ /d)	Taxa aplicação org. superf. máx (gDBO/m ² d)	Taxa aplicação hidráulica superf. máx (m ³ /m ² d)
TDH 3 dias	Média	0,013	40,19	0,13
	Máximo	0,014	50,40	0,14
	Mínimo	0,012	31,75	0,11
	Desvio Padrão	0,001	5,65	0,009
	“n” amostral	14	14	14
TDH 2 dias	Média	0,022	53,04	0,22
	Máximo	0,024	73,01	0,24
	Mínimo	0,022	50,00	0,22
	Desvio Padrão	0,001	7,33	0,009
	“n” amostral	11	11	11
TDH 1,5 dias	Média	0,031	64,41	0,31
	Máximo	0,043	65,00	0,43
	Mínimo	0,026	63,94	0,26
	Desvio Padrão	0,006	0,512	0,06
	“n” amostral	9	9	9

Devido às características do esgoto doméstico utilizado nesse estudo, a taxa de aplicação orgânica superficial máxima apresentou valor bem superior ao encontrado em literatura, diversos autores situam essa faixa entre 6 a 50 gDBO/m².d (VON SPERLING; SEZERINO, 2018; SILVA, 2013; ANDRADE, 2012; PLATZER, 2007; SEZERINO, 2006); em relação a taxa de aplicação hidráulica superficial máxima, os valores observados mantiveram-se abaixo da faixa indicada pela literatura apenas com o TDH de 3 dias (faixa de 0,02 a 0,08 m³/m²d) (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

Não foi observado indícios de colmatação mesmo com a vazão máxima do estudo proporcionando uma troca volumétrica diária de 72%, e com a alta concentração de sólidos em suspensão no esgoto aplicado. A possibilidade de aplicar vazão consideravelmente alta para as dimensões da unidade piloto, em fluxo contínuo, pode ser reforçada pelo predomínio da biomódia na composição do substrato, e sua alta porosidade (82%) como pode ser visto na Tabela 2, aumentando, dessa forma, o número de vazios e, por conseguinte, o volume útil de esgoto a ser introduzido na WC e a capacidade de percolação.

Ainda em relação à presença da biomódia, com base em sua área superficial protegida (665 m²/m³) e da porcentagem de enchimento, obtida pela razão entre o volume físico ocupado pelas peças no reator (33,5 L) e o volume útil do reator (43 L), chegou-se ao valor da área específica de biofilme de 31,3 m², com o qual foi possível medir a carga orgânica superficial aplicada ao biofilme. Observou-se, ao longo do estudo, o valor médio de 0,13±0,02 gDBO/m²d com TDH de 3 dias; 0,17±0,02 gDBO/m²d com TDH de 2 dias e 0,21±0,002 gDBO/m²d com TDH de 1,5 dias.

Monitoramento de variáveis físico-químicas

Os dados de temperatura tanto para o efluente como para o ambiente mantiveram-se muito parecidos, com valor médio de 22,3±2,1 °C para o ar e 22,2±2,5 °C para o efluente final, evidenciando o balanço entre as formas de transferência dominante de calor: ganhos através da energia solar e perdas através da energia

evaporativa (POÇAS, 2015). De uma forma geral, tais valores não representam um fator limitante para as reações biológicas e processos físico-químicos observados no sistema de tratamento.

Os valores de pH apresentaram uma relativa estabilidade em para ambos os pontos de coleta, no afluente, obteve-se como média um pH de $6,9 \pm 0,2$ e no efluente, $7,0 \pm 0,2$. Kadlec e Knight (1996) comentam que o pH, em sistemas do tipo wetlands construídas, podem sofrer influência das características do leito filtrante, variando entre 6,7 e 7,8.

A alcalinidade medida no efluente apresentou um relativo aumento de concentração quando comparado com os valores obtidos para o esgoto bruto afluente à unidade piloto, mantendo-se com um valor médio de $222,4 \pm 32,5$ mgCaCO₃/L. Tal fato pode ser explicado em função da eficiente mineralização da matéria orgânica provocar a maior liberação de carbono inorgânico (ANDRADE, 2012). A Figura 5 ilustra a série histórica da variável alcalinidade.

