

RENAN DE ALMEIDA COSTA

**FATORES ASSOCIADOS AOS PARÂMETROS AJUSTADOS NA
EQUAÇÃO DE CINÉTICA DE PRIMEIRA ORDEM MODIFICADA
UTILIZADA EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS**

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*.

**VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2016**

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

T

C837f
2016
Costa, Renan de Almeida, 1986-
Fatores associados aos parâmetros ajustados na equação de cinética de primeira ordem modificada utilizada em sistemas alagados construídos / Renan de Almeida Costa. – Viçosa, MG, 2016.

xvii, 111f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Antônio Teixeira de Matos.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 101-111.

1. Águas residuais - Purificação. 2. Hidráulica.
3. Hidrodinâmica. 4. Instalações hidráulicas e sanitárias.
5. Drenagem. 6. Fluidos. I. Universidade Federal de Viçosa.
Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de
Pós-graduação em Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 628.162

RENAN DE ALMEIDA COSTA

**FATORES ASSOCIADOS AOS PARÂMETROS AJUSTADOS
NA EQUAÇÃO DE CINÉTICA DE PRIMEIRA ORDEM
MODIFICADA UTILIZADA EM SISTEMAS ALAGADOS
CONSTRUÍDOS**

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: 12 de fevereiro de 2016.

Mateus Pimentel de Matos
(Coorientador)

Ana Augusta Passos Rezende

Antonio Teixeira de Matos
(Orientador)

*À Deus,
À minha família nuclear, Geraldo, Rosana e Fabrícia
À minha família de Viçosa Dezinho, Cida e Danúbia,
À família concedida, Daniela e o neném que se prepara para chegar.*

*Pelo apoio em todos os momentos,
Dedico e ofereço este trabalho.*

AGRADECIMENTOS

À Deus, por sua presença constante em minha vida e pela força concedida.

À minha família pelo amor, carinho e força durante todo o decorrer do mestrado.

À minha família de Viçosa, Cida, Dezinho e Danúbia, por me acolherem como filho, e me darem o suporte necessário.

À minha esposa companheira de todo os momentos e luz de minha vida, que sempre acreditou no meu potencial.

Ao meu filho(a) que está sendo gerado e desde já é motivo de alegria em minha vida.

À Universidade Federal de Viçosa e Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realização desse trabalho.

Ao professor Antonio Teixeira de Matos, pela orientação, confiança e conhecimentos transmitidos.

Aos professores Marcos von Sperling, Mateus Matos e Alisson Borges pelas considerações que tanto incrementaram este trabalho.

À todos os integrantes do Grupo de Pesquisa em Qualidade Ambiental (GPQA) pelo apoio e amizade.

Aos funcionários Simão, Délio e Gilberto, pela prontidão em me auxiliar sempre que necessário.

CONTEÚDO

LISTA DE FIGURAS	vi
LISTA DE TABELAS.....	ix
LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS.....	xii
RESUMO.....	xiv
ABSTRACT	xvi
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVO	5
2.1 Objetivo geral	5
2.2 Objetivos específicos	5
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	6
3.1 Sistemas alagados construídos	7
3.2 Dimensionamento de SACs-EHSS	10
3.2.1 Relação área <i>per capita</i>	10
3.2.2 Taxas de carregamento	11
3.2.3 Modelos cinéticos.....	12
3.3 Estudo da hidrodinâmica de reatores.....	19
3.3.1 Distribuição dos tempos de residência	21
3.3.2 Indicadores de desempenho hidrodinâmico	22
3.3.3 Modelos hidrodinâmicos.....	24
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	29
4.1 Caracterização das condições experimentais	29
4.2 Sistema de tratamento.....	30
4.3 Condução do experimento.....	34
4.4 Monitoramento e avaliação do sistema.....	34
4.5 Estudo hidrodinâmico	37
5 RESULTADO E DISCUSSÃO	40
5.1 Estudo hidrodinâmico	40
5.2 Condições ambientais e operacionais do sistema.....	49
5.3 <i>pH</i> e condutividade elétrica.....	51
5.4 Remoção de matéria orgânica nos SACs	55
5.5 Relação <i>DQO/DBO</i>	67
5.6 Cinética de decaimento da matéria orgânica	71

5.7	Estudo de correlação entre o número de dispersão “ d ” e o parâmetro n da equação de Brasil.	86
6	CONCLUSÃO	99
	BIBLIOGRAFIA.....	101

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Decréscimo no valor do coeficiente de decaimento (k_B) em relação ao TDH , para diferentes valores de n 18
- Figura 2 – Imagem aérea do local em que foi instalado o experimento, com detalhe das principais instalações. 29
- Figura 3 – Croqui do sistema. a) representação em planta contendo detalhes das dimensões e posicionamento dos pontos de coleta de amostras, sendo um desses, detalhado em corte e exibido em destaque. b) representação em corte longitudinal AA' com detalhes do sistema hidráulico de aplicação do afluente e drenagem do efluente. c) esboço da tubulação de distribuição e coleta de amostras da água residuária. 32
- Figura 4 – Montagem dos SACs-EHSS e detalhe das principais estruturas. a) sistema de distribuição do afluente. b) sistema interno de captação do efluente. c) peneiramento da brita