

ANA PAULA FERREIRA COLARES

**INFLUÊNCIA DAS CARACTERÍSTICAS DOS TRAÇADORES NA AVALIAÇÃO DA
HIDRODINÂMICA DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE
ESCOAMENTO HORIZONTAL SUB-SUPERFICIAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Alisson Carraro Borges

Coorientadores: André Pereira Rosa
Karina Querne de Carvalho

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2019**

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da
Universidade Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

C683i
2019 Colares, Ana Paula Ferreira, 1993-
Influência das características dos traçadores na avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal sub-superficial / Ana Paula Ferreira Colares. - Viçosa, MG, 2019.

66 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Alisson Carraro Borges.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Hidrodinâmica. 2. Traçadores (Química). 3. Dispersão. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 627.042

ANA PAULA FERREIRA COLARES

**INFLUÊNCIA DAS CARACTERÍSTICAS DOS TRAÇADORES NA AVALIAÇÃO DA
HIDRODINÂMICA DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE
ESCOAMENTO HORIZONTAL SUB-SUPERFICIAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 25 de julho de 2019

Assentimento:



Ana Paula Ferreira Colares
Autora



Alisson Carraro Borges
Orientador

*A Deus,
À minha família.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, por sua infinita bondade e misericórdia. Obrigada Senhor, só o Senhor sabe o quanto eu almejei essa formação.

Ao Professor Alisson Carraro Borges, pela orientação concedida. Obrigada pela oportunidade, pelo incentivo e principalmente pelos ensinamentos transmitidos por meio de seu raciocínio rápido e brilhante.

Ao Professor André Pereira Rosa e à Professora Karina Querne de Carvalho, pela coorientação. Obrigada pela correção e sugestões para aprimoramento deste estudo.

A banca avaliadora deste trabalho, por ter aceitado o convite e por contribuírem com as correções necessárias para aprimoramento dessa pesquisa. Em especial, ao professor Danilo, por fazer parte da minha formação acadêmica, pelo incentivo e apoio. Obrigada.

À Amanda Braga, pelo auxílio no experimento, nas coletas incansáveis de amostras durante as madrugadas. Obrigada pela companhia, motivação, e amizade de sempre.

Aos meus amigos do Grupo de Pesquisa Laboratório da Qualidade Ambiental, pelo apoio e amizade. Em especial, à Letícia, Aline, Amanda Dias, Juciara, Cris, Izabelle e Lucas, por fazerem parte da minha jornada, desde a companhia nas disciplinas até a realização do experimento. Obrigada pelo “revezamento” nas madrugadas coletando amostras, pelo companheirismo, pelos momentos de “descontração”, e pelo carinho compartilhado.

Ao Gil, funcionário da área experimental pela colaboração, dedicação, proatividade e ajuda na coleta de amostras. Obrigada pelos serviços prestados e pela amizade.

À Ana Carolina, pelo auxílio prestado na condução do experimento. Ao colega André, pela troca de conhecimentos e ao Odair, funcionário da área experimental, pela ajuda na fase inicial do experimento. Obrigada.

Aos laboratoristas Simão, do Departamento de Engenharia Agrícola e Poliana, do Departamento de Solos, da UFV. Obrigada pela solicitude.

Aos meus pais, Edvar e Marlene, por serem exemplos de força e superação de tantos desafios ao longo da vida. Obrigada por tudo.

Aos meus irmãos, Priscila, Poliana e Pedro Henrique, pelo apoio, incentivo e carinho, dedicados a mim. Obrigada pelo amor.

Aos meus amigos (as), que mesmo distantes, sempre me apoiaram na realização desse sonho.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Obrigada CAPES.

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de fazer o curso. Obrigada pela experiência incrível.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho, família, amigos, mestres e colegas, obrigada!

“Guia-me mansamente a águas tranquilas”.
(Salmos 23)

RESUMO

COLARES, Ana Paula Ferreira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2019. **Influência das características dos traçadores na avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal sub-superficial.** Orientador: Alisson Carraro Borges. Coorientadores: André Pereira Rosa e Karina Querne Carvalho.

Sistemas alagados construídos (SACs) são alternativas de engenharia para o tratamento de águas residuárias. Esses sistemas vêm sendo empregados há alguns anos, devido à facilidade de operação e manutenção e ao baixo custo de implantação. Entretanto, ainda são limitadas as pesquisas relacionadas à hidrodinâmica de tais sistemas. Dessa forma, neste estudo teve-se como objetivo avaliar o comportamento hidrodinâmico de SACs por meio da injeção de três traçadores, e a partir dos resultados determinar o grau de dispersão dos sistemas por meio dos modelos de escoamento tanques em série e escoamento disperso. Realizou-se uma revisão com intuito de se obter as principais características na condução de estudos hidrodinâmicos em SACs. O experimento foi realizado com a injeção de três traçadores (cloreto de lítio, dextrana azul e rodamina WT) em três SACs de escoamento horizontal subsuperficial, sendo dois plantados (SAC₁ e SAC₂) com *Eichhornia crassipes* e um sistema sem plantas (SAC₃). Os SACs apresentavam 0,60 m de altura, 0,50 m de largura e 2,00 m de comprimento, o preenchimento se deu até a altura de 0,25 m, o nível da água foi mantido a 0,05 m abaixo da superfície do material suporte. Esses recipientes foram preenchidos com brita “número zero” e alimentados com água proveniente de uma das represas do ribeirão São Bartolomeu, localizada na UFV. A vazão de entrada era de 96,7 L d⁻¹, e os sistemas possuíam tempo de retenção hidráulica teórico de 1 dia. Os resultados demonstraram que a massa recuperada da rodamina WT e do lítio foram maiores que 80% em todos os três sistemas, indicando que esses testes foram considerados aceitáveis para a condução de estudo hidrodinâmico. Já a taxa de recuperação da dextrana azul foi maior que 200% em todos os três SACs, o que não torna confiável os dados obtidos com esse traçador. O tempo de retenção hidráulica real foi maior que o tempo de retenção hidráulica nominal, em todos os SACs para os três traçadores, como já verificado em outros estudos. Os dados foram submetidos a

metodologias de normalização para avaliação o efeito da variação da vazão na curva de distribuição de tempo de retenção, onde não foram verificadas diferenças. Os índices hidráulicos determinados revelaram baixo grau de curtos-circuitos, boa eficiência hidráulica e mistura nos sistemas. Os sistemas apresentaram grau de dispersão moderada, o que está de acordo com os resultados obtidos pelos índices hidráulicos.

Palavras-chave: Estudo hidrodinâmico. Traçadores. Wetlands

ABSTRACT

COLARES, Ana Paula Ferreira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2019. **Influence of tracer characteristics on the evaluation of hydrodynamics of constructed wetlands with sub-surface horizontal flow.** Adviser: Alisson Carraro Borges. Co-advisers: André Pereira Rosa and Karina Querne Carvalho.

Constructed wetlands (CW) are engineering alternatives to wastewater treatment. These systems have been in use for a few years, because of its ease of operation and maintenance and the low cost of deployment. However, research related to hydrodynamics of such systems is still limited. Thus, the objective of this study was to evaluate the hydrodynamics of CW through the injection of three tracers, and from the results determine the degree of dispersion of the systems by means of flow models of tanks in series and dispersed flow. A review was carried out in order to obtain the main characteristics in the conduction of hydrodynamic studies in CW. The experiment was carried out with three tracers (lithium chloride, blue dextran and rhodamine WT) in three subsurface horizontal flow CW, two planted (CW₁ and CW₂) with *Eichhornia crassipes* and a system without plants (CW₃). The CW were 0.60 m high, 0.50 m wide and 2.00 m long, filling up to 0.25 m height, the water level was maintained 0.05 m below the surface of the carrier material. These containers were filled with fine gravel and fed with water from one of the São Bartolomeu river dams, located at UFV. The inlet flow rate was 96.7 L d⁻¹, and the systems had a theoretical hydraulic retention time of 1 day. The results demonstrated that the mass recovered from Rhodamine WT and Lithium were greater than 80% in all three systems, indicating that these tests were considered acceptable for conducting a hydrodynamic study. The recovery rate of Dextrana blue was greater than 200% in all three CW, which makes the data obtained with this tracer unreliable. The actual hydraulic retention time was greater than the nominal hydraulic retention time in all CW for the three tracers, as has already been reported in other studies. The data was submitted to standardization methodologies to evaluate the effect of flow variation on the retention time distribution curve, where no differences were observed. Hydraulic indices revealed low degree of short circuits, good hydraulic efficiency and mixing in the systems. The systems presented moderate degree of dispersion, which is in agreement with the results obtained by the hydraulic indices.

Keywords: Hydrodynamic study. Tracers. Wetlands

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 3.1. Número de publicações referentes a estudos hidrodinâmicos em SACs entre 2009 a 2019.	37
Figura 4.1. Diagrama esquemático dos sistemas alagados construídos.	47
Figura 4.2. Sistemas alagados construídos, da esquerda para a direita SAC1, SAC2 e SAC3 (a). Detalhes: bomba dosadora e sistema de distribuição de afluente (b) e reservatório de coleta do efluente (c).	49
Figura 4.3. Comparação entre os perfis de saída para as funções C^{θ} e C^{ϕ} vs o tempo normalizado ou o volume ponderado (a) e concentração vs tempo (b) para a rodamina WT.	54
Figura 4.4. Comparação entre os perfis de saída para as funções C^{θ} e C^{ϕ} vs o tempo normalizado ou o volume ponderado (a) e concentração vs tempo (b) para o lítio.	56
Figura 4.5. Comparação entre os perfis de saída para as funções C^{θ} e C^{ϕ} vs o tempo normalizado ou o volume ponderado (a) e concentração vs tempo (b) para a dextrana.	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1. Estudos realizados com traçadores entre os anos de 2009 e 2019 em SACs.	31
Tabela 4.1. Concentração de entrada dos traçadores nos SACs.	50
Tabela 4.2. Porcentagens de recuperação e tempos de retenção (nominal e real). .	52
Tabela 4.3. Momentos experimentais para as metodologias de normalização para sistemas operados com vazão variável e vazão constante.....	53
Tabela 4.4. Índices hidrodinâmicos calculados para os três traçadores considerando a vazão constante e a vazão variável.	58
Tabela 4.5. Número de dispersão (d) e número de tanques em série (N) para os SACs.	60

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

C-Pulso	Curva de concentração <i>versus</i> tempo.
d	Número de dispersão.
DTR	Distribuição do tempo de retenção.
ev	Eficiência volumétrica.
K	Condutividade hidráulica.
LiCl	Cloreto de lítio
Li ⁺	Íon de lítio.
L/W	Relação comprimento: largura.
M _{rec%}	Porcentagem de massa recuperada.
M ₀	Momento experimental zero.
M ₁	Primeiro momento experimental.
M ₂	Segundo momento experimental.
N	Número de tanques em série.
NaCl	Cloreto de sódio.
SAC	Sistema alagado construído.
SACs	Sistemas alagados construídos.
TRH	Tempo de retenção hidráulica.
UNP	Unidade não plantada.
UP	Unidade plantada.

LISTA DE SÍMBOLOS

τ	Tempo de retenção hidráulica nominal.
τ_R	Tempo de retenção hidráulica real.
σ^2	Variância.
σ_θ^2	Variância adimensional.
θ_{10}	Curto circuito.
λ	Eficiência hidráulica.
θ	Tempo adimensional.
$C'(\theta)$	Concentração adimensional.
ϕ	Tempo ponderado pela vazão.
$C(\phi)$	Concentração normalizada.
$>$	Maior que.
ε	Porosidade.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO GERAL.....	15
2.	OBJETIVOS.....	19
2.1.	Objetivos específicos	19
3.	UMA REVISÃO CONTEMPORÂNEA SOBRE ESTUDOS HIDRODINÂMICOS EM ALAGADOS CONSTRUÍDOS.....	20
3.1.	Sistemas alagados construídos (SACs).....	20
3.2.	Hidrodinâmica dos SACs	21
3.3.	Estudo da função de distribuição do tempo de retenção (DTR).....	25
3.4.	Estudos hidrodinâmicos e traçadores	28
3.5.	DISCUSSÃO.....	36
	REFERÊNCIAS.....	39
4.	LÍTIO, DEXTRANA E RODAMINA NA AVALIAÇÃO DA HIDRODINÂMICA DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS	46
4.1.	INTRODUÇÃO.....	46
4.2.	MATERIAL E MÉTODOS.....	47
4.2.1.	Sistema de tratamento	47
4.2.2.	Estudo hidrodinâmico	49
4.3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	51
4.3.1.	Estudo hidrodinâmico.....	51
4.3.2.	Comparação entre as metodologias de normalização	53
4.3.3.	Índices hidrodinâmicos.....	58
4.3.4.	Efeito do grau de dispersão no SACs	59
4.4.	CONCLUSÃO	61
	REFERÊNCIAS.....	62
5.	CONCLUSÃO GERAL.....	66

1. INTRODUÇÃO GERAL

O investimento em melhorias no saneamento básico é uma das formas menos dispendiosas e mais eficientes para progredir em relação à saúde e bem estar da população. Pesquisas vêm sendo desenvolvidas para a criação de tecnologias mais acessíveis, em que as necessidades relacionadas ao saneamento sejam abordadas de forma mais integrada e sustentável (RENGERS et al., 2016).

Os sistemas alagados construídos (SACs) são alternativas de engenharia que vem sendo utilizada para tratamento de águas residuárias. Essa tecnologia apresenta simplicidade de gestão, baixo custo de manutenção, grau de tratamento satisfatório e versatilidade. Além de purificar o efluente, os SACs oferecem um ambiente esteticamente agradável sendo bem visto pelo público, podendo integrar benefícios educacionais e recreativos (SEMERARO et al., 2015).

Existem diversas configurações de tipo de escoamento para os sistemas alagados construídos, o que distingue cada uma delas é basicamente o nível da água no leito. O regime de escoamento pode ser dividido em três tipos: escoamento horizontal superficial, escoamento horizontal sub-superficial e escoamento vertical (HAKK et al., 2018). Os estudos com SACs de escoamento horizontal sub-superficial têm sido difundidos para o tratamento de água e esgoto (VYMAZAL, 2011). Esse sistema consiste em um leito raso, preenchido com meio suporte filtrante e cultivado com espécies vegetais tolerantes à condição de saturação (OKHRAVI et al., 2017).

A eficiência de sistemas alagados construídos está relacionada com diversos fatores. Entre estes, os ditos fatores hidráulicos ou hidrodinâmicos, como o volume do leito, a taxa de carregamento hidráulico, a velocidade de escoamento, a evapotranspiração e o, tempo de retenção hidráulica (TRH). O TRH é um parâmetro fundamental para o dimensionamento dos SACs, pois está diretamente associado com o tratamento do efluente. O TRH é definido como o tempo de deslocamento do líquido da entrada até a saída do sistema (OKHRAVI et al., 2017).

Quanto maior é o TRH, maior a probabilidade de se obter eficiências de remoção mais altas. Em relação à dispersão no meio, os SACs podem ser projetados considerando-se dispersão nula (regime de escoamento pistonado) ou dispersão infinita (regime de mistura completa). No regime de escoamento pistonado “plug-flow”, há a previsão de que um tempo de retenção máximo seja provido para

todas as parcelas do efluente, ocorrendo, conseqüentemente, a maior redução de poluentes. Contudo, o escoamento pistonado, sendo um regime teórico é impossível de se alcançar, pois cada parcela do sistema é afetada por diferentes fatores relacionados à hidrodinâmica dos SACs, como curto-circuito, estagnação e zonas de recirculação (HAKK et al., 2018; RENGERS et al., 2016).

O escoamento real ocorre com grau de dispersão intermediário, que não é nulo (pistonado) tampouco infinito (mistura completa). Na prática, ocorre dispersão nos sistemas e o regime é denominado escoamento disperso ou arbitrário.