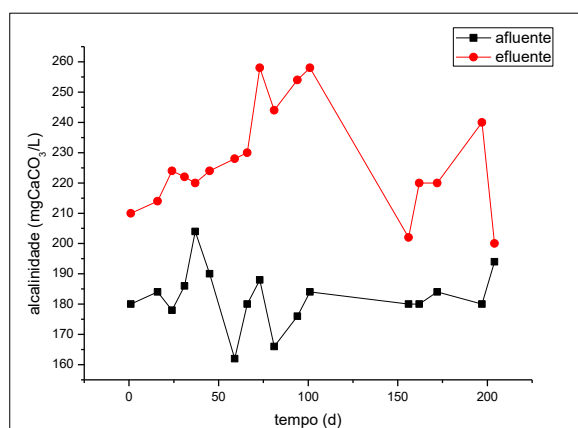


Figura 5 – Série histórica da variável alcalinidade

Eficiência na remoção de sólidos e matéria orgânica

A remoção de sólidos representa uma importante etapa no tratamento de esgoto, sobretudo, no eventual lançamento em corpo d'água, com vistas a evitar o assoreamento da calha do corpo receptor, bem como prover a manutenção da qualidade tanto da água como dos ecossistemas presentes (ZAMORA *et al.*, 2019).

Russel (2019) indica que efluentes com concentração de sólidos entre 76 e 150 mg/L podem ser considerados aceitáveis; entre 26 e 75 mg/L, de boa qualidade e com valores menores ou iguais a 25 mg/L, de excelente qualidade. As concentrações de sólidos em suspensão totais (SST) obtidas no efluente final produzido pela unidade piloto de WC podem, portanto, serem considerados de excelente qualidade, apresentando como valor médio para TDH de 3 dias 19 ± 10 mg/L; para TDH de 2 dias 13 ± 5 mg/L e para TDH de 1,5 dias 14 ± 8 mg/L.

Diversos estudos compilados por Llyas e Masih (2017) com WCFSS, apontam para uma eficiência de retenção de SST da ordem de 49 a 90%, valores condizentes aos obtidos neste estudo, com 84% para TDH 3 dias; 92% para os TDH de 2 dias e 1,5 dias. A Figura 6 ilustra a série histórica dessa variável tanto para o esgoto afluente, como para o efluente final.

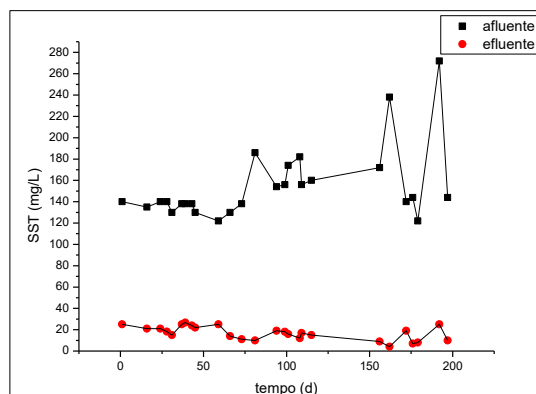


Figura 6 – Série histórica da variável SST

Deve-se ressaltar que a vazão aplicada ao sistema de WC acompanhava as variações impostas ao TDH, refletindo diretamente no aumento do carregamento de sólidos à unidade piloto. Assim, com TDH de 3 dias, aplicou-se, na média, 18,9 gSST/m²d; 36,7 gSST/m²d para TDH de 2 dias e para TDH de 1,5 dias, 47,3 gSST/m²d. Como pode ser observado na Figura 5, independentemente do aumento da taxa de aplicação superficial de sólidos, os valores observados no efluente mantiveram-se estáveis, com média de 16±6 mgSST/L.

No que se refere a remoção de matéria orgânica, o sistema de WC deste estudo apresentou os seguintes índices médios de eficiência em termos de DBO_{5,20}total: 73%; 90% e 82% para os TDH's de 3; 2 e 1,5 dias, respectivamente; já em relação à DQO total, os índices médios de eficiência foram: 71%; 89% e 84% para os TDH's de 3; 2 e 1,5 dias, respectivamente.

Os valores alcançados pela unidade piloto para remoção de matéria orgânica são condizentes com as melhores condições esperadas para processos similares; de acordo com Benasi (2018) sistemas de WCFSS podem chegar a índices de 81,5% e 76,5% de eficiência para DBO_{5,20} e DQO, respectivamente; Zinato e Guimarães (2017), em estudo comparativo de sistemas de WC no Brasil, verificaram que a faixa de eficiência de 70% a 90% é encontrada em apenas 27% (em termos de DBO) e 33% (em termo de DQO) das unidades avaliadas; Toniato (2005) prevê que sistemas de WC podem apresentar remoção de matéria orgânica na faixa de 65% a 90%.

Deve-se ressaltar, como já apresentado, que as taxas de aplicação orgânica superficial máxima empregadas nesse estudo, são relativamente superiores ao indicado pela literatura, o que torna mais relevante e promissor os resultados obtidos em termos de remoção de matéria orgânica pela unidade piloto de WC, permitindo levantar a hipótese de que a presença da camada de biomúdia na composição do substrato, oferecendo área superficial para crescimento de biofilme, tenha contribuído positivamente para o desempenho da unidade piloto. A Figura 7 ilustra a série histórica dessas variáveis, e a Tabela 6, a estatística descritiva.

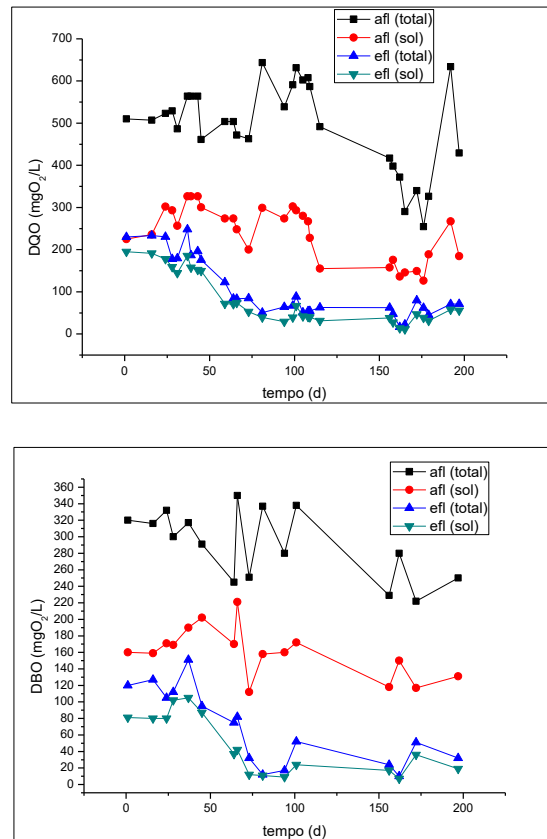


Figura 7 – Séries históricas das variáveis DQO e DBO_{5,20} (total e solúvel)

Tabela 6 – Estatística descritiva das variáveis DQO e DBO_{5,20} (total e solúvel)

	Estatística descritiva	DQO (mgO ₂ /L)		DBO _{5,20} (mgO ₂ /L)	
		total	solúvel	total	solúvel
TDH 3 dias	Média	151	118	81	57
	Máximo	248	191	151	105
	Mínimo	51	29	12	9
	Desvio Padrão	67,8	58,3	47,2	38,5
	“n” amostral	14	14	10	10
TDH 2 dias	Média	56	38	29	16
	Máximo	88	67	52	24
	Mínimo	17	13	10	7
	Desvio Padrão	19,1	14,2	21,4	8,5
	“n” amostral	9	9	3	3
TDH 1,5 dias	Média	59	40	42	28
	Máximo	80	58	51	36
	Mínimo	22	11	32	19
	Desvio Padrão	21,3	17,5	13,4	12,0
	“n” amostral	6	6	3	3

De acordo com os dados apresentados na Figura 6, a partir do 73º dia de operação é possível observar uma relativa estabilidade nos valores obtidos para o efluente, mantendo-se em concentrações de $29 \pm 16,3$ mgO₂/L para DBO_{5,20} total, e $59 \pm 18,8$ mgO₂/L para DQO total. Outro ponto relevante refere-se à proximidade da fração solúvel da total, em ambas as variáveis, refletindo a eficiente remoção de sólidos em suspensão, como já discutido anteriormente, garantindo o bom desempenho do sistema na remoção de matéria orgânica.

Eficiência na remoção de nutrientes

Os dados referentes à eficiência da unidade piloto de WC dão conta de uma baixa conversão de compostos nitrogenados, com média de 18% para NTK e 10% para amônia.. A Figura 8 ilustra a série histórica das variáveis nitrogenadas.

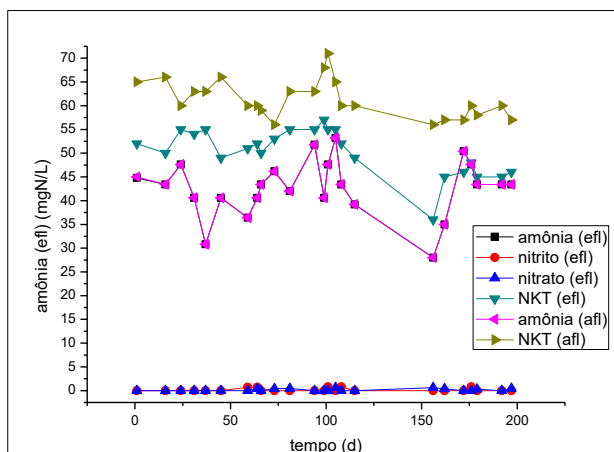


Figura 8 – Série histórica das variáveis nitrogenadas

Como podem ser observados na Figura 8, os inexpressivos valores de nitrito e nitrato, combinados com as altas concentrações de amônia medidos no efluente, demonstram que o processo de nitrificação, de fato, não ocorreu. A relativa remoção de NTK pode ser entendida como função da eficiente retenção de sólidos em suspensão.