Diversas variáveis influenciam no grau de dispersão, e conseqüentemente no desempenho hidráulico de SACs, sendo a relação entre o comprimento e a largura (L/W) uma das mais relevantes. Quanto maior essa relação, mais as condições hidrodinâmicas do sistema se aproximam do escoamento pistonado. Ressalta-se que, para um mesmo coeficiente de degradação e um mesmo tempo de retenção, reatores pistonados apresentam desempenho superior aos de mistura completa.

Para melhor compreender a hidrodinâmica dos SACs faz se necessária a realização de pesquisas complementares, com foco em obtenção de dados importantes, como o tempo de retenção real, o número de dispersão nas células, além de parâmetros relacionados à eficiência hidráulica dos sistemas, por exemplo.

A utilização de testes com traçadores tem se mostrado uma alternativa para compreender o desempenho hidráulico dos SACs (BAPTESTINI et al., 2016; YANG et al., 2017). Traçadores são substâncias utilizadas para caracterizar uma matéria em repouso ou em movimento. Os traçadores são empregados como ferramenta diagnóstica em vários ramos da ciência, como, indústria, saúde, saneamento e em diversos processos ambientais (RIBEIRO et al., 2016).

De acordo com Melo et al., (2009), o traçador ideal é aquele que dispõe dos seguintes requisitos: solubilidade exclusiva na fase aquosa, inexistência no sistema estudado, estabilidade nas condições de uso, não reatividade no ambiente de aplicação, facilidade de análise quantitativa em baixas concentrações, segurança para o operador, simplicidade de manipulação e baixo custo.

Os estudos com traçadores podem ser realizados de duas maneiras, com a introdução do traçador por degrau ou por pulso. O comportamento do traçador é analisado com sua inserção na entrada do SAC, e sua concentração é medida ao

longo do tempo na saída do sistema. Contudo, grande parte das pesquisas já desenvolvidas com traçadores utilizaram a técnica de adição por pulso, isso porque esta requer menor quantidade de traçador. Geralmente, a introdução do rastreador por pulso resulta em distribuições de saída em forma de sino enviesadas, com sinais de traçadores saindo após pouco tempo e alguns saindo em períodos mais longos (HEADLEY e KADLEC, 2007).

O comportamento do traçador na saída do sistema é analisado por meio de curvas de concentração versus o tempo que fornecem a função de Distribuição de Tempo de Retenção (DTR). O estudo da DTR permite avaliar a hidrodinâmica dos sistemas, visto que diversos parâmetros são obtidos a partir dessa função (KADLEC e KNIGHT 1996). A análise da função DTR pode ser realizada pelo método dos momentos e por meio de modelagem de dados. Existem duas técnicas para análise do método dos momentos, a primeira foi desenvolvida por Fogler (1999) que considera a vazão constante e a metodologia desenvolvida por Werner e Kadlec (1996), onde a vazão é variável. Para a condução de um estudo hidrodinâmico em alagados construídos é necessário investigar qual procedimento melhor se adequa ao sistema em questão, dadas às elevadas taxas de evapotranspiração que ocorrem em SACs, fazendo com que a vazão no sistema não seja, de fato, constante.

REFERÊNCIAS

- BAPTESTINI, G. C. F.; MATOS, A. T.; BORGES, A. C. Effect of reversal of the flow direction on hydrodynamic characteristics and plants cultivated in constructed wetland systems. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 38, n. 1, p. 49-56, 2016.
- FOGLER, H. S. et al. Elements of chemical reaction engineering. 1999. p 744-838.
- HAKK, H.; SIKORA, L.; CASEY, F. X. M. Fate of estrone in laboratory-scale constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 111, p. 60-68, 2018.
- HEADLEY, T. R.; KADLEC, R. H. Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 7, n. 3-4, p. 269-282, 2007.
- KADLEC, R.; KNIGHT, R. Treatment wetlands. Boca Raton, FL. Lewis Publ, 1996. 893 p.
- MELO, M.A., et al. Avaliação de traçador para caracterização de reservatórios de petróleo. **Boletim Técnico da Produção de Petróleo**, 2009. ISSN 1809-6751, Petrobras.
- OKHRAVI, S.; ESLAMIAN, S.; FATHIANPOUR, N.. Assessing the effects of flow distribution on the internal hydraulic behavior of a constructed horizontal subsurface flow wetland using a numerical model and a tracer study. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 17, n. 4, p. 264-273, 2017.
- RENGERS, E. E. et al. Hydraulic performance of a modified constructed wetland system through a CFD-based approach. **Journal of Hydro-Environment Research**, v. 12, p. 91-104, 2016.
- RIBEIRO, G. L. et al. Traçadores hidrossolúveis para caracterização de reservatórios de petróleo. **Engvista**, v. 18, n. 1, p. 23-42, 2016.
- SEMERARO, T. et al. A constructed treatment wetland as an opportunity to enhance biodiversity and ecosystem services. **Ecological Engineering**, v. 82, p. 517-526, 2015.
- VYMAZAL, J. Long-term performance of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Ten case studies from the Czech Republic. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 1, p. 54-63, 2011.
- YANG, M. et al. Effects of clogging on hydraulic behavior in a vertical-flow constructed wetland system: A modelling approach. **Ecological Engineering**, v. 109, p. 41-47, 2017.
- WERNER, T.M.; KADLEC, R.H. Application of residence time distributions to storm water treatment systems. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v.7, n.3, p.213-234, 1996.

2. OBJETIVOS

Avaliar o comportamento hidrodinâmico de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal sub-superficial, por meio da técnica estímulo-resposta (uso de traçadores).

2.1. Objetivos específicos

✓ Avaliar os traçadores cloreto de lítio, dextrana azul e rodamina WT, na determinação das características hidrodinâmicas de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal sub-superficial.

✓ Caracterizar as condições hidrodinâmicas de três SACs, por meio de traçadores, com a determinação dos índices hidráulicos, indicador de curto-circuito, índice de momento, Índice de Dispersão de Morril, número de dispersão e número de tanques em série.

✓ Avaliar as curvas de concentração *versus* tempo (função DTR) por meio do método dos momentos, pelas duas metodologias disponíveis na literatura (vazão constante e vazão variável).

✓ Avaliar a influência da presença de vegetação no comportamento hidrodinâmico de SACs projetados em escala piloto.

✓ Selecionar dentre os traçadores utilizados, o mais apropriado para realização de estudos hidrodinâmicos em SACs.

3. UMA REVISÃO CONTEMPORÂNEA SOBRE ESTUDOS HIDRODINÂMICOS EM ALAGADOS CONSTRUÍDOS

3.1. Sistemas alagados construídos (SACs)

Os sistemas alagados construídos exercem um papel importante na conservação ambiental, (AYLWARD et al., 2019), além de oferecerem uma série de benefícios como uso ecológico e recreativo (IOANNIDOU e PEARSON, 2017). Esses sistemas têm sido amplamente utilizados em todo o mundo, para o tratamento de diversos tipos de efluentes, como, industriais (WU et al., 2015), urbanos (MAINE et al., 2019), rurais (FIOREZE et al., 2019) patogênicos (WU et al., 2016), e a mais recente aplicação na remoção de contaminantes emergentes (MATAMOROS et al., 2017).

A remoção de poluentes em SACs ocorre por meio de mecanismos físicos, químicos e biológicos. Os processos de tratamento estão basicamente associados ao comportamento do escoamento de água no leito. Assim, é indispensável o estudo das condições hidrodinâmicas desses sistemas para alcançar eficiência no tratamento (JENKINS e GREENWAY, 2005).

Quando projetados de forma correta, os SACs podem tratar cargas elevadas de efluentes a um baixo custo (AYLWARD et al., 2019). De acordo com Vymazal (2007), os SACs são classificados com base no escoamento de água e com a disposição da espécie vegetal, sendo três tipos, escoamento superficial, escoamento subsuperficial e sistemas híbridos (combinados).

O comportamento de um SAC é influenciado pela eficiência hidráulica e cinética (AYLWARD et al., 2019). Segundo Persson et al. (1999), os fatores que interferem nas condições hidráulicas dos SACs são: as dimensões do leito, a forma de alimentação e a saída da água residuária, as espécies vegetais (densidade e distribuição espacial), bem como os efeitos de mistura (curto-circuito, zonas mortas, recirculação).

A relação comprimento largura (L/W) está diretamente associada ao desempenho e a eficiência de tratamento dos reatores, quanto maior essa razão mais próximo do escoamento pistonado (MATOS et al. 2018; SEZERINO et al., 2015, VON SPERLING e PAOLI 2013). Por outro lado, sistemas com relação L/W elevada podem apresentar problemas, sendo o principal deles a colmatação

precoce. Desta forma, é imprescindível o dimensionamento apropriado dos sistemas (COSTA et al., 2019).

3.2. Hidrodinâmica dos SACs

Poucos são os estudos sobre o desempenho hidráulico dos SACs. É necessário verificar, de forma mais aprofundada, a relação existente entre a hidrodinâmica do sistema com a vegetação, bem como a interferência dos processos hidráulicos no tratamento da água residuária (IOANNIDOU e PEARSON, 2017).

A otimização do funcionamento dos SACs depende da compreensão dos fatores hidráulicos e geoquímicos que dominam o sistema. A utilização de métodos robustos, como a aplicação de traçadores hidráulicos, é uma alternativa para determinar o tempo de retenção hidráulica e as condições de mistura (LIN et al., 2003). Esse método consiste em monitorar a concentração do traçador no tempo, para fornecer uma curva resposta C-pulso (COSTA et al. 2019), também conhecida como função de distribuição do tempo de retenção ou residência (DTR), que retrata o grau em que o tempo de retenção hidráulica varia (KADLEC e KNIGHT 1996).

Por meio da função DTR é possível extrair, de forma direta ou indireta, diversos índices hidrodinâmicos. Segundo Bodin et al. (2013), dois métodos podem ser utilizados para analisar a curva DTR, sendo eles, o método de momentos e o método de modelagem de dados. O método de momentos aplica a integração numérica dos dados e os métodos de modelagem empregam equações matemáticas específicas.

O tempo de retenção hidráulica nominal (τ) do fluido é calculado pela Equação 1 (FOGLER, 1999; ALCOCER et al., 2012).

$$\tau = \frac{hbL\varepsilon}{Q} \quad (1)$$

Em que,

h= altura

b= largura

L= comprimento

ε = porosidade drenável do leito

Q= vazão

O τ é o tempo que o efluente leva da entrada até a saída do sistema, sendo um parâmetro essencial para avaliar o desempenho de SACs (GUO et al., 2017;

JENKINS e GREENWAY, 2005). Quando do uso de traçadores, o tempo de retenção hidráulica real (τ_R), pode ser calculado pela Equação 2 (GUO et al. 2017; HEADLEY E KADLEC 2007; METCALF e EDDY 2003).

$$\tau_R = \frac{\sum t_i Q_{efl} c_i \Delta t_i}{\sum Q_{efl} c_i \Delta t_i} \quad (2)$$

Em que,

t_i = tempo correspondente a uma concentração monitorada;

Q_{efl} = vazão efluente;

c_i = concentração do traçador no tempo t_i ;

Δt_i = intervalo de tempo entre a coleta de amostras.

A eficiência dos sistemas alagados construídos é comprometida com o passar do tempo de funcionamento devido aos caminhos de água preferenciais que são formados. Com isso, a distribuição do efluente no SAC torna-se irregular, diminuindo o tempo de retenção e afetando a remoção dos poluentes (POSTILA et al., 2015).

A remoção da matéria orgânica em um SAC pode ser predita por meio de modelos de degradação baseados em reações bioquímicas de diversas ordens cinéticas, sendo a mais comum à reação de primeira ordem. A equação cinética a ser usada depende das condições hidrodinâmicas inicialmente pressupostas, uma vez que tal formulação é função do balanço de massa nos sistemas.

Existem dois modelos hidrodinâmicos (hidráulicos) considerados ideais para avaliação do grau de dispersão em reatores, sendo eles, o modelo de escoamento pistonado (ou em plugue) e o modelo de reator perfeitamente misturado (agitado), também chamado de modelo de mistura completa. No escoamento pistonado não ocorre dispersão, a água flui uniformemente da entrada para a saída do reator, logo o tempo de retenção é o mesmo para todo o efluente (VON SPERLING, 2002). Já no regime de escoamento de mistura completa a dispersão é imediata, o fluido se dispersa por todo sistema no tempo zero (LIU et al., 2016).

Na prática, o escoamento pistonado é impossível de se alcançar, pois cada parcela do sistema é afetada por diferentes fatores relacionados à hidrodinâmica dos SACs, como curto-circuito, zonas de estagnação e recirculação (HAKK et al., 2018; RENGERS et al., 2016). Assim, outros modelos foram desenvolvidos para atender o

comportamento do efluente no sistema, quais sejam, o reator de tanques em série e o reator de escoamento disperso ou arbitrário (PAOLI e VON SPERLING, 2013).

A hidráulica de reatores de tanques em série tenta corrigir a dispersão nos sistemas de tratamento, considerando que para um único tanque predominaria o efeito de mistura completa e à medida que se aumenta a quantidade de tanques em série, o regime se aproxima do fluxo em pistão, com a sequência de misturas segmentadas por tanque em série que fluem de forma contínua. O número de tanques em série pode ser obtido pelas Equações 3 e 4 (GUO et al., 2017).

$$N = \frac{\tau R^2}{\sigma^2} \quad (3)$$

$$\sigma^2 = \sum (t_i - \tau R)^2 \frac{Q_m c_i}{\sum Q_m c_i \Delta t_i} \Delta t_i \quad (4)$$

Em que,

τ_R = tempo de retenção hidráulica real;

σ^2 = variância da curva de distribuição de retenção hidráulica;

t_i = tempo correspondente a uma concentração monitorada;

Q_m = vazão média do sistema;

c_i = concentração do traçador no tempo t_i ;

Δt_i = intervalo de tempo entre a coleta de amostras.

A variância é uma expressão que demonstra o grau de desvio da curva de distribuição de retenção hidráulica do τ_R , assim quanto maior for o valor de σ^2 , mais elevada será a mistura no reator (GUO et al., 2017). Segundo Persson (2000), quanto maior o valor de N, mais próximo o regime de escoamento estará do escoamento pistonado.

O escoamento disperso ou arbitrário é avaliado através do número de dispersão (d), em que o valor igual à zero indica condições de escoamento pistonado e tendendo ao infinito caracteriza um sistema de mistura completa (PERSSON et al. 1999). Existem diferentes equações para o cálculo do número de dispersão, que se baseiam na condição de contorno do reator. De acordo com Levenspiel (2000), quando o escoamento não é perturbado ao passar pela entrada e saída do sistema, tem-se as condições de contorno abertas. Já quando se tem escoamento pistonado do lado de fora do vaso até seus contornos, tem-se condições de contorno fechadas. Segundo Kadlec e Wallace (2008), a condição de contorno vaso fechado-fechado, é a mais indicada para SACs de escoamento

horizontal subsuperficial. Levenspiel (2000) propôs a seguinte expressão para a obtenção de d na condição fechada (Equação 5).

$$\frac{\sigma^2}{\tau R} = 2d - 2d^2 \left[1 - \exp\left(\frac{1}{d}\right) \right] \quad (5)$$

Em que,

σ^2 = variância da curva de distribuição de retenção hidráulica;

τ_R = tempo de retenção hidráulica real;

d = número de dispersão.

O desempenho hidráulico de sistemas alagados construídos está relacionado à interação do efluente com a vegetação do meio. Quanto mais densa a vegetação maior será a variação espacial no leito, acarretando fluxos bidimensionais. A água fluirá por meio das regiões menos vegetadas, resultando em curtos-circuitos, zonas de mistura, e zonas mortas que são fatores que afetam o funcionamento dos SACs (JENKINS e GREENWAY, 2005).