A configuração do processo deste estudo como WCFSS pode ter influenciado esses resultados, já que a limitada capacidade de transferência de oxigênio para o substrato nesse modelo de WC prejudica processos de nitrificação, gerando baixos índices de eficiência (OLIJNYK, 2008; VYMAZAL, 2007). Além desse ponto, estudos apontam para uma correlação positiva entre a remoção de nitrogênio e a área superficial do sistema de WC, indicando que o aumento da área potencializa a eficiência do sistema (ILYAS E MASIH 2017), assim como que, de maneira geral, quanto maior o TDH imposto a sistemas de WCFSS, melhor os índices de remoção de amônia (POÇAS, 2015; VICH *et al.*, 2013dissertpoçsa), portanto, a configuração e operação da unidade piloto de WC deste estudo também podem ter contribuído, negativamente no desempenho do processo, no que se refere a remoção de nitrogênio.

A remoção de fósforo total também se mostrou baixa, mantendo-se com 23%, 33% e 34% de eficiência para os TDH de 3; 2 e 1,5 dias, respectivamente. A literatura indica a possibilidade de se alcançar valores da ordem de 50% de eficiência (MACHADO, 2017), contudo, para o manual de wetlands da USEPA (2000), tal processo é limitado pela assimilação sazonal das plantas e a capacidade de sorção dos sólidos afluentes, ambos os fatores podendo comprometer o desempenho do sistema.

Deve-se ressaltar que a remoção de fósforo em sistemas de tratamento convencionais é, igualmente baixa, mantendo-se entre 20% e 46% (LOHMANN, 2011; OLIVEIRA, VON SPERLING, 2005), o que torna os dados obtidos nessa pesquisa promissores. A Figura 9 ilustra a série histórica dessa variável.

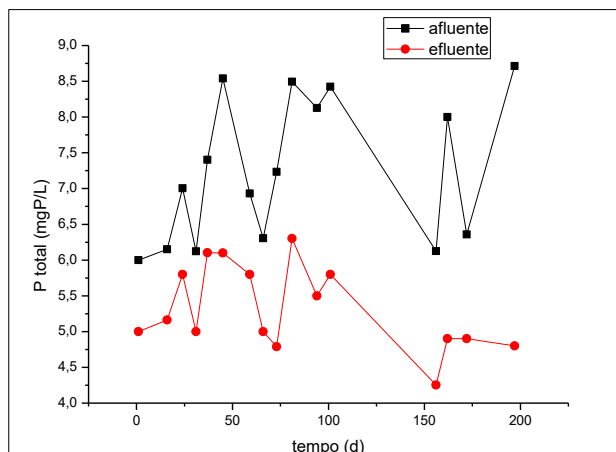


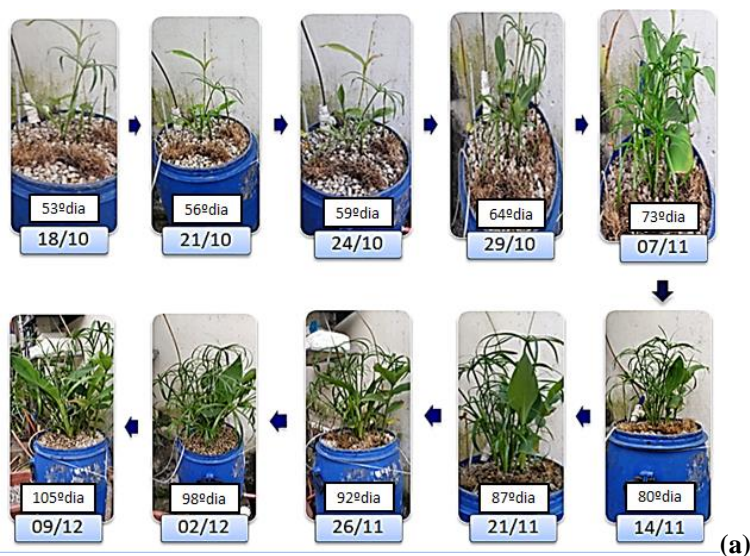
Figura 9 – Série histórica da variável P total

Ao longo do estudo, as concentrações médias de P total obtidas para o efluente mantiveram-se bem próximas, com $5,6\pm 0,5$ mgP/L; $5,0\pm 0,8$ mgP/L e $4,9\pm 0,1$ mgP/L, para os TDH de 3; 2 e 1,5 dias, respectivamente.

Tal qual observado para os compostos nitrogenados, deve-se levar em conta que a configuração adotada para essa unidade piloto (subsuperficial, horizontal), não é recomendada para remoção desse elemento (BENASSI, 2018), o que pode explicar o seu baixo desempenho.

Desenvolvimento e adaptação das macrófitas

Foi possível identificar uma boa adaptação e desenvolvimento das macrófitas na unidade piloto; os TDH's aplicados ao estudo ofereceram carga hídrica e facilidade de captação de nutrientes (ANDRADE, 2012). As condições climáticas, com ampla incidência solar, também foram favoráveis ao crescimento das plantas. A Figura 10 apresenta alguns momentos do ciclo de desenvolvimento das macrófitas ao longo do estudo.



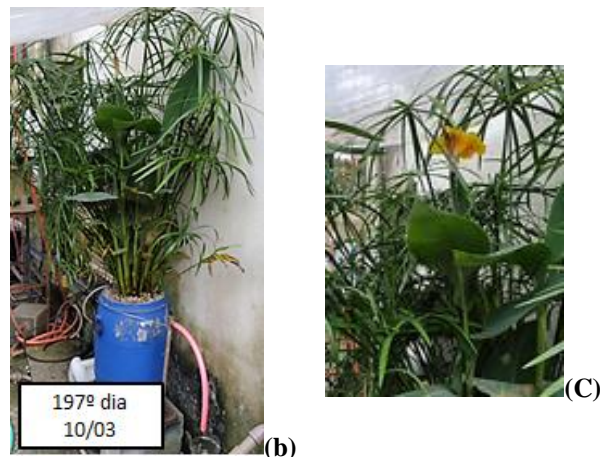


Figura 10 – (a) Desenvolvimento das macrófitas ao longo do tempo; (b) Registro do último dia de monitoramento; (c) detalhe da floração.

CONCLUSÕES

Ao término deste estudo, é possível concluir que a unidade piloto simulando um sistema de WCFSS mantido em operação por 197 dias, contendo expressiva camada de biomídia na composição de seu substrato, demonstrou excelente desempenho na remoção de sólidos e matéria orgânica provenientes de esgoto doméstico sem tratamento primário, mesmo mediante as altas cargas superficiais aplicadas e baixo tempo de detenção hidráulica.

Foi possível atingir, mediante a imposição de um TDH de 1,5 dias, índices de remoção da ordem de 82% para DBO; 84% para DQO e 92% para SST, com uma carga superficial orgânica máxima de 64,4 gDBO/m²dia e uma taxa de aplicação hidráulica superficial máxima de 0,31 (m³/m²d), produzindo um efluente final altamente clarificado com uma concentração de final de estudo de 13 mgSST/L; 71 mgO₂/L (DQO total) e 32 mgO₂/L (DBO total).

Quanto aos nutrientes, coerente com a literatura, a configuração e operação de unidade piloto simulando WCFSS adotada não favoreceu a ocorrência do processo de nitrificação, prejudicando a eficiência em termos de remoção de compostos nitrogenados, tão pouco desenvolveu afinidade para retenção eficiente de fósforo.

De uma forma geral, problemas típicos a essa tecnologia, como colmatação do meio filtrante, não foram observados, e a unidade piloto manteve-se em regime de estabilidade durante todo o estudo, mesmo com eventuais flutuações nas concentrações de poluentes presentes no afluente ou mudanças nas variáveis operacionais.

Pode-se concluir que a presença das biomídias, como elemento filtrante do substrato, foi fundamental para os resultados obtidos, e que seu emprego em sistemas de WC deve ser mais investigado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ANDRADE, H. H. B. *Avaliação do Desempenho de Sistemas de Zona de Raízes (Wetlands Construídas) em Escala Piloto Aplicados ao Tratamento de Efluente Sintético*, Dissertação (Mestrado). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2012.
2. ANDRADE, H. H. B., *Avaliação do desempenho de sistemas de zona de raízes (wetlands construídas) em escala piloto aplicados ao tratamento de efluente sintético*, Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2012.
3. APHA/AWWA/WEF, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 23^a Edição, Washington DC. 2017.