O curto circuito (θ_{10}) pode ser entendido como um desvio de trajeto, pelo qual o fluxo de água irá percorrer o caminho preferencial, ou seja, de forma mais rápida, em vez de fluir naturalmente por todo o leito. Desse modo, o θ_{10} diminui o volume útil do sistema e compromete a eficiência de remoção de poluentes (GUO et al., 2017). De acordo com Rengers et al. (2016) a porcentagem de curto-circuito em um SAC pode ser calculada pela Equação 6. Para o escoamento pistonado essa relação é igual a 1,0.

$$\theta_{10} = \frac{t_{10}}{\tau} \quad (6)$$

Em que,

t_{10} = tempo para 10% do traçador deixar o sistema;

τ = tempo de retenção hidráulica nominal.

A eficiência hidráulica dos SACs pode ser avaliada por diferentes métodos disponíveis na literatura, como exemplo, por meio do volume efetivo (ev) equação proposta por Thackston et al. (1987) e a eficiência hidráulica (λ) recomendada por Persson et al. (1999). Segundo Guo et al. (2017a) o método que representa a eficiência hidráulica com maior precisão é o proposto por Wahl et al. (2010). Essa abordagem consiste no cálculo do índice de momento (IM), onde o efeito de cauda, os índices de mistura e curto-circuito não têm influência no resultado, isso porque o

limite de integração é feito de 0 a 1 (Wahl et al., 2010). O índice de momento pode ser obtido pelas Equações 7 e 8.

$$M_{pre} = \int_0^1 (1 - \Phi) C'(\Phi) d\Phi \quad (7)$$

$$IM = 1 - M_{pre} \quad (8)$$

Supõe-se que quanto mais tempo o fluido permanece no sistema, maior será a degradação de poluentes, conseqüentemente têm se uma eficiência hidráulica mais alta. Desta forma, um valor mais alto de IM indica uma eficiência hidráulica mais elevada.

A variância σ_θ^2 é o índice hidráulico mais adequado para retratar o grau de mistura em reatores, no escoamento pistonado a σ_θ^2 é igual a zero, resultados diferentes deste valor demonstram redução na eficiência do sistema (Holland et al., 2004; Teixeira e Siqueira, 2008). Segundo Aylward et al. (2019) o Índice de Dispersão de Morril (IDM) deve ser escolhido quando o grau de mistura é pequeno, visto que, a variância tem grande variabilidade estatística quando o grau de mistura é baixo. O IDM pode ser obtido pela Equação 9.

$$IDM = \frac{t_{90}}{t_{10}} \quad (9)$$

Quanto maior o valor do IDM, maior o grau de mistura no reator (Morrill et al., 1932). Segundo Persson (2000), as falhas como curto circuito, zonas mortas e mistura podem ser evitadas através do correto dimensionamento do leito, manutenção do material poroso, uso de múltiplas células e da redistribuição da vazão.

3.3. Estudo da função de distribuição do tempo de retenção (DTR)

A função DTR ou curva C-pulso, descreve a hidrodinâmica do reator por meio do comportamento do traçador no sistema, sendo a concentração monitorada ao longo do tempo. Esse conceito foi desenvolvido considerando uma vazão constante, contudo isso não ocorre na prática (AYLWARD et al., 2019). Grande parte dos estudos hidrodinâmicos realizados em sistemas com vazão variável estão empregando a metodologia para vazão constante, sendo modelados como reatores ideais (HOLLAND et al., 2004).

A velocidade do fluxo no sistema é afetada por diversos fatores, dessa forma, a função DTR é tipicamente caracterizada em forma de sino, com sinais de traçador saindo em curto e amplo espaço de tempo (HEADLEY; KADLEC, 2007). Para a análise e comparação de diferentes sistemas a curva DTR padrão deve ser adimensional (YANG et al., 2017), a metodologia desenvolvida por Fogler (2000) para reatores de fluxo constante pode ser expressa pelas Equações 10, 11 e 12.

$$\theta = \frac{t_i}{\tau_R} \quad (10)$$

$$C'(\theta) = \frac{c_i Q_m \tau_R}{M} \quad (11)$$

$$M = \sum Q_{efl} c_i \Delta t_i \quad (12)$$

Em que,

θ = tempo adimensional;

t_i = tempo correspondente a uma concentração monitorada;

τ_R = tempo de retenção hidráulica real;

$C'(\theta)$ = concentração adimensional;

c_i = concentração do traçador no tempo t ;

Q_m = vazão média;

M = massa de traçador recuperada na saída;

Q_{efl} = vazão efluente;

Δt_i = intervalo de tempo entre a coleta de amostras.

Os momentos adimensionais para a função DTR com vazão constante podem ser obtidos pelas equações 13, 14 e 15.

$$M_0^* = \sum C'(\theta) \Delta \theta \quad (13)$$

$$M_1^* = \sum \theta C'(\theta) \Delta \theta \quad (14)$$

$$M_2^* = \sum (\theta - M_1^*)^2 C'(\theta) \Delta \theta \quad (15)$$

Em que,

$C'(\theta)$ = concentração adimensional;

$\Delta \theta$ = intervalo de tempo adimensional entre a coleta de amostras;

θ = tempo adimensional.

Werner e Kadlec (1996) desenvolveram uma metodologia de normalização para a função DTR considerando que o volume de água no reator é mutável devido a fatores como chuva, evapotranspiração, oscilação na parte operacional, dentre outros. Neste método a função DTR torna-se adimensional, assim como na DTR padrão, sendo possível a comparação entre diferentes sistemas. A proposta consiste em normalizar a vazão, volume e massa traçadora do sistema, onde o tempo é ponderado pela vazão (ϕ) (Equação 16), logo, o eixo x correspondente ao tempo deve ser substituído pela ϕ (HOLLAND et al. 2004; WAHL et al. 2010).

$$\Phi = \frac{V_{efl}}{V_{sis}} \quad (16)$$

$$V_{efl} = \sum (Q_{efl} \Delta t_i) \quad (17)$$

Em que,

V_{efl} = volume efluente cumulativo;

V_{sis} = volume de água no sistema;

Q_{efl} = vazão efluente;

Δt_i = intervalo de tempo entre a coleta de amostras.

O eixo y correspondente à concentração também é normalizado (Equação 18), tornando a concentração adimensional.

$$C'(\Phi) = \frac{C(\Phi)V(\Phi)}{M} \quad (18)$$

Em que,

$C(\phi)$ = concentração de saída;

$V(\phi)$ = volume do sistema;

M = massa de traçador recuperada na saída.

A análise de momentos da função DTR normalizada pode ser calculada pelas Equações 19, 20 e 21 (AYLWARD et al., 2019; KADLEC e KNIGHT, 1996; HOLLAND et al. 2004; WAHL et al. 2010; WERNER E KADLEC, 1996).

$$M_0^* = \sum C'(\phi) \Delta \phi \quad (19)$$

$$M_1^* = \sum \phi C'(\phi) \Delta \phi \quad (20)$$

$$M_2^* = \sum (\phi - M_1^*)^2 C'(\phi) \Delta\phi \quad (21)$$

Em que,

$C'(\phi)$ = concentração de saída normalizada;

$\Delta\phi$ = intervalo de tempo normalizado entre a coleta de amostras;

ϕ = tempo ponderado pela vazão (normalizado).

As expressões que representam os momentos experimentais possuem a mesma definição, tanto para a metodologia de vazão constante (FOGLER 1999), quanto para a metodologia de vazão variável (WERNER e KADLEC 1996). O momento zero (M_0^*) corresponde à massa de traçador recuperada, o primeiro momento experimental (M_1^*) descreve o centroide da função DTR. Já segundo momento M_2^* equivale à variância da função DTR, e caracteriza o grau de mistura no sistema. Em reatores de escoamento ideal os momentos M_0^* e M_1^* serão iguais a 1,0, e o M_2^* será igual à zero (HOLLAND et al. 2004; WAHL et al. 2010; WERNER E KADLEC, 1996).

3.4. Estudos hidrodinâmicos e traçadores

A hidrodinâmica de sistemas alagados construídos pode ser avaliada por diferentes métodos, incluindo entre eles a medição da condutividade hidráulica e os testes com traçadores. A condutividade hidráulica fornece informações pontuais sobre o fluxo de água no perfil, enquanto que os estudos com traçadores permitem uma percepção completa do fluxo de água no sistema (POSTILA et al., 2015).

A metodologia de utilização de traçadores consiste na injeção do traçador na entrada do leito, sendo sua concentração monitorada na saída. O tempo de retenção hidráulica varia de acordo com as características do sistema utilizado (PERSSON, 2000).

Existem duas técnicas de injeção de traçadores, sendo estas por pulso e por degrau. Na injeção por pulso, o traçador é introduzido uma única vez de forma rápida ao fluxo de alimentação do sistema. Já a aplicação por degrau é realizada de forma contínua ao carregamento do leito. As duas formas de injeção possuem vantagens e desvantagens, sendo a aplicação por degrau menos utilizada devido a maior massa de traçador necessária para condução do teste, tornando-o mais oneroso (DIERBERG et al., 2005; SASSAKI, 2005).

A escolha dos traçadores é um fator relevante para a condução de uma pesquisa, devem ser levados em consideração alguns aspectos como, comportamento conservador, valor de aquisição, simplicidade analítica, toxicidade e concentrações de fundo. Cada marcador apresenta vantagens e desvantagens, assim, a seleção do traçador dependerá também dos objetivos pretendidos no projeto (RUNKEL, 2015).

A rodamina WT é considerada um traçador adequado para caracterização hidrodinâmica de sistemas alagados construídos. Dentre as principais desvantagens da rodamina WT destacam-se alguns processos de degradação desta substância, a saber: adsorção, fotólise e biodegradação (HEADLEY; KADLEC, 2007; LIN et al., 2003).

A utilização de traçadores salinos muitas vezes não é recomendada, visto que estes, geralmente, estão presentes em concentrações de fundo dos sistemas e no efluente a ser utilizado (RUNKEL, 2015). Apesar de ser um traçador salino, o lítio é bastante utilizado em estudos hidrodinâmicos, isto porque apresenta um baixo custo de aquisição, não sofre degradação e não é comumente encontrado em concentrações de fundo. Contudo, este traçador iônico não é recomendado para avaliação de grandes sistemas devido a elevada massa necessária para a detecção de pico, além disso, pode ser absorvido pelas plantas (HEADLEY; KADLEC, 2007).

A difusão do traçador nos poros do sistema é inversamente proporcional ao peso da substância, esse fenômeno é um problema comum, relatado em diversos trabalhos. A dextrana azul possui uma elevada massa molecular (2×10^6 g/mol), dessa forma, esta substância apresenta baixa difusão. Devido ao alto peso molecular, o traçador vai seguir as principais linhas de fluxo sem se difundir no meio poroso, o que torna a dextrana adequada e confiável para realização de estudos hidrodinâmicos (JIMENEZ et al., 1988; NARDI et al., 1999, RIVERA et al., 2010).

Os resultados obtidos com testes estímulo-resposta dependem da recuperação da massa traçadora (Equação 22). Assim, quanto mais massa for recuperada em comparação com a injetada, melhor será a interpretação dos dados, uma vez que, as substâncias traçadoras estão expostas as interferências do meio em que são inseridas, como perdas por infiltração, adsorção, oxidação, absorção biológica e fotólise. A rodamina WT e o lítio satisfazem as condições de alta

solubilidade, limites aceitáveis de detecção analítica, e baixas concentrações de fundo em ambientes específicos (DIERBERG et al., 2005).

$$M_{rec} (\%) = \frac{\sum(Q_{efl}c_i\Delta t_i)}{M_{adic}} \times 100 \quad (22)$$

Em que,

M_{adic} = massa adicionada no SAC.

Na Tabela 3.1 apresentam-se 43 estudos realizados com traçadores nos últimos dez anos (2009 a 2019). Nesses estudos, foram selecionadas as principais características dos sistemas, por exemplo, os tempos de retenção hidráulica (nominal e real), a massa recuperada, o número de dispersão, número de tanques em série, bem como, outras propriedades dos SACs. Os valores experimentais de d foram obtidos pela equação de Levenspiel (2000) e os valores teóricos pelas equações de von Sperling (2002); Polprasert e Batharai (1983); Agunwamba et al (1992) e Yanez (1993).

Tabela 3.1. Estudos realizados com traçadores entre os anos de 2009 e 2019 em SACs.

	Autores	Traçador	Efluente	Tipo de SAC	Nº SACs	τ (d)	τ_R (d)	Mrec (%)	Levenspiel		L/B	von Sperling	Polprasert	Agunwamba	Yanez
									d	N					
1	Borges et al. 2009	Rodamina WT e Fluoresceína sódica	Água bruta	EHSS	4	3,9 a 5,0	4,5 a 5,0	15%	0,035 a 0,045 e 0,038 a 0,049	-	24	0,042	0,004	0,03	0,041
2	Giraldi et al. 2009	Rodamina WT	Água de torneira	EVSS	1	0,14	0,08	58%	-	-	-	-	-	-	-
3	Sandoval et al. *	Rodamina WT	Esgoto doméstico	EHSS	6	1,39 a 1,48	1,72 a 2,24	61 a 91%	0,05 a 0,16	4 a 11	3	0,333	0,017 a 0,018	0,380 a 0,402	0,312
4	Panuvatvanich et al. 2009	Cloreto de lítio	Água de torneira	EVSS	5	1,17 a 16,96	0,83 a 11,87	83 a 124%	0,118 a 0,20	2,24 a 4,77	1	1,000	0,050 a 0,723	0,163 a 2,366	0,993
5	Ríos et al. 2009	Rodamina WT	Água residual urbana	EHSS	3	1,20	1,72 a 2,24	61 a 91%	0,05 a 0,16	4 a 11	3	0,333	0,019	0,288	0,312
6	Albuquerque et al. 2010	Cloreto de sódio	Água residual sintética	EHSS	1	1,30 a 5,70	2,18 a 10,87	22 a 68%	0,025 a 0,2	8 a 13	2,4	0,421	0,093	0,268	0,392
7	Keefe et al. 2010	Brometo de sódio	Água residual (lama)	EHSS	1	3,50	3,27	85%	0,25	2,7	3,8	0,263	0,041	148,348	0,248
8	Kusin et al. 2010	Brometo de sódio	Água residual de mina	EHSS	4	0,28	0,26	84%	0,149	3,9	-	-	-	-	-
9	Passepot et al. 2010	Sulforrodamina B	Água de drenagem agrícola	EHSS	3	3,17	2,77	87%	-	2,7	5 e 14	0,070 a 1,0	0,048 a 0,517	0,255 a 76,483	0,068 a 0,933
10	Short et al. 2010	Rodamina WT	Esgoto doméstico	EHSS	3	0,89	0,82	-	0,51	-	1,8	0,553	0,011	0,178	0,515

Continua

Tabela 3.1. Estudos realizados com traçadores entre os anos de 2009 e 2019 em SACs.

Autores	Traçador	Efluente	Tipo de SAC	Nº SACs	τ (d)	τ_R (d)	Mrec (%)	Levenspiel		L/B	von Sperling	Polprasert	Agunwamba	Yanez
								d	N					
11 Cota et al. 2011	Cloreto de sódio	Água torneira	EVSS	3	-	0,03 a 0,06	-	-	0,27 a 0,68	3	0,333	-	-	0,312
12 Villaseñor et al. 2011	Brometo de sódio	Esgoto doméstico sintético	EHSS	5	-	-	-	0,14 a 0,31	1,6 a 3,5	3,8	0,26	-	-	0,245
13 Bodin et al. 2012	Cloreto de lítio	Vinhaça	EHSS	8	3,08 a 12,3	2,29 a 10,62	16 a 85%	-	1,5 a 3,4	7	0,14	-	-	-
14 Chang et al. 2012	Rodamina WT	Esgoto doméstico	EASS	1	12,50	7,10	91%	-	1,0 a 4,23	2	0,498	0,138	2,492	0,463
15 Costa et al. 2013	Bromo	Esgoto doméstico	EHSS	2	1,10	1,30 a 1,43	-	0,079 a 0,084	6,5 a 6,87	8	0,124	0,008	0,100	0,120
16 Holcová et al. 2013	Fluoresceína e óxido de deutério	-	EHSS	2	7,92	8,08 e 8,00	-	-	-	0,8	1,294	1,398	178,88	1,429
17 Guimarães 2013	Cloreto de sódio	Esgoto doméstico	EHSS	1	2,40	2,73	69%	0,02	25,5	1,5	0,667	0,091	0,493	0,625
18 Paoli e von Sperling 2013	Bromo	Esgoto doméstico	EHSS	2	1,47	1,30 e 1,43	-	0,079 a 0,084	6,5 a 6,9	8,3	0,120	0,009	0,148	0,115
19 Pedescoll et al. 2013	Brometo	Água residuária	EHS,EHMF e EHSS	8	0,94 a 2,87	1,23 a 2,96	51 a 84%	0,10 a 0,62	-	1,6	0,615	0,291 a 0,891	0,001	0,574
20 Ranieri et al. 2013	Brometo	Água bruta	EHSS	3	-	-	-	0,034 a 0,040	-	1,7	0,600	-	-	0,559

Tabela 3.1. Estudos realizados com traçadores entre os anos de 2009 e 2019 em SACs.