4. AVELLÁN, T.; GREMILLION, P., *Constructed wetlands for resource recovery in developing countries*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, vol. 99, pp. 42-57, 2019.
5. BENASSI, R.F. (org), *Manual de sistemas de wetlands construídas para o tratamento de esgotos sanitários – Implantação, operação e manutenção*. Universidade Federal do ABC/Ministério da Saúde – FUNASA/SABESP, Editora Coplart, 2018.
6. BLANCO, I.; MOLLE, P.; SAENZ DE MIERA, L.F.; ANSOLA, G., *Basic oxygen furnace steel slag aggregate for phosphorus treatment*. Evaluation of its potential use as a substrate in constructed wetlands. Water Research, vol 89, pp. 355-365, 2016.
7. BRIONES, A.; RASKIN, L. *Diversity and dynamics of microbial communities in engineered environments and their implications for process stability*. Current Opinion in Biotechnology, vol. 14 (3), pp. 270-276, 2003.
8. CAMPOS, F., *Influência do Recebimento de Lixiviado de Aterro Sanitário Sobre o Tratamento de Esgoto em Processo de Lodo Ativado e Reator Integrado de Lodo Ativado com Biofilme em Leito Móvel*. Tese apresentada à Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo (FSPUSP), 2014.
9. CAO, W.; WANG, Y.; SUN, L.; JIANG, J.; ZHANG, Y., *Removal of nitrogenous compounds from polluted river water by floating constructed wetlands using rice straw and ceramiste as substrates under low temperature conditions*. Ecological Engineering, vol. 88, pp. 77-81, 2016.
10. CHANG, J.J.; WU, S.Q.; DAI, Y.R.; LIANG, W.; WU, Z.B., *Treatment performance of integrated verticalflow constructed wetland plots for domestic wastewater*. Ecological Engineering, v.44, p. 152-159, 2012.
11. CHENG, G.; LI, Q.; SU, Z.; SHENG, S.; FU, J., *Preparation, optimization and application of sustainable ceramsite substrate from coal fly ash/waterworks sludge/oyster shell for phosphorus immobilization in constructed wetlands*. Journal Clen Pord., vol 175, pp 572-581, 2018.
12. COHIM, E.; KIPERSTOK, A. *Sistemas de esgotamento sanitário: conhecer o passado para moldar o futuro*. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2007.
13. DAI, H.; HU, F., *Phosphorus adsorption capacity evaluation for the substrates used in constructed wetland systems: a comparative study*. Journal Environmental Stud., vol. 26, pp 1003-1010, 2017.
14. DALLAS, S.; HO, G., *Subsurface flow reedbeds using alternative media for the treatment of domestic greywater in Monteverde, Costa Rica, Central America*. Water Sci. Technol., vol. 51, pp 119–128, 2005.
15. DORDIO, A.V.; CARVALHO, A.J., *Organic xenobiotics removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of support matrix*. Journal Hazard Mater, 2013.
16. FUJII, F.Y., *Análise comparativa entre o processo de lodo ativado e o reator de biofilme de leito móvel na remoção de nitrogênio de esgoto sanitário*, Dissertação apresentada à EPUSP, SP/2011
17. HAROULYA, N.; RUE, S.M.; PROST-BOUCLE, S.; LIENA, A.; ESSER, D.; MOLLE, P., *Phosphorus removal by apatite in horizontal flow constructed wetlands for small communities: pilot and full-scale evidence*. Water Science Technology, vol. 63(8), pp 1629-1637, 2011.
18. IAQUELI, A. L., *Wetlands construídos: aplicações, benefícios e vantagens do sistema*, 2016. Centro Universitário de Instituto Mauá de Tecnologia, São Paulo, 2016.
19. ILYAS, H.; MASIH, I., *The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal. A review*. Journal of Environmental Management, vol. 198, pp 372-383, 2017.

20. IWA – International Water Association. *Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation*. Scientific and Technical Report No. 8. London, England: IWA Publishing. 156 p., 2000
21. JIN, Z.; XIE, X.; ZHOU, J.; BEI, K.; ZHANG, Y.; HUANG, X.; ZHAO, M.; KONG, H.; ZHENG, X., *Blackwater treatment using vertical greening: efficiency and microbial community structure*. *Bioresour. Technology*, vol. 249, pp 175-181, 2018.
22. KADLEC R.H., WALLACE S.D., *Treatment Wetlands*. Second Edition. Boca Raton, Florida: CRC Press. 2009.
23. KADLEC, R.H. E KNIGHT, R.L., *Treatment wetlands*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 1996, 893p.
24. KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L., *Treatment Wetlands*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 1996.
25. KHALIFA, M.E.; EL-REASH, Y.G.A.; AHMED, M.I.; RIZK, F.W., *Effect of media variation on the removal efficiency of pollutants from domestic wastewater in constructed wetland systems*. *Ecological Engineering*, vol. 143, 2020.
26. LAI, C.; SUN, Y.; GUO, Y.; CAI Q.; YANG, P., *A novel integrated bio-reactor of moving bed and constructed wetland (MBCW) for domestic wastewater treatment and its microbial community diversity*. *Environmental Technology*, 2020.
27. LOHMANN, G. *Caracterização de uma Estação de Tratamento de Esgoto por Zona de Raízes Utilizando Variáveis Abióticas e Microbiológicas*. 2011. 93p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). UTFPR. Curitiba, 2011. Disponível em: < <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/321>>. Acesso em: 11 jul. 2017.
28. LOHMANN, G., *Caracterização de uma estação de tratamento de esgoto por zona de raízes utilizando variáveis abióticas e microbiológicas..* Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). UTFPR. Curitiba, 2011.
29. MACHADO, A. I.; BERETTA, M.; FRAGOSO, R.; DUARTE, E. *Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil*. *Journal of Environmental Management*, vol. 187, pp. 560-570, 2017
30. MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. *Decentralized approaches to wastewater treatment and management: applicability in developing countries*. *Journal of environmental management*, vol. 90 (01), pp. 652-659, 2009.
31. MATEUS, D.M.R.; VAZ, M.M.N.; PINHO, H.J.O., *Fragmented limestone wastes as a constructed wetland substrate for phosphorus removal*. *Ecol. Eng.*, vol. 41, pp 65-69, 2012.
32. METCALF & EDDY, *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4ª edição, G. Tchobanoglous, F. L Burton, H. D. Stensel (Editores), McGraw-Hill, Nova Yorque. 2004.
33. MIRANDA, S.T.; MATOS, A.T.; MATOS, M.P.; SARAIVA, C.B.; TEIXEIRA, D.L., *Influence of the substrate type and position of plant species on clogging and the hydrodynamics of constructed wetland systems*. *Journal of Water Process Engineering*, vol 31, 2019.
34. MORAIS, J. C., *Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em reator compartimentado anaeróbico/anóxico e aeróbico tratando esgoto doméstico*. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, 2015.

35. ØDEGAARD, H.; GISVOLD, B.; STRICKLAND, J. *The influence of carrier size and shape in the moving bed biofilm process*. Water Science and Technology, vol. 41 (4-5), pp. 383-391, 2000.
36. OLIJNYK, D. P., *Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos*. 2008. 113 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.
37. OLIVEIRA JÚNIOR, JL. *Tratamento descentralizado de águas residuárias domésticas: uma estratégia de inclusão social*. In: LIRA, WS, e CÂNDIDO, GA., orgs. Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa. Campina Grande: EDUEPB, 2013.
38. OLIVEIRA, S.M.A.; VON SPERLING, M., *Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 - Análise de desempenho*. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, vol 10(4), pp 347-357, 2005.
39. OLIVEIRA, S.M.A.C., von SPERLING, M., *Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte I – Análise de desempenho*. Revista de Engenharia Ambiental, vol. 10, no. 04, pp 347-357, 2005.
40. ORTUSTE, F. R. *Living without sanitary sewers in Latin America: The business of collecting fecal sludge in four Latin American cities*. Lima, Peru. World Bank, Water and Sanitation Program, 2012.
41. PLATZER, C., SENF, C., HOFFMANN, H., CARDIA, W., COSTA, R.H.R., *Dimensionamento de wetland de fluxo vertical com nitrificação – adaptação de modelo europeu para as condições climáticas do Brasil*. In: Anais 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. 2007.
42. POÇAS, C.D., *Utilização da tecnologia de wetlands para tratamento terciário: Controle de nutrientes*. Dissertação (mestrado) apresentada ao programa de pós-graduação: Ambiente, Saúde e Sustentabilidade da Faculdade de Saúde Pública da USP, 2015.
43. PRATA, R. C. C.; MATOS, A.T.; CECON, P.R.; LO MONACO, P.A.V.; PIMENTA, L.A., *Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com lírio-amarelo*. **Revista de Engenharia Agrícola**, vol. 33 (6), pp. 1144-1155, 2013.
44. Russell, D.L. *Practical wastewater treatment*; John Wiley& Sons: Hoboken, NJ, USA, 2019. Disponível em: https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=F6mMDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR17&dq=+in+Mexico,+monitors+water+bodies+have+established+that+an+acceptable+criterion+COD+discharge+biologically+treated+wastewater+must+not+exceed+40+mg/L+&ots=fGvreeyPSF&sig=t74EfHW3bcT7GLhmGNhJA6_BjHs#v=onepage&q&f=false. Acesso em 28.março.2020.
45. RUSTEN, B., HELLSTROM, B. G., HELLSTROM, F., SEHESTED, O., SKJELFOSS, E., SVENDSEN, B., *Pilot testing and preliminary design of moving bed biofilm reactors for nitrogen removal at the frevar wastewater treatment plant*, Water Science and Technology, v. 42, n. 4/5, pp. 13-20, 2000.
46. SAEED, T.; SUN, G., *A lab-scale study of constructed wetlands with sugarcane bagasse and sand media for the treatment of textile wastewater*. Bioresour. Technology, vol. 128, pp. 438-447, 2013.
47. SEZERINO, P. H., *Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical*. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2006.
48. SEZERINO, P. H.; BENTO, A.P.; DECEZARO, S.T.; MAGRI, M.E.; PHILIPPI, L.S., *Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais*. Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 20 (01), pp. 151-158, 2015.