Autores	Traçador	Efluente	Tipo de SAC	Nº SACs	τ (d)	τ_R (d)	Mrec (%)	Levenspiel		L/B	von Sperling	Polprasert	Agunwamba	Yanez
								d	N					
21 Seeger et al. 2013	Fluoresceína	Água sub. contaminada	EHSS	3	3,05	4,60	80%	0,04 a 0,11	4,6 a 11,3	4,5	0,22	0,038	0,188	0,208
22 Boog et al. 2014	Fluoresceína	Esgoto doméstico	EVSS	2	3,54 a 3,55	2,69 a 2,78	52 a 66%	-	-	-	-	-	-	-
23 Hua et al. 2014	Cloreto de sódio	Água residual sintética	EVSS	6	0,45	0,25 e 0,22	95%	-	-	-	-	-	-	-
24 Barreto et al. 2015	Cloreto de sódio	Esgoto doméstico	EHSS	2	0,02	0,01	-	-	1 a 2	8,3	0,12	0	0,002	0,115
25 Dittrich et al. 2015	Cloreto de lítio	Água de laticínio	EHSB	1	0,06 a 0,10	0,08 a 0,17	100%	-	-	-	-	-	-	-
26 Laurent et al. 2015	Uranina e Sulforrodamina B	Esgoto doméstico	EHS	1	0,58 e 0,64	0,09 e 0,12	86 a 93%	0,77 e 1,11	1,5 e 1,3	22,7	0,044	0,001	0,020 a 0,022	0,043
27 Matos et al. 2015	Cloreto de sódio	Esgoto doméstico	EHSS	2	1,64 e 1,41	1,38 e 1,06	49 e 66%	0,14 a 0,32	2 a 4	8,3	0,12	0,007 a 0,008	0,159 a 0,180	0,115
28 Postila et al. 2015	Iodeto de potássio	Água bruta	EHSS	2	3,00	2,50	50%	-	-	-	-	-	-	-
29 Aiello et al. 2016	Cloreto de sódio	Água residual municipal	EHSS	3	2,83 a 3,21	2,25 a 3,17	71 a 88%	-	-	1,9	0,511 a 0,524	0,160 a 0,282	21,532 a 57,030	0,475 a 0,487
30 Liu et al. 2016	Rodamina WT	Esgoto doméstico	EHS	1	-	-	-	0,667	14 a 20	3,1	0,325	-	-	0,304

Continua

Tabela 3.1. Estudos realizados com traçadores entre os anos de 2009 e 2019 em SACs.

Autores	Traçador	Efluente	Tipo de SAC	Nº SACs	τ (d)	τ_R (d)	Mrec (%)	Levenspiel		L/B	von Sperling	Polprasert	Agunwamba	Yanez
								d	N					
31 Bois et al. 2017	Rodamina B	Água bruta	EHS	1	4,00	0,62 a 0,83	1 a 12%	0,08 a 0,16	-	-	-	-	-	-
32 Bonner et al. 2017	Rodamina WT e calor	Água torneira	EHSS	1	0,0062	0,0074 e 0,1215	-	0,3	0,96 a 1,42	5,4	0,184	-	-	0,175
33 Bonner et al. 2017	Rodamina WT	Água torneira	EHSS	2	0,18 e 0,19	0,18 e 0,22	100%	0,058 a 0,15	4 a 9	4,7	0,214	0,001	0,009	0,203
34 Nuel et al. 2017	Sulforrodamina B	Água bruta	EHS	1	1,06 a 4,71	0,16 a 1,02	50 a 99%	0,40 a 0,72	1 a 2	-	-	-	-	-
35 Okhravi et al. 2017	Uranina	Esgoto doméstico	EHSS	3	5,18 a 5,32	3,24 a 4,65	> 90%	-	-	6,5	0,154	0,014	2,583 a 2,653	0,147
36 Tang et al. 2017	Brometo	Água pluvial sintética	EHSS	6	0,17	0,15 a 0,16	-	-	1,85 a 3,57	8,3	0,120	0,005	0	0,115
37 Yang et al. 2017	Cloreto de sódio	Água torneira	EVSS	1	0,08 a 0,09	0,05 a 0,07	61 a 99%	-	-	-	-	-	-	-
38 Hua et al. 2018	Cloreto de sódio	Água residual sintética	EVSS	1	0,18	0,09 a 0,12	95%	-	-	-	-	-	-	-
39 Liu et al. 2018	Fluoresceína sódica	Efluente doméstico sintético	EHSS	3	0,52 a 0,54	0,59 a 0,86	87 a 91%	0,08 a 0,16	-	5	0,200	0,036 a 0,037	0	0,19
40 Costa et al. 2019	Cloreto de lítio	Esgoto doméstico	EHSS	3	2,90	4,71 a 7,40	90 a 103%	0,09 a 0,18	2,13 a 4,71	1; 4 e 7,3	0,137 a 1,00	0,022 a 0,577	0,011 a 0,143	0,131 a 0,993

Tabela 3.1. Estudos realizados com traçadores entre os anos de 2009 e 2019 em SACs.

Autores	Traçador	Efluente	Tipo de SAC	Nº SACs	τ (d)	τ_R (d)	Mrec (%)	Levenspiel		L/B	von Sperling	Polprasert	Agunwamba	Yanez
								d	N					
41 Matos et al. 2019	Cloreto de lítio	Esgoto doméstico	EHSS	3	2,8	-	-	0,09 a 0,13	-	1; 4 e 7,3	0,137 a 1,00	0,021 a 0,557	0,011 a 0,138	0,131 a 0,993
42 Guo et al. 2019	Rodamina WT	Água agrícola sintética	EHS	16	0,17 a 0,94	0,50 a 2,75	85%	-	-	1,3	0,783			0,744
43 Miranda et al. 2019	Cloreto de lítio	Água de resfriamento de leite	EHSS	6	2,4 a 3,8	2,7 a 3,4	86 a 108%	0,3 a 0,6	1,2 a 1,7	2,5	0,400	0,030 a 0,047	0,170 a 0,270	0,372

Nota: EHSS: escoamento horizontal subsuperficial, EVSS: escoamento vertical subsuperficial, EASS: escoamento ascendente subsuperficial, EHS: escoamento horizontal superficial, EHMF: escoamento horizontal com macrófitas flutuantes, EHSB: escoamento horizontal subterrâneo.

3.5. DISCUSSÃO

A análise dos trabalhos apresentados na Tabela 3.1 demonstra que 11 traçadores foram utilizados nesses trabalhos, sendo eles: rodamina WT, fluoresceína, cloreto de lítio, cloreto de sódio (NaCl), bromo (brometo), sulforrodamina B, óxido de deutério, uranina, iodeto de potássio, rodamina B e calor. Dentre os 43 artigos revisados, é possível inferir que 26% dos estudos utilizaram a rodamina WT, 21% o cloreto de sódio, 19% o brometo, e 14% empregaram o cloreto de lítio como traçadores. Bodin et al. (2013), verificaram em sua revisão que 30% dos artigos analisados utilizaram o bromo e 25% usavam o lítio, em seus estudos hidrodinâmicos. Esses resultados são superiores aos observados neste estudo, para os mesmos traçadores, isto se deve ao período em que os trabalhos foram selecionados.

Os resultados exibidos na Tabela 3.1 mostram que o maior tempo de retenção hidráulica real (τ_R) para os sistemas foi de 12 dias. A maioria das pesquisas foram realizadas com tempos curtos, sendo cerca de 63% dos estudos com o τ_R abaixo de 3 dias. Outro dado interessante que pode ser observado é a relação entre o tempo de retenção hidráulica nominal e real, aproximadamente 33% dos estudos exibiram o τ_R maior que o τ . O trabalho de Dittrich et al. (2015), está entre as pesquisas que verificaram o $\tau_R > \tau$. De acordo com esses autores esse comportamento é decorrente de fenômenos associados à hidrodinâmica do reator, como mistura, adsorção e dessorção, zonas mortas, curto circuito e dispersão devido a redução da porosidade do leito. A análise de todos esses fatores levou os pesquisadores à conclusão de que o maior τ_R seria devido à porosidade do leito, já que os outros efeitos foram considerados desprezíveis em seu estudo.

Os artigos revisados também fornecem a porcentagem de massa recuperada, segundo Headley e Kadlec (2007), um estudo de rastreamento deve recuperar 80% da massa aplicada para que seja considerado válido. Verifica-se que aproximadamente 54% dos trabalhos (Tabela 3.1) apresentaram bons resultados, com a recuperação de massa acima de 80%, como é o recomendado. Cerca de 28% dos estudos não informaram o percentual de recuperação do traçador.

De acordo com a Tabela 3.1, apenas 7% dos artigos apresentaram baixo grau de dispersão, 33% dos trabalhos foram classificados com dispersão moderada

e aproximadamente 21% exibiram alto grau de dispersão, para o d calculado segundo a metodologia de Levenspiel (2000).

Os artigos utilizaram as equações propostas por Levenspiel (2000), vale ressaltar que o número de dispersão (d), foi calculado neste estudo pela equação de von Sperling (2000), para comparação entre os dados. Sendo assim, o d obtido pela equação de von Sperling (2000), aponta que somente 5% das pesquisas apresentaram baixa dispersão, 35% foram classificados como dispersão moderada e 42% demonstraram alto grau de dispersão. Os resultados demonstraram ainda que 28% dos artigos revisados apresentaram o mesmo grau de dispersão, para a equação proposta por Levenspiel e para a equação desenvolvida por von Sperling (2002).

Entre os trabalhos analisados, em torno de 40% não apresentaram o valor de d , e cerca de 42% não exibiram o valor de N . O valor de N é inversamente proporcional a d , para condições ideais de escoamento o d tende a zero, enquanto N ao infinito (LEVENSPIEL, 2000). Observa-se na Tabela 3.2 essa relação, o maior valor de N mostrado foi de 25,5 que se relacionou a d de 0,02.

O número de publicações referentes a estudos hidrodinâmicos vem crescendo com o passar do tempo, apesar disso, verifica-se na Figura 3.1 que o maior número de trabalhos encontra-se nos anos de 2013 e 2017. Essa estimativa diz respeito apenas aos estudos selecionados nesta revisão, supõe-se que mais pesquisas estarão disponíveis até o final do ano de 2019.

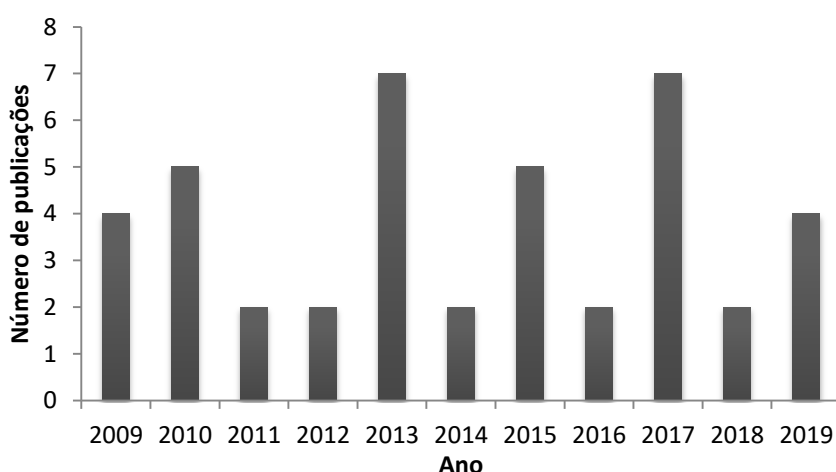


Figura 3.1. Número de publicações referentes a estudos hidrodinâmicos em SACs entre 2009 a 2019.

3.6. Sumário e sugestões para estudos futuros

O presente estudo reúne informações necessárias para a realização de um estudo hidrodinâmico. A literatura baseada em fontes robustas sobre o estudo de SACs foi consultada para obtenção de equações e métodos que são fundamentais para a compreensão da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos.

Os índices hidrodinâmicos e os modelos de dispersão, que dizem respeito à eficiência hidráulica dos reatores, foram abordados de forma sistêmica. A proposta de normalização da curva DTR foi apresentada para os dois métodos disponíveis na literatura, quais são, para sistemas com vazão constante proposta por Fogler (1999) e para vazão variável desenvolvida por Werner e Kadlec (1996).

Uma pesquisa bibliográfica foi realizada com intuito de obter as principais características encontradas na condução de estudos hidrodinâmicos em sistemas alagados construídos, no total, 43 artigos publicados entre os anos de 2009 e 2019 foram selecionados.

Esta revisão teve o propósito de facilitar a comparação e discussão de estudos futuros. Sugere-se, que as próximas pesquisas apresentem os parâmetros disponíveis nas Tabelas 3.1, para facilitar a compreensão do estudo em questão.

REFERÊNCIAS

- AIELLO, R. et al. Evaluation of clogging in full-scale subsurface flow constructed wetlands. **Ecological engineering**, v. 95, p. 505-513, 2016.
- ALCOCER, D. J. R.; VALLEJOS, G. G.; CHAMPAGNE, P.. Assessment of the plug flow and dead volume ratios in a sub-surface horizontal-flow packed-bed reactor as a representative model of a sub-surface horizontal constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 40, p. 18-26, 2012.
- ALBUQUERQUE, A.; BANDEIRAS, R. Influence of vegetation in the variation of longitudinal dispersion in Leca-based horizontal subsurface flow beds. In: **Proceedings of the 9th International Conference on Hydroinformatics (HIC 2010)**. p. 7-11. 2010.
- AYLWARD, L. et al. Hydraulic study of a non-steady horizontal sub-surface flow constructed wetland during start-up. **Science of The Total Environment**, v. 646, p. 880-892, 2019.
- BARRETO, A. B. et al. Field application of a planted fixed bed reactor (PFR) for support media and rhizosphere investigation using undisturbed samples from full-scale constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 72, n. 4, p. 553-560, 2015.
- BARCA, C. et al. Modelling hydrodynamics of horizontal flow steel slag filters designed to upgrade phosphorus removal in small wastewater treatment plants. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 349-356, 2018.
- BODIN, H. et al. Influence of residence time analyses on estimates of wetland hydraulics and pollutant removal. **Journal of Hydrology**, v. 501, p. 1-12, 2013.
- BODIN, H.; PERSSON, J. Hydraulic performance of small free water surface constructed wetlands treating sugar factory effluent in western Kenya. **Hydrology Research**, v. 43, n. 4, p. 476-488, 2012.
- BOIS, P. et al. Confirming a plant-mediated “Biological Tide” in an aridland constructed treatment wetland. **Ecosphere**, v. 8, n. 3, p. e01756, 2017.
- BOOG, J. et al. Hydraulic characterization and optimization of total nitrogen removal in an aerated vertical subsurface flow treatment wetland. **Bioresource Technology**, v. 162, p. 166-174, 2014.
- BONNER, R. et al. A comparison of three different residence time distribution modelling methodologies for horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 99-113, 2017a.
- BONNER, R. et al. Heat as a hydraulic tracer for horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Journal of Water Process Engineering**, v. 16, p. 183-192, 2017b.

BORGES, A. C. et al. Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos operando sob condições climáticas tropicais. **Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 2, p. 301-310, 2009.

CHANG, N.; XUAN, Z.; WANIELISTA, M. P. A tracer study for assessing the interactions between hydraulic retention time and transport processes in a wetland system for nutrient removal. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 35, n. 3, p. 399-406, 2012.

COSTA, J. F. 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**, v. 68, n. 7, p. 1495-1502, 2013.

COSTA, R. A. et al. Hydrodynamic behavior of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and operation time. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 1, p. 83-91, 2019.

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**, v. 64, n. 5, p. 1056-1063, 2011.

DIERBERG, F. E.; DEBUSK, T. A. An evaluation of two tracers in surface-flow wetlands: Rhodamine-WT and lithium. **Wetlands**, v. 25, n. 1, p. 8-25, 2005.

DITTRICH, E.; KLINCSIK, M.. Analysis of conservative tracer measurement results using the Frechet distribution at planted horizontal subsurface flow constructed wetlands filled with coarse gravel and showing the effect of clogging processes. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 21, p. 17104-17122, 2015.

FOGLER, H. S. et al. Elements of chemical reaction engineering. 1999. p 744-838.

FIOREZE, M.; MANCUSO, M. A. MODFLOW and MODPATH for hydrodynamic simulation of porous media in horizontal subsurface flow constructed wetlands: A tool for design criteria. **Ecological Engineering**, v. 130, p. 45-52, 2019.

GIRALDI, D. et al. Hydrodynamics of vertical subsurface flow constructed wetlands: tracer tests with rhodamine WT and numerical modelling. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 2, p. 265-273, 2009.

GUIMARÃES, T. M. V. D. A. (2013) Comportamento de filtro plantado horizontal (wetlands construídos) no tratamento de esgoto unifamiliar. 89 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

GUO, C. et al. Improved test to determine design parameters for optimization of free surface flow constructed wetlands. **Bioresource Technology**, v. 280, p. 199-212, 2019.

GUO, C. et al. Tracer study of the hydraulic performance of constructed wetlands planted with three different aquatic plant species. **Ecological Engineering**, v. 102, p. 433-442, 2017.

HAKK, H.; SIKORA, L.; CASEY, F. X. M. Fate of estrone in laboratory-scale constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 111, p. 60-68, 2018.

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

HOLLAND, J. F. et al. Effects of wetland depth and flow rate on residence time distribution characteristics. **Ecological Engineering**, v. 23, n. 3, p. 189-203, 2004.

HOLCOVÁ, V.; ŠÍMA, J.; DUŠEK, J. A comparison of fluorescein and deuterated water as tracers for determination of constructed wetland retention time. **Central European Journal of Chemistry**, v. 11, n. 2, p. 200-204, 2013.

HUA, G. F. et al. Effects of plant roots on the hydraulic performance during the clogging process in mesocosm vertical flow constructed wetlands. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 22, p. 13017-13026, 2014.

HUA, G. et al. Influence of clogging and resting processes on flow patterns in vertical flow constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 1142-1150, 2018.

JENKINS, G. A.; GREENWAY, M. The hydraulic efficiency of fringing versus banded vegetation in constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 25, n. 1, p. 61-72, 2005.

JIMENEZ, B. et al. Dextran blue colorant as a reliable tracer in submerged filters. **Water Research**, v. 22, n. 10, p. 1253-1257, 1988.

KADLEC, R.; KNIGHT, R. Treatment wetlands. Boca Raton, FL. Lewis Publ, 1996. 893 p.

KEEFE, S. H. et al. Influence of hummocks and emergent vegetation on hydraulic performance in a surface flow wastewater treatment wetland. **Water Resources Research**, v. 46, n. 11, 2010.

KUSIN, F. M.; JARVIS, A. P.; GANDY, C. J. Hydraulic residence time and iron removal in a wetland receiving ferruginous mine water over a 4 year period from commissioning. **Water Science and Technology**, v. 62, n. 8, p. 1937-1946, 2010.

LAURENT, J. et al. Systemic models of full-scale Surface Flow Treatment Wetlands: Determination by application of fluorescent tracers. **Chemical Engineering Journal**, v. 264, p. 389-398, 2015.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das Reações Químicas: Cálculo de Reatores**. Editora. Edgard Blucher, São Paulo, 2000. p. 246-275.

LIN, A. Y. C. et al. Comparison of rhodamine WT and bromide in the determination of hydraulic characteristics of constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 20, n. 1, p. 75-88, 2003.

LIU, H. et al. Effects of solids accumulation and plant root on water flow characteristics in horizontal subsurface flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 120, p. 481-486, 2018.

LIU, J. J et al. Variations of effective volume and removal rate under different water levels of constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 652-664, 2016.

MAINE, M. A. et al. Hybrid constructed wetlands for the treatment of wastewater from a fertilizer manufacturing plant: Microcosms and field scale experiments. **Science of The Total Environment**, v. 650, p. 297-302, 2019.

MATAMOROS, V.; RODRÍGUEZ, Y.; BAYONA, J. M. Mitigation of emerging contaminants by full-scale horizontal flow constructed wetlands fed with secondary treated wastewater. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 222-227, 2017.

MATOS, A. T. et al. Influence factors in the adjustment of parameters of the modified first-order kinetics equation used to model constructed wetland systems. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 41, p. e36709, 2019.

MATOS, A. T. et al. Influence of the geometric configuration of unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands in the adjustment of parameters of organic matter decay models. **Journal of Water Process Engineering**, v. 22, p. 123-130, 2018.

MATOS, M. P. et al. Saline tracer use for clogging and hydrodynamic evaluations in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 6, p. 1137-1148, 2015.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment Disposal and Reuse**. McGrawHill, 4ª ed., New York, p.1818, 2003.

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**, v. 31, p. 100871, 2019.

NARDI, I. R.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Influence of the tracer characteristics on hydrodynamic models of packed-bed bioreactors. **Bioprocess Engineering**, v. 21, n. 5, p. 469-476, 1999.

NUEL, M. et al. Seasonal and ageing effects on SFTW hydrodynamics study by full-scale tracer experiments and dynamic time warping algorithms. **Chemical Engineering Journal**, v. 321, p. 86-96, 2017.

IOANNIDOU, V. G.; PEARSON, J. M. Case studies investigating hydraulic parameters in full-scale constructed wetlands. **Eur Water**, v. 58, p. 151-158, 2017.

PANUVATVANICH, A.; KOOTTATEP, T.; KONÉ, D. Hydraulic behaviour of vertical-flow constructed wetland under different operating conditions. **Environmental Technology**, v. 30, n. 10, p. 1031-1040, 2009.

PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 1, n. 2, p. 213-222, 2013.

PASSEPORT, E. et al. Artificial wetland and forest buffer zone: hydraulic and tracer characterization. **Vadose Zone Journal**, v. 9, n. 1, p. 73-84, 2010.

PEDESCOLL, A. et al. Design configurations affecting flow pattern and solids accumulation in horizontal free water and subsurface flow constructed wetlands. **Water Research**, v. 47, n. 3, p. 1448-1458, 2013.

PERSOON, J. The hydraulic performance of ponds of various layouts. **Urban Water**, v. 2, n. 3, p. 243-250, 2000.

PERSOON, J.; SOMES, N.L.G.; WONG, T.H.F. Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. **Water Science and Technology**, Londres, v.40, n.3, p.291-300, 1999.

POSTILA, H. et al. Hydrology and hydraulics of treatment wetlands constructed on drained peatlands. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 232-241, 2015.

RANIERI, E.; GORGOGLIONE, A.; SOLIMENO, A. A comparison between model and experimental hydraulic performances in a pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 60, p. 45-49, 2013.

RENGERS, E. E. et al. Hydraulic performance of a modified constructed wetland system through a CFD-based approach. **Journal of Hydro-Environment Research**, v. 12, p. 91-104, 2016.

RÍOS, D. A. et al. Changes of flow patterns in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in tropical regions. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 2, p. 274-280, 2009.

RIVERA, F. F. et al. Analysis and interpretation of residence time distribution experimental curves in FM01-LC reactor using axial dispersion and plug dispersion exchange models with closed–closed boundary conditions. **Electrochimica Acta**, v. 56, n. 1, p. 361-371, 2010.

RUNKEL, R. L. On the use of rhodamine WT for the characterization of stream hydrodynamics and transient storage. **Water Resources Research**, v. 51, n. 8, p. 6125-6142, 2015.

SANDOVAL-COBO and Peña, submitted for publication SANDOVAL-COBO J. J.; PEÑA M. R. Performance analysis of SSF wetlands in tropical regions based on first-order kinetic models for the removal of organic matter. **Ecological Engineering** submitted for publication.

SASSAKI, R. A.; Distribuição de tempos de retenção em sistemas alimentados com vazão variável. 2005. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

SEEGER, E. M. et al. Performance evaluation of different horizontal subsurface flow wetland types by characterization of flow behavior, mass removal and depth-dependent contaminant load. **Water Research**, v. 47, n. 2, p. 769-780, 2013.

SHORT, M. D.; CROMAR, N. J.; FALLOWFIELD, H. J. Hydrodynamic performance of pilot-scale duckweed, algal-based, rock filter and attached-growth media reactors used for waste stabilisation pond research. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 12, p. 1700-1708, 2010.

TANG, P. et al. Clogging development and hydraulic performance of the horizontal subsurface flow stormwater constructed wetlands: a laboratory study. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 10, p. 9210-9219, 2017.

THACKSTON, E. L.; SHIELDS JR, F. D.; SCHROEDER, P. R. Residence time distributions of shallow basins. **Journal of Environmental Engineering**, v. 113, n. 6, p. 1319-1332, 1987.

VILLASEÑOR, J. et al. Kinetics of domestic wastewater COD removal by subsurface flow constructed wetlands using different plant species in temperate period. **International Journal of Environmental and Analytical Chemistry**, v. 91, n. 7-8, p. 693-707, 2011.

VON SPERLING, M. Lagoas de estabilização. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2002. 196p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v3).

VON SPERLING, M.; PAOLI, A. C. First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 57, p. 205-209, 2013.

VYMAZAL, J.. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, n. 1-3, p. 48-65, 2007.

WAHL, M. D. et al. Quantifying the hydraulic performance of treatment wetlands using the moment index. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 12, p. 1691-1699, 2010.

WU, S. et al. Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: challenges, operational strategies and overall performance. **Environmental Pollution**, v. 201, p. 107-120, 2015.

WU, S. et al. Sanitation in constructed wetlands: a review on the removal of human pathogens and fecal indicators. **Science of the total Environment**, v. 541, p. 8-22, 2016.

WERNER, T.M.; KADLEC, R. H. Application of residence time distributions to storm water treatment systems. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v.7, n.3, p.213-234, 1996.

YANG, M. et al. Effects of clogging on hydraulic behavior in a vertical-flow constructed wetland system: A modelling approach. **Ecological Engineering**, v. 109, p. 41-47, 2017.

4. LÍTIO, DEXTRANA E RODAMINA NA AVALIAÇÃO DA HIDRODINÂMICA DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS

4.1. INTRODUÇÃO

A gestão inadequada dos recursos hídricos está entre os problemas mais preocupantes do mundo (LISTOSZ, et al., 2018), a escassez hídrica, a contaminação das águas e o crescente aumento da população são reflexos dessa constante degradação do meio aquático (WU et al., 2015). Dessa forma, as alternativas para utilização de águas residuárias são de grande importância econômica e ambiental, pois diminuem a demanda por água limpa e ainda evitam a contaminação das fontes.

Os sistemas existentes para tratamento de efluentes disponíveis atualmente são onerosos e de difícil operação, além disso, alguns deles são inacessíveis para comunidades rurais (LISTOSZ, et al., 2018). Os SACs são uma opção de engenharia projetados para o tratamento de águas residuárias (SEMERARO et al., 2015), que vêm sendo empregado há alguns anos (VYMAZAL, 2011). O mecanismo de depuração da água inclui uma série de processos naturais, resultantes da interação da vegetação, substrato e microorganismos (VYMAZAL, et al., 2015).

A eficiência de sistemas alagados construídos está relacionada à hidrodinâmica dos mesmos (YANG et al., 2017). Os parâmetros hidráulicos considerados mais importantes são volume do leito, a taxa de carregamento hidráulico e o tempo de retenção hidráulica. O uso de traçadores se tornou uma ferramenta apropriada para avaliação do desempenho hidráulico e da eficiência de remoção de poluentes (HEADLEY e KADLEC, 2007), visto que, esses testes fornecem parâmetros importantes como condutividade hidráulica, porosidade, curto-circuito e volume efetivo do sistema (OKHRAVI et al., 2017).

O tempo de retenção hidráulica é um parâmetro fundamental para avaliar o desempenho de SACs (GUO et al., 2017), por meio dele é possível obter diversas variáveis hidráulicas e compreender os modelos de escoamento do sistema e suas eficiências teóricas. O comportamento da água no reator é classificado de acordo com sua trajetória, podendo ser escoamento pistonado e mistura completa. No escoamento pistonado não há dispersão, o líquido flui uniformemente da entrada até a saída do SAC, já na condição de mistura completa ocorre à homogeneização do fluido em todo o sistema (LIU et al., 2016). Esses modelos são considerados ideais,

na prática é impossível alcançar esse tipo de escoamento, devido às diversas interferências no regime hidráulico (HAKK et al., 2018; RENGERS et al., 2016).

Segundo Paoli et al. (2013), em caso de desvio de idealidade, outros dois modelos podem ser utilizados, sendo eles o reator de tanques em série e o reator de escoamento disperso. Dessa forma, este estudo teve como objetivo avaliar o comportamento hidrodinâmico de SACs (plantados e não plantado), por meio da injeção de três traçadores, e a partir desses resultados comparar as metodologias de normalização, determinar os índices hidrodinâmicos, bem como o grau de dispersão dos sistemas por meio dos modelos uniparamétricos de escoamento tanques de mistura completa em série e escoamento disperso.

4.2. MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1. Sistema de tratamento

O experimento foi conduzido em casa de vegetação localizada na Área Experimental de Armazenamento e Processamento de Produtos Agrícolas, pertencente ao Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, Minas Gerais, Brasil. A pesquisa foi desenvolvida em três SACs, construídos em escala piloto com formato retangular, fabricados com material resistente em polietileno de alta densidade (PEAD). O sistema apresentava as seguintes dimensões, 0,60 m de altura, 0,5 m de largura e 2,0 m de comprimento (Figura 4.1). Esses recipientes foram preenchidos com brita “número zero”, sendo o diâmetro $D_{60} = 7,0$ mm, coeficiente $D_{60}/D_{10} = 1,6$ e o índice de vazios de $0,484 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. O preenchimento se deu até a altura de 0,25 m, o nível da água foi mantido a 0,05 m abaixo da superfície do material suporte.

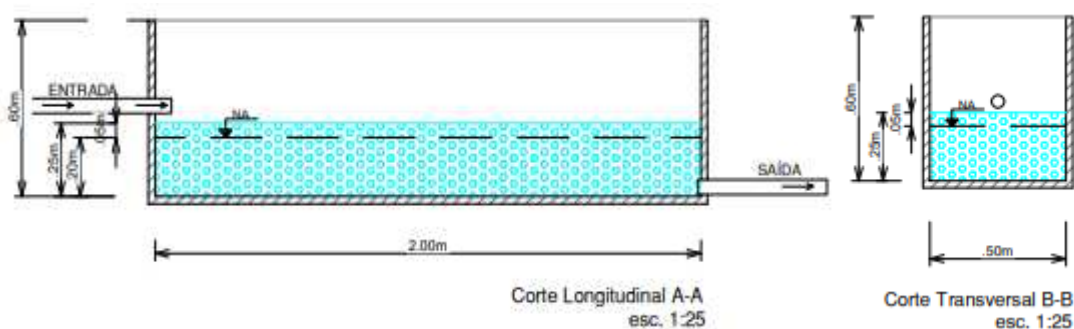


Figura 4.1. Diagrama esquemático dos sistemas alagados construídos.

Os SACs foram alimentados com água proveniente de uma das represas do ribeirão São Bartolomeu, localizada na UFV. A água de abastecimento foi armazenada em uma caixa de 1000 L, de onde era aplicada no sistema por meio de bombas dosadoras Concept Plus – Prominent (Figura 4.2b). As bombas operavam com uma vazão de $96,7 \text{ L d}^{-1}$, e os SACs possuíam um τ de 1 dia. A saída das bombas era conectada em um sistema de “T” invertido, formado por um tubo de PVC (25mm) perfurado, disposto na superfície de cada SAC, para que a distribuição do líquido fosse uniforme (Figura 4.2b). Essa tubulação em forma de “T”, também foi acoplada internamente no final do sistema para a captação do efluente. Os leitos continham ainda um tubo e um joelho para o controle da altura do líquido, e um recipiente para coletar o volume drenado para que este pudesse ser determinado (Figura 4.2c). Para avaliar a interferência da vegetação na hidrodinâmica dos SACs foram plantadas 20 mudas de aguapé (*Eichhornia crassipes*) a 5 cm de profundidade na brita em dois sistemas (SAC₁ e SAC₂), enquanto que um leito permaneceu sem vegetação (SAC₃). O aguapé, apesar de ser uma macrófita flutuante, foi testado com sucesso por Mello et al. (2019) e Lima et al. (2018), em SACs de escoamento subsuperficial. A espécie apresenta resistência a condição de alagamento, disponibilidade em diversas regiões, com uma taxa de reprodução expressiva.

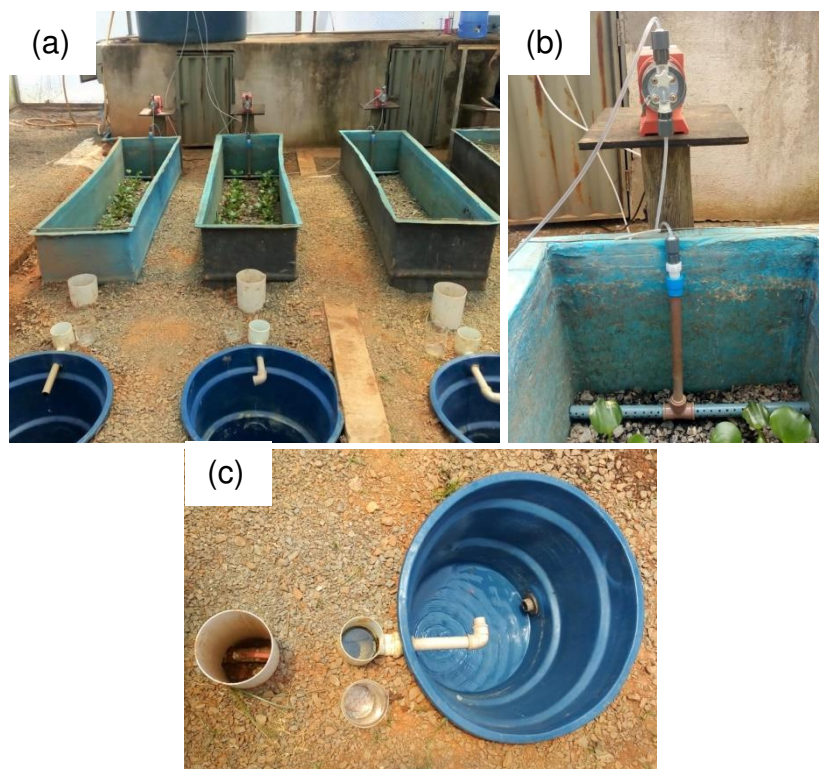


Figura 4.2. Sistemas alagados construídos, da esquerda para a direita SAC1, SAC2 e SAC3 (a). Detalhes: bomba dosadora e sistema de distribuição de afluente (b) e reservatório de coleta do efluente (c).

4.2.2. Estudo hidrodinâmico

O estudo hidrodinâmico foi realizado com três traçadores, cloreto de lítio, dextrana azul e rodamina WT. A injeção destes traçadores nos três sistemas foi realizada em forma de pulsos de acordo com o método de Headley e Kadlec (2007). Os três traçadores foram diluídos separadamente e depois misturados, o volume aplicado (0,895 L) foi pequeno, se comparado ao volume de líquido residente nas unidades. A quantidade de massa dos traçadores rodamina WT e dextrana azul adicionada aos SACs foi baseada na pesquisa desenvolvida por Nardi et al., (1999). O cálculo foi feito por meio da ponderação do volume útil do sistema com a concentração de entrada dos traçadores. Já a massa de cloreto de lítio 57,7 g (9,45 g de Li^+) adicionada nos SACs foi estabelecida com base no trabalho desenvolvido por Costa (2016), seguindo a mesma linha de cálculos. Os valores da massa e a concentração dos traçadores adicionadas no presente trabalho podem ser visualizadas na Tabela 4.1. As diferentes concentrações de entrada justificam-se devido às técnicas de leitura de cada traçador, como por exemplo, a rodamina WT,

que é lida na ordem de ppb (requer uma menor quantidade), e ao custo de aquisição de cada substância.

Tabela 4.1. Concentração de entrada dos traçadores nos SACs.

Traçador	Massa adicionada (mg)	Concentração de entrada (mg/L)
Rodamina WT	10,0	35,0
Dextrana azul	475,0	1.730,0
Lítio	9.438,0	27.300,0

A concentração resposta esperada pelos traçadores foi calculada com base na Equação 1 (COSTA, 2016). Para o cálculo, foram levados em consideração fatores como o limite de detecção do equipamento e o pico de máxima concentração obtida nos trabalhos citados anteriormente.

$$C = \frac{M}{V_u} \quad (1)$$

Em que,

C = concentração de pico (mg.L⁻¹);

M = massa de traçador a ser adicionada (mg);

V_u = volume útil do reator (L).

A amostragem iniciou-se antes da aplicação dos traçadores para obtenção da concentração *background* que foi considerada zero para o lítio, devido a não detecção da substância no sistema, e, respectivamente, 0,7 mg L⁻¹ e 3 µg L⁻¹ para a dextrana e rodamina. Os traçadores foram inseridos nos SACs por meio de uma solução, preparada com a massa previamente calculada, em um curto período de tempo, de aproximadamente cinco minutos.

A solução foi inserida manualmente para assegurar que a injeção dos traçadores fosse a mais próxima possível de um sinal de entrada, na forma de pulso ideal. Após a aplicação dos traçadores foram coletadas amostras simples, de forma manual no final dos SACs e armazenadas em frascos de vidro opacos. O intervalo entre as amostragens foi inferior a 0,10 τ (de duas em duas horas), como sugerido por Headley e Kadlec (2007) durante 3 dias. Após esse período a amostragem foi realizada com outros intervalos, apresentados abaixo e perdurou até o 12º dia para a dextrana e até 18º dia para a rodamina e o lítio, para garantir saída completa de todo traçador.

As coletas foram realizadas com frequência amostral, sendo:

- ✓ 1º ao 3º dia de coleta: amostragem de 2 em 2 horas;
- ✓ 4º dia: amostragem de 4 em 4 horas;
- ✓ 5º ao 7º dia: amostragem de 8 em 8 horas;
- ✓ 7º ao 13º dia: amostragem de 12 em 12 horas;
- ✓ 14º ao 18º dia: amostragem a cada 24 horas.

As concentrações dos traçadores foram obtidas por meio das leituras das amostras por técnicas específicas. A rodamina foi obtida de forma online, por meio de fluorescência em uma *Sonda multiparâmetros-MS5 (Hidrolab®)*. A quantificação de dextrana azul foi realizada em um Espectrofotômetro DR6000 (Hach®) em cubeta de leitura de 50 mm de caminho ótico. O lítio foi estimado em um Fotômetro de chama (Cônego®). Durante o período de realização do experimento também foram monitorados os parâmetros pH e temperatura do líquido, umidade relativa e temperatura do ar.

Para realização do estudo hidrodinâmico foram utilizadas metodologias consolidadas como a descrita por Levenspiel (2000) para obtenção dos seguintes parâmetros: tempos de retenção hidráulica nominal e real (τ e τ_R), massa de traçador recuperada, número de dispersão (d) e número de tanques em série (N). A normalização das curvas respostas foi realizada por meio dos métodos propostos por Fogler (1999) para vazão constante $E(\theta)$ e Werner e Kadlec (1996) para vazão variável $E(\Phi)$. Dos dois métodos extraíram-se os momentos experimentais. Os índices hidráulicos como curto-circuito (θ_{10}), índice de momento (IM) e Índice de Dispersão de Morril (IDM) foram calculados de acordo com o recomendado por Rengers et al. (2016), Wahl et al. (2010) e Morril et al. (1932), respectivamente.

4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1. Estudo hidrodinâmico

A taxa de recuperação do traçador indica a confiabilidade dos índices hidráulicos calculados a partir da curva resposta (SEEGER et al., 2013). A massa recuperada da rodamina WT e do lítio foi maior que 80% nos sistemas avaliados (Tabela 4.2), indicando que esses testes foram considerados aceitáveis para condução de estudo hidrodinâmico (HEADLEY E KADLEC, 2007).

Por outro lado, a taxa de recuperação da dextrana azul foi superior a 200% nos sistemas, invalidando os dados com este traçador. É provável que as altas taxas

de recuperação da dextrana azul tenham sido verificadas por riscos na cubeta ou presença de sólidos na amostra, em que o feixe de luz do espectro é desviado e a leitura da absorbância é alterada, deturpando os resultados (BONNER et al., 2017). Estes ruídos são mais perceptíveis em ensaios com baixas concentrações, o que pode ter distorcido os resultados obtidos nas leituras, e conseqüentemente na confiabilidade dos índices hidráulicos com uso deste traçador.

Tabela 4.2. Porcentagens de recuperação e tempos de retenção (nominal e real).

	Massa recuperada (%)			τ (d)	τ_R (d)		
	Rodamina WT	Lítio	Dextrana Azul		Rodamina WT	Lítio	Dextrana Azul
SAC ₁	114	97	284	1	6	2	6
SAC ₂	101	96	246	1	5	2	6
SAC ₃	105	83	224	1	7	3	7

τ = tempo de retenção hidráulica nominal, τ_R = tempo de retenção hidráulica real, SAC₁ e SAC₂ sistemas plantados, e SAC₃ sem vegetação.

O tempo de retenção hidráulica real (τ_R) foi maior que o tempo de retenção hidráulica nominal (τ) nos SACs avaliados com os três traçadores, como demonstrado na Tabela 4.2. O sistema sem vegetação (SAC₃) apresentou maiores valores do τ_R , quando comparados com os outros dois sistemas cultivados (SAC₁ e SAC₂), sugerindo retroalimentação ou menor número de curtos circuitos em relação aos demais.

Bonner et al. (2017a) observaram pequena diferença entre os valores de τ_R em sistemas não plantados (0,22 d) quando comparados com sistemas plantados (0,18 d), utilizando a rodamina WT como traçador, e a atribuíram a menor porosidade do leito no SAC plantado pela presença das raízes das plantas nos vazios do sistema. Além disso, estes autores observaram aumento de 7% no τ_R no método de aplicação do traçador por pulso quando comparado ao resultado obtido na aplicação por degrau.

Paoli e von Sperling (2013) obtiveram valores semelhantes entre o τ_R (de 1,30 e 1,43 d⁻¹) e o τ de 1,47 d⁻¹ em dois SACs plantado e não plantado, respectivamente. Os autores justificaram o τ_R ligeiramente menor no sistema plantado devido à presença de caminhos preferenciais no SAC causados pelo preenchimento do meio pelo sistema radicular.

Costa et al. (2019) atribuíram os maiores valores de τ_R (de 4,71 a 7,4 d) em comparação ao valor de τ de 2,9 d em três diferentes configurações de SACs não

plantados ao fenômeno de recirculação interna e ao efeito de cauda, provocado pelo aprisionamento do traçador em zonas mortas do sistema. Este mesmo comportamento foi observado por Guo et al. (2017) e Okhravi et al. (2017).

A evapotranspiração é outro fator que contribui para aumento do tempo de retenção real em comparação com o tempo de retenção nominal (CHAZARENC et al., 2003; CHAZARENC et al., 2010; HEADLEY et al., 2012), uma vez que as perdas de água aumentam a concentração do traçador na saída do sistema. Além disso, a vazão utilizada no cálculo de τ será maior que a presente no SAC.

4.3.2. Comparação entre as metodologias de normalização

Os momentos experimentais calculados de acordo com as metodologias de normalização para sistemas com vazão constante proposta por Fogler (1999) e para vazão variável desenvolvida por Werner e Kadlec (1996) são apresentados na Tabela 4.3. Segundo Holland et al. (2004), o momento zero (M_0^*) é equivalente à massa do traçador recuperada, o primeiro momento (M_1^*) ao centróide da curva da DTR, quando M_0 for igual a 1,0, e o segundo momento (M_2^*) representa a variância da curva da DTR. Para o escoamento pistonado, M_2^* será igual a zero e M_1^* igual a 1,0, caracterizando um sistema sem zonas mortas.

Tabela 4.3. Momentos experimentais para as metodologias de normalização para sistemas operados com vazão variável e vazão constante.

SAC	Traçador	Vazão constante E (θ)			Vazão variável E (Φ)		
		M_0^*	M_1^*	M_2^*	M_0^*	M_1^*	M_2^*
1	Rodamina WT	1,19	1,16	0,32	1,00	1,00	0,27
	Lítio	1,19	1,25	0,45	1,00	1,00	0,27
	Dextrana azul	1,16	1,12	0,16	1,00	1,00	0,12
2	Rodamina WT	1,22	1,21	0,35	1,00	1,00	0,27
	Lítio	1,16	1,21	0,42	1,00	1,00	0,27
	Dextrana azul	1,14	1,12	0,21	1,00	1,00	0,17
3	Rodamina WT	1,15	1,12	0,19	1,00	1,00	0,16
	Lítio	1,19	1,24	0,37	1,00	1,00	0,25
	Dextrana azul	1,16	1,07	0,14	1,00	1,00	0,13

Como pode ser observado na Tabela 4.3, os resultados obtidos para vazão constante demonstraram desvio de idealidade, com valores dos momentos M_0^* e M_1^*

diferentes de 1,0. Para a vazão variável os três momentos experimentais atenderam aos critérios estabelecidos por Holland et al. (2004).

Xavier et al. (2017) observaram grande variação entre o escoamento pistonado e o de mistura completa com valores de M_2^* acima de zero (0,448 a 1,122).

Aylward et al. (2019) verificaram que os DTRs calculados pela vazão constante foram significativamente diferentes, enquanto que os mesmos DTRs calculados usando o método para vazões variáveis eram semelhantes entre si.

As curvas propostas pelas duas metodologias de normalização ($E\theta$ e $E\Phi$) e a curva de concentração vs tempo (C-pulso), sem aplicação do método de normalização, são apresentadas nas Figuras 4.3, 4.4 e 4.5 para a rodamina WT, lítio e dextrana azul, respectivamente.

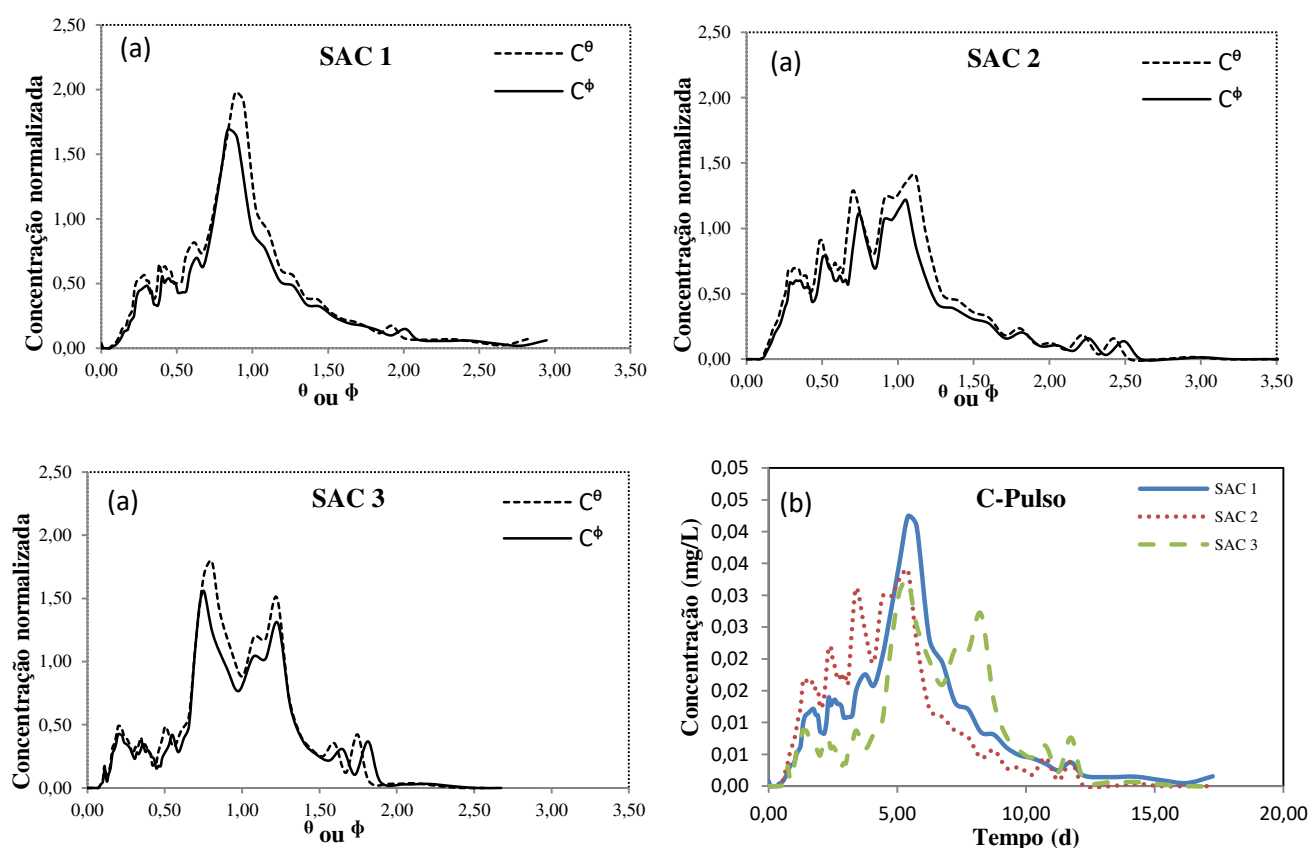


Figura 4.3. Comparação entre os perfis de saída para as funções C^θ e C^ϕ vs o tempo normalizado ou o volume ponderado (a) e concentração vs tempo (b) para a rodamina WT.

As curvas são plotadas para verificar a existência de alguma diferença entre as metodologias de normalização. Geralmente, as curvas resultantes do método da vazão variável (C^ϕ) apresentam desvio para a esquerda em comparação com as

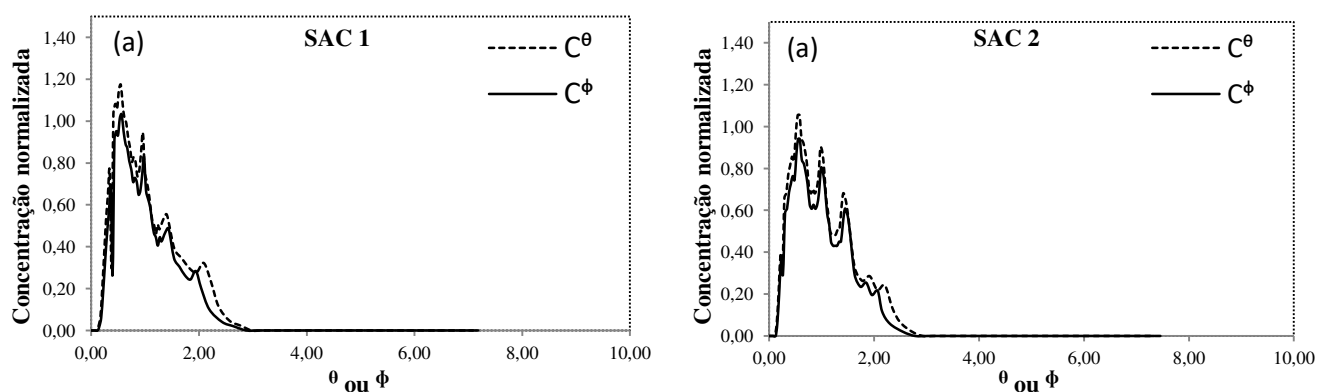
curvas oriundas da vazão constante (C^θ). Aylward et al. (2019) verificaram este deslocamento devido à correção pela vazão utilizando uranina como traçador.

Na Figura 4.3 observa-se leve desvio da curva C^ϕ em relação à curva C^θ . Contudo como essa diferença é pequena, supõe-se que as vazões não tiveram grande variação, considerando a verificação periódica da vazão afluyente dos sistemas e as pequenas perdas por evapotranspiração. Assim, as metodologias de normalização demonstraram que as variações na vazão não influenciaram a hidrodinâmica dos sistemas em estudo.

Holland et al. (2004) observaram que o tempo de retenção hidráulica era vulnerável às alterações na profundidade da água, mas não era significativamente sensível à variação da vazão. Os autores constataram ainda que a normalização proposta por Werner e Kadlec (1996), deve se adequar melhor para vazões sem grandes oscilações, como demonstrado na Tabela 4.3 para este estudo.

Na Figura 4.3(b), nota-se que o pico de máxima concentração da rodamina WT ocorreu aproximadamente no 5º dia para os sistemas pela curva C-pulso, com concentração máxima detectável de $0,04 \text{ mg L}^{-1}$ para o SAC₁ e $0,03$ para os SACs 2 e 3. Nesta figura é possível ainda verificar o fenômeno de cauda, resultante da difusão do traçador e do seu aprisionamento em zonas mortas do sistema. Esse fenômeno faz com que o traçador seja liberado de forma lenta na saída do SAC, e já foi reportado por alguns autores (BARCA et al., 2018; COSTA et al., 2019; GUO et al., 2017a).

Na Figura 4.4 é apresentada comparação entre os perfis de saída para as funções C^θ e C^ϕ versus o tempo normalizado ou o volume ponderado e a concentração versus o tempo para o lítio.



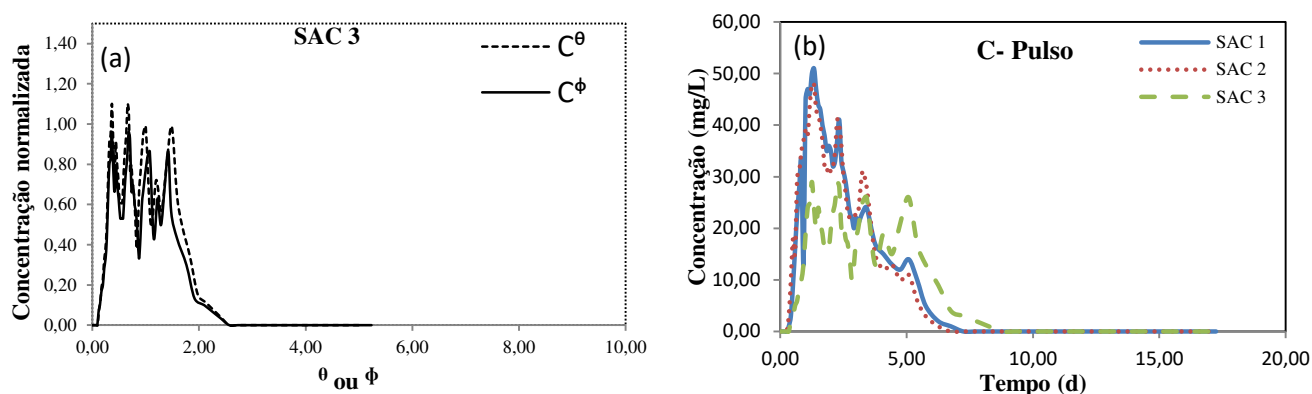


Figura 4.4. Comparação entre os perfis de saída para as funções C^θ e C^ϕ vs o tempo normalizado ou o volume ponderado (a) e concentração vs tempo (b) para o lítio.

Na Figura 4.4(a) verifica-se que o comportamento das curvas diferiram entre os sistemas, apresentando diversos picos, principalmente para o controle (SAC_3). Esta diferença foi mais sutil entre os leitos plantados (SAC_1 e SAC_2).

Comportamento semelhante ao deste estudo foi observado por Costa et al. (2019) em SACs não plantados, com curvas caracterizadas por grandes oscilações. Os autores atribuíram este comportamento ao escoamento com recirculação interna, representado pela lenta mobilidade do lítio como traçador (LiCl).

Apesar das oscilações nas curvas resposta dos três traçadores empregados, o lítio melhor representou as condições hidrodinâmicas dos sistemas, o que pode ser observado na Figura 4.4(b). O tempo de pico foi próximo ao tempo de retenção nominal, de aproximadamente 1,0 d para os sistemas, indicando ocorrência insignificante de zonas mortas. As concentrações máximas detectáveis de lítio foram de 51, 48 e 29 mg L^{-1} para os SACs 1, 2 e 3, respectivamente, refletindo a boa recuperação da massa do traçador de 80 a 100%.

Na Figura 4.5 é apresentada a comparação entre os perfis de saída para as funções C^θ e C^ϕ versus o tempo normalizado ou o volume ponderado e a concentração versus o tempo para a dextrana azul.

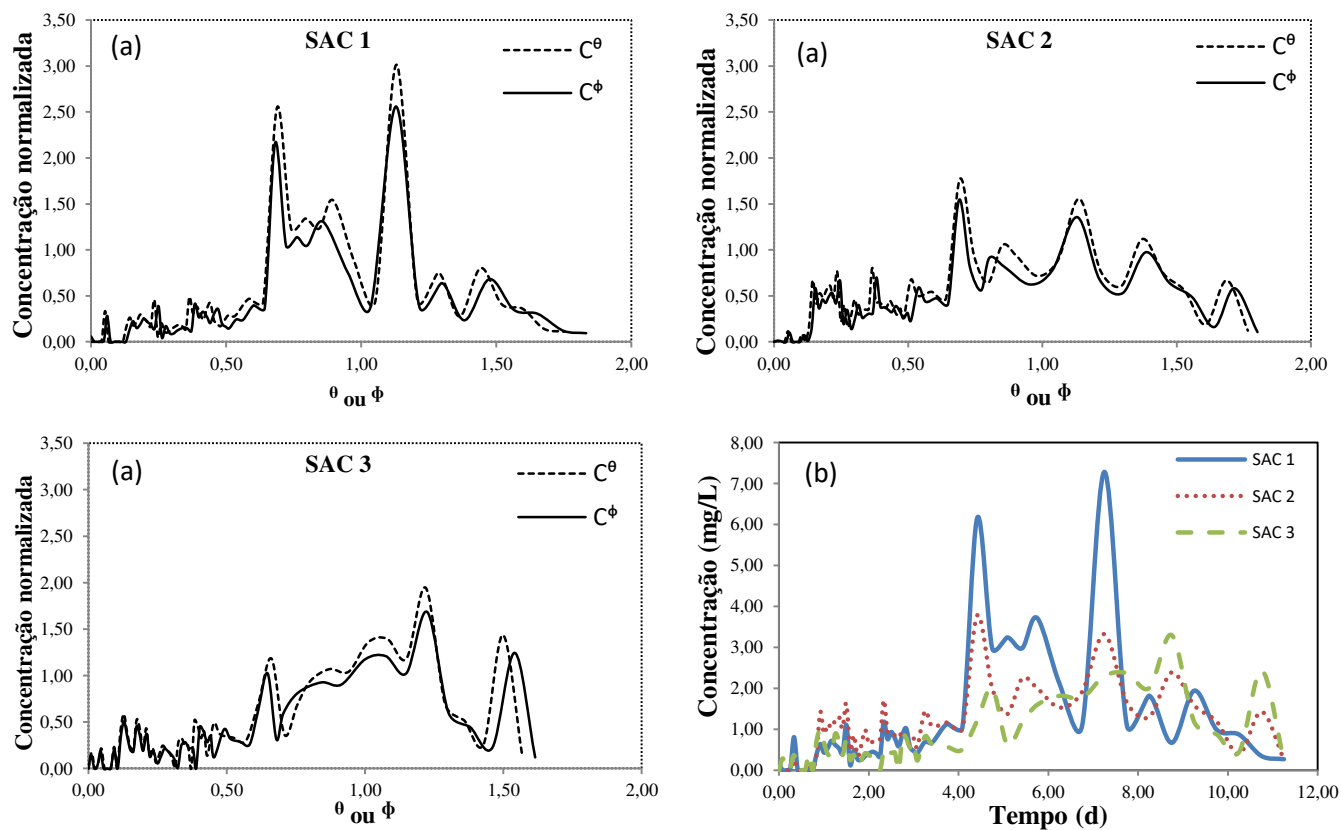


Figura 4.5. Comparação entre os perfis de saída para as funções C^θ e C^ϕ vs o tempo normalizado ou o volume ponderado (a) e concentração vs tempo (b) para a dextrana.

A dextrana azul apresentou comportamento oscilatório, com presença de vários picos (Figura 4.5a). Segundo Aylward et al. (2019), os picos de concentração de saída amplos e arredondados indicam dispersão no escoamento, e o efeito de cauda somado à presença de vários picos de concentração de traçador caracterizam zonas mortas e estagnação.

O tempo de pico foi verificado em aproximadamente 7, 4 e 8 dias para os SACs 1, 2 e 3, respectivamente, como mostrado na Figura 4,5(b). A concentração de pico do SAC₁ ($7,28 \text{ mg L}^{-1}$) atingiu valor acima do esperado conforme a Equação 1 ($4,9 \text{ mg L}^{-1}$) que está de acordo com a elevada massa recuperada ($> 200\%$). Nos SACs 2 e 3, as concentrações de pico foram de $3,78$ e $3,30 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente.

Como a análise da dextrana azul foi exposta a ruídos, supõe-se que as variações nas curvas resposta são decorrentes dessas interferências. E as comparações são dificultadas pois poucos estudos tem sido reportados na literatura com utilização deste traçador. Nardi et al. (1999) obtiveram melhores ajustes dos modelos teóricos aos dados experimentais com a dextrana azul, em comparação com os demais traçadores, incluindo a rodamina WT, em um reator anaeróbio de

bancada. Este traçador foi considerado mais adequado para ensaios em reatores heterogêneos pelos autores. Contudo, ressalta-se que a pesquisa desenvolvida por Nardi et al. (1999) foi realizada em ambiente controlado e em escala de bancada.

4.3.3. Índices hidrodinâmicos

Guo et al. (2017a) avaliaram diferentes índices hidráulicos e a relação existente entre eles, e concluíram que o índice de curto-circuito θ_{10} , o índice de momento (IM) e Índice de Dispersão de Morril (IDM) foram considerados os mais adequados para descrever o comportamento hidrodinâmico em SACs. Com isso, a partir das curvas da DTR foi possível obter estes índices para vazão constante E (θ) e para a vazão variável E (Φ), conforme apresentado na Tabela 4.4.

Tabela 4.4. Índices hidrodinâmicos calculados para os três traçadores considerando a vazão constante e a vazão variável.