49. SILVA, M.V., *Avaliação da Aplicabilidade de Sistema de Wetland Construído Híbrido no Tratamento de Esgoto Sanitário*. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Centro Universitário SENAC, 2013.
50. SILVA, M.V., *Avaliação da aplicabilidade de sistema de wetland construído híbrido no tratamento de esgoto sanitário*. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Centro Universitário SENAC, 2013.
51. STEFANIKIS, A.I.; TSIHRINTZIS, V.A., *Use of zolite and bauxite as filter media treating the effluente of vertical flow constructed wetlands*. Microporous Mesoporous Mater, vol. 155, pp 106-116, 2012.
52. STIEGEMEIER, A. M., *Avaliação do sistema de Wetland construído no polimento do efluente da indústria frigorífica de aves*. Monografia – Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, 2014.
53. SUDARSAN, J. S.; ANNADURAI, R.; VENUGOPALAN, D.; SINGH R.; RAJAN, R., *Artificial constructed wetlands a novel idea for wastewater treatment to attain sustainable environment*. Journal of Industrial Pollution Control, vol. 33(S3), pp 1414-1418, 2017.
54. TONIATO, J. V., *Avaliação de um wetland construído no tratamento de efluentes sépticos – estudo de caso ilha Grande, Rio De Janeiro, Brasil*. 2005. 95 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Saúde Pública, Departamento de Saúde e Saneamento Ambiental, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2005.
55. USEPA, United States Environmental Protection Agency. Manual. Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. EPA/625/R-99/010. Cincinnati, USA. 165 p. 2000.
56. VICH, D.V.; SILVA, G.L.R.; CANO, V.; CANO, V., *Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em wetlands horizontais de fluxo subsuperficial em escala de bancada: avaliação da influência da vegetação e do tempo de detenção hidráulica*. 1º Simpósio brasileiro sobre aplicação de wetlands construídos no tratamento de água residuária. Florianópolis/SC, maio 2013.
57. VON SPERLING, M.; SEZERINO, P.H., *Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. Documento de consenso entre pesquisadores e praticantes*. Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial, 2018.
58. VYMAZAL, J., *Removal of nutrientes in various types of constructed wetlands*. Science Total Environmental, vol 380, pp 48-65, 2007.
59. WANG, Y.; CAI, Z.; SHENG, S.; PAN, F.; CHEN, F.; FU, J., *Comprehensive evaluation of substrate materials for contaminants removal in constructed wetlands*. Journal Science of the Total Environment, vol. 701, 2020.
60. WEF, MOP Manual of Practice No. 35, *Biofilm Reactors*, Water Environment Federation, Alexandria, Virginia, 2010
61. WHITE, S. A; TAYLOR, M. D.; ALBANO, J. P.; WHITWELL, T.; KLAINE, S. J. *Phosphorus retention in lab and field-scale subsurface-flow wetlands treating plant nursery runoff*. Ecological Engineering, vol. 37, pp. 1968-1976, 2011.
62. WU, H. ZHANG, J.; NGO, H.H.; GUO, W.; HU, Z.; LIANG, S.; FAN, J.; LIU, H., *A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation*. **Bioresource technology**, v. 175, p. 594-601, 2015
63. YAN, Y.; ZHAO, Y.; LIU, R.; MORGAN, D., *Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands*. Journal Bioresource Technology, vol. 261, pp 441-452, 2018.

64. YANG, Y.; ZHAO, Y.; LIU, R.; MORGAN, D., *Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlandS*. Bioresource Technology, vol. 261, pp 441-452, 2018.
65. ZAMORA, S.; MARÍN-MUÑIZ, J.L.; NAKASE-RODRÍGUEZ, C.; FERNÁNDEZ-LAMBERT, G.; SANDOVAL, L., *Wastewater treatment by constructed wetland eco-technology: Influence of mineral and plastic materials as filter meda and tropical ornamental plants*. Water, vol.11, 2019.
66. Zanella, L., *Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-Construídos utilizando brita e bambu como suporte*. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Saneamento e Ambiente, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.
67. ZHU, W.L.; CUI, L.H.; OUYANG, Y.; LONG, C.F.; TANG, W.D., *Kinetic adsorption of ammonium nitrogen by substrate materials for constructed wetlands*. Pedosphere 21, vol. 04, pp 454-463, 2011.
68. ZINATO, T.M.C.; GUIMARÃES, M.M., *Estudo sobre a utilização de “wetlands” construídas para tratamento de águas residuárias no Brasil*. Anais do VIII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, Campo Grande/MS, 2017.