SAC	Traçador	Vazão constante E (θ)			Vazão variável E (Φ)		
		θ_{10}	IM	IDM	θ_{10}	IM	IDM
1	Rodamina WT	1,33	0,80	4,88	1,33	0,81	4,85
	Lítio	0,78	1,14	3,68	0,78	1,11	3,68
	Dextrana azul	1,32	0,74	5,48	1,32	0,76	5,48
2	Rodamina WT	1,19	0,95	4,25	1,19	0,94	4,25
	Lítio	0,70	1,11	4,04	0,70	1,09	4,04
	Dextrana azul	1,07	0,84	7,09	1,07	0,85	7,09
3	Rodamina WT	1,27	0,78	5,96	1,27	0,79	5,96
	Lítio	0,94	1,15	4,55	0,94	1,11	4,55
	Dextrana azul	1,04	0,83	7,91	1,04	0,85	7,91

A presença de curtos-circuitos hidráulicos nos sistemas é avaliada pelo índice θ_{10} , que corresponde à razão entre o tempo em que 10% do traçador percorre o leito e o tempo de retenção hidráulica nominal. De acordo com Yang et al. (2017), o valor de θ_{10} será 1,0 para um sistema de escoamento pistonado. Estes autores obtiveram θ_{10} com valor entre 0,036 a 0,054, e constataram evidente efeito de curtos-circuitos, além da presença de zonas mortas em seu sistema. Na Tabela 4.4 é possível verificar que θ_{10} foi superior a 1,0 para a rodamina WT e dextrana azul, e inferior a 1,0 para o lítio (0,70 a 0,94), indicando baixo grau de curtos-circuitos nos sistemas, como verificado por Aylward et al. (2019).

Os resultados obtidos com índice de momento (IM) sugerem boa eficiência hidráulica nos sistemas, assim como os obtidos por Aylward et al. (2019) de 0,88 a 0,89. Guo et al. (2017a) obtiveram o índice de momento variando entre 0,63 e 0,74, ou seja, valores inferiores aos obtidos neste estudo.

De acordo com Ghane et al. (2019), o Índice de Dispersão de Morril deve estar na faixa de $1,0 < IDM \leq 2,0$ para escoamento pistonado. Neste estudo o Índice de Dispersão de Morril variou de 3,68 a 7,91, indicando mistura nos sistemas. Guo et al. (2017a) e Aylward et al. (2019) também verificaram mistura em seus SACs, com valores do IDM variando de 2,60 a 3,85 e 2,4, respectivamente.

Não foram verificadas diferenças entre os índices hidráulicos calculados para a vazão constante e para a vazão variável, o que está de acordo com as curvas apresentadas nas Figuras 4.3, 4.4 e 4.5. Porém ainda é necessário desenvolver equações para avaliar os sistemas com vazão variável, para que essa comparação seja mais adequada, já que em grande parte dos índices existentes é considerada vazão constante.

4.3.4. Efeito do grau de dispersão no SACs

O modelo de dispersão e o modelo de tanques de mistura completa em série foram utilizados para avaliar o desvio de idealidade dos sistemas. Os valores de d e N (Tabela 4.5) foram calculados de acordo com a metodologia reportada por Levenspiel (2000). A condição de contorno de vaso fechado-fechado foi escolhida por ser a mais representativa para SACs de escoamento horizontal subsuperficial (GARCIA et al., 2004; KADLEC e WALLACE 2008). Segundo Levenspiel (2000), o modelo de dispersão de pequena intensidade só deve ser aplicado respeitando a premissa de $d < 0,010$, e por esta razão não foi empregado neste estudo.

Tabela 4.5. Número de dispersão (d) e número de tanques em série (N) para os SACs.

SAC	Traçador	d	N
1	Rodamina WT	0,144	4,04
	Lítio	0,194	3,19
	Dextrana azul	0,065	8,37
2	Rodamina WT	0,143	3,95
	Lítio	0,195	3,28
	Dextrana	0,096	5,90
3	Rodamina WT	0,083	6,69
	Lítio	0,151	3,82
	Dextrana azul	0,066	8,04

Os sistemas apresentaram dispersão moderada de acordo com a classificação de Metcalf e Eddy (2003) para valores na faixa de $0,050 \leq d \leq 0,250$. A relação entre d e N é inversamente proporcional, sendo que para escoamento ideal d tende a zero, e N tendo ao infinito (LEVENSPIEL, 2000; PERSSON, 2000). Os resultados obtidos neste estudo corroboram com os obtidos por Paoli e von Sperling et al. (2013), no qual os valores de d foram 0,084 e 0,079, e de N 6,50 e 6,87 para unidade plantada (UP) e não plantada (UNP), respectivamente, indicando dispersão moderada.

Bonner et al. (2017) verificaram resultados semelhantes em UP (d 0,15 e N 4) quando comparadas com UNP (d 0,058 e N 9). Matos et al. (2015), também observaram menor dispersão na UNP, constatando que sistemas plantados apresentam escoamento mais turbulento. Estes autores obtiveram valores de d 0,32 e 0,14 e N 2 e 4, para UP e UNP, respectivamente, sendo o regime de escoamento classificado como alta dispersão, condizentes com os resultados obtidos por Laurent et al. (2015).

Por outro lado, Seeger et al. (2013) apresentaram resultados contrários aos observados nas pesquisas citadas anteriormente, com menor dispersão na UP (d 0,04 a 0,11 e N 4,6 a 11,3), e tendência ao escoamento pistonado na UP.

Costa et al. (2019) verificaram valores de d variando de 0,09 a 0,18 em três SACs não plantados com diferentes configurações. Esses autores utilizaram a condição aberto-fechada para o cálculo de d, pois a forma de aplicação do traçador se adequava melhor a esta condição, e classificaram seus sistemas na faixa de dispersão moderada. Os autores obtiveram resultados de N de 2,13 a 4,71, sendo os valores maiores para os SACs com maior relação comprimento/largura (L/W). De

acordo com Matos et al. (2018), quanto maior a relação L/W , menor será o grau de dispersão no sistemas, uma vez que as condições hidrodinâmicas estarão próximas ao escoamento pistonado.

Guimarães (2013) obteve valores de d e N iguais a 0,02 e 25,5 em um SAC, indicando que o sistema operava em regime pistonado (*plug flow*), e relação L/W de 1,5, considerada baixa em comparação à deste estudo (L/W 4,0). Contudo, o autor salientou que além da relação L/W , a dispersão também está associada à granulometria do meio filtrante e à carga hidráulica do sistema, similarmente ao reportado por Garcia et al. (2004).

4.4. CONCLUSÃO

✓ Os estudos com os traçadores foram considerados válidos de acordo com a alta taxa de recuperação da massa, exceto com a dextrana azul, na qual foram observadas distorções dos resultados nas análises laboratoriais.

✓ O sistema sem vegetação apresentou maiores valores de tempo de retenção hidráulica real quando comparado aos sistemas alagados cultivados.

✓ As metodologias de normalização revelaram pequena diferença entre as curvas de vazão constante e variável, e portanto o uso de um ou outro método não influenciou no estudo hidrodinâmico para o caso estudado.

✓ Os índices hidráulicos revelaram baixo grau de curtos-circuitos, boa eficiência hidráulica e mistura nos sistemas.

✓ Quanto ao grau de dispersão, foi observada dispersão moderada nos sistemas avaliados em conformidade com os resultados obtidos pelos índices hidráulicos.

REFERÊNCIAS

- AYLWARD, L. et al. Hydraulic study of a non-steady horizontal sub-surface flow constructed wetland during start-up. **Science of The Total Environment**, v. 646, p. 880-892, 2019.
- BARCA, C. et al. Modelling hydrodynamics of horizontal flow steel slag filters designed to upgrade phosphorus removal in small wastewater treatment plants. **Journal of environmental management**, v. 206, p. 349-356, 2018.
- BONNER, R. et al. A comparison of three different residence time distribution modelling methodologies for horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 99-113, 2017.
- CHAZARENC, F.; BRISSON, J.; MERLIN, G. Seasonal and spatial changes of microorganism communities in constructed wetlands: a community level physiological profiling analysis. **International Journal of Chemical Engineering**, v. 2010, 2010.
- CHAZARENC, F.; MERLIN, G.; GONTHIER, Y. Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 21, n. 2-3, p. 165-173, 2003.
- COSTA, R. A. et al. Hydrodynamic behavior of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and operation time. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 1, p. 83-91, 2019.
- COSTA, R. A. Fatores associados aos parâmetros ajustados na equação de cinética de primeira ordem modificada utilizada em sistemas alagados construídos. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- FOGLER, H. Scott et al. Elements of chemical reaction engineering. 1999. p 744-838.
- GARCÍA, Joan et al. Hydraulic behaviour of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and granular medium size. **Ecological Engineering**, v. 23, n. 3, p. 177-187, 2004.
- GUIMARÃES, T.M.V.D.A. (2013) Comportamento de filtro plantado horizontal (wetlands construídos) no tratamento de esgoto unifamiliar. 89 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- GUO, Changqiang et al. Tracer study of the hydraulic performance of constructed wetlands planted with three different aquatic plant species. **Ecological Engineering**, v. 102, p. 433-442, 2017a.

GUO, Changqiang et al. Test study of the optimal design for hydraulic performance and treatment performance of free water surface flow constructed wetland. **Bioresource technology**, v. 238, p. 461-471, 2017b.

HAKK, Heldur; SIKORA, Lawrence; CASEY, Francis XM. Fate of estrone in laboratory-scale constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 111, p. 60-68, 2018.

HEADLEY, Thomas R. et al. Evapotranspiration from subsurface horizontal flow wetlands planted with *Phragmites australis* in sub-tropical Australia. **Water research**, v. 46, n. 2, p. 345-354, 2012.

HEADLEY, Thomas R.; KADLEC, Robert H. Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide. **Ecohydrology & hydrobiology**, v. 7, n. 3-4, p. 269-282, 2007.

HOLLAND, Jeff F. et al. Effects of wetland depth and flow rate on residence time distribution characteristics. **Ecological Engineering**, v. 23, n. 3, p. 189-203, 2004.

HUA, Guofen et al. Influence of clogging and resting processes on flow patterns in vertical flow constructed wetlands. **Science of The Total Environment**, v. 621, p. 1142-1150, 2018.

KADLEC, R.H .; WALLACE, S. (2008) **Treatment wetlands**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press. 1046 p.

LAURENT, J. et al. Systemic models of full-scale Surface Flow Treatment Wetlands: Determination by application of fluorescent tracers. **Chemical Engineering Journal**, v. 264, p. 389-398, 2015.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das Reações Químicas: Cálculo de Reatores**. Editora. Edgard Blucher, São Paulo, 2000. p. 246-275.

LIMA, M. X. et al. Performance of different substrates in constructed wetlands planted with *E. crassipes* treating low-strength sewage under subtropical conditions. **Science of The Total Environment**, v. 630, p. 1365-1373, 2018.

LIU, J. J. et al. Variations of effective volume and removal rate under different water levels of constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 652-664, 2016.

LISTOSZ, A. et al. Productivity and chemical properties of *Salix viminalis* in a horizontal subsurface flow constructed wetland during long-term operation. **Ecological engineering**, v. 122, p. 76-83, 2018.

MAGALHAES FILHO, F. J. C.; DA SILVA, J. B.; PAULO, P. L. Hidrodinâmica de um wetland construído combinado com um sistema por evapotranspiração como pré-tratamento. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 1, n. 2, p. 276-285, 2013.

MATOS, A. T. et al. Influence of the geometric configuration of unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands in the adjustment of parameters of organic matter decay models. **Journal of water process engineering**, v. 22, p. 123-130, 2018.

MATOS, M. P. et al. Saline tracer use for clogging and hydrodynamic evaluations in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 6, p. 1137-1148, 2015.

MELLO, D. et al. Nutrient and organic matter removal from low strength sewage treated with constructed wetlands. **Environmental technology**, v. 40, n. 1, p. 11-18, 2019.

METCALF & EDDY, Inc. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. 4th ed. **New York: McGraw-Hill, Inc.**, 1819p., 2003.

NARDI, I. R.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Influence of the tracer characteristics on hydrodynamic models of packed-bed bioreactors. **Bioprocess Engineering**, v. 21, n. 5, p. 469-476, 1999.

OKHRAVI, S.; ESLAMIAN, S.; FATHIANPOUR, N. Assessing the effects of flow distribution on the internal hydraulic behavior of a constructed horizontal subsurface flow wetland using a numerical model and a tracer study. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 17, n. 4, p. 264-273, 2017.

PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 1, n. 2, p. 213-222, 2013.

PERSSON, J.; SOMES, N. L. G.; WONG, T. H. F. Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. **Water science and technology**, v. 40, n. 3, p. 291-300, 1999.

PERSSON, J. The hydraulic performance of ponds of various layouts. **Urban Water**, v. 2, n. 3, p. 243-250, 2000.

RENGERS, E. E. et al. Hydraulic performance of a modified constructed wetland system through a CFD-based approach. **Journal of Hydro-Environment Research**, v. 12, p. 91-104, 2016.

SEEGER, E. M. et al. Performance evaluation of different horizontal subsurface flow wetland types by characterization of flow behavior, mass removal and depth-dependent contaminant load. **Water research**, v. 47, n. 2, p. 769-780, 2013.

SEMERARO, T. et al. A constructed treatment wetland as an opportunity to enhance biodiversity and ecosystem services. **Ecological Engineering**, v. 82, p. 517-526, 2015.

THACKSTON, E. L.; SHIELDS JR, F. D.; SCHROEDER, P. R. Residence time distributions of shallow basins. **Journal of Environmental Engineering**, v. 113, n. 6, p. 1319-1332, 1987.

VYMAZAL, J.; BŘEZINOVÁ, T. The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: a review. **Environment international**, v. 75, p. 11-20, 2015.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 1, p. 61-69, 2011.

WERNER, T. M.; KADLEC, R. H. Application of residence time distributions to stormwater treatment systems. **Ecological Engineering**, v. 7, n. 3, p. 213-234, 1996.

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

XAVIER, M. L. M.; JANZEN, J. G. Effects of inlet momentum and orientation on the hydraulic performance of water storage tanks. **Applied Water Science**, v. 7, n. 5, p. 2545-2557, 2017.

YANG, M. et al. Effects of clogging on hydraulic behavior in a vertical-flow constructed wetland system: A modelling approach. **Ecological engineering**, v. 109, p. 41-47, 2017.

5. CONCLUSÃO GERAL

✓ O presente estudo reúne informações necessárias para a realização de um estudo hidrodinâmico. A literatura baseada em fontes robustas sobre o estudo de SACs foi consultada para obtenção de equações e métodos que são fundamentais para a compreensão da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos.

✓ Uma pesquisa bibliográfica foi realizada com intuito de obter as principais características encontradas na condução de estudos hidrodinâmicos em sistemas alagados construídos, no total, 43 artigos publicados entre os anos de 2009 e 2019 foram selecionados.

✓ Os estudos com os traçadores foram considerados válidos de acordo com a alta taxa de recuperação da massa, exceto com a dextrana azul, na qual foram observadas distorções dos resultados nas análises laboratoriais.

✓ O sistema sem vegetação apresentou maiores valores de tempo de retenção hidráulica real quando comparado aos sistemas alagados cultivados.

✓ As metodologias de normalização revelaram pequena diferença entre as curvas de vazão constante e variável, e portanto, o uso de um ou outro método não influenciou no estudo hidrodinâmico para o caso estudado.

✓ Os índices hidráulicos revelaram baixo grau de curtos-circuitos, boa eficiência hidráulica e mistura nos sistemas.

✓ Quanto ao grau de dispersão, foi observada dispersão moderada nos sistemas avaliados em conformidade com os resultados obtidos pelos índices hidráulicos.

✓ Para estudos futuros, recomenda-se a análise do tecido vegetal das espécies cultivadas nos sistemas, a fim de quantificar possível absorção de traçador pelas plantas.

✓ Sugere-se ainda a filtração das amostras antes da mensuração do traçador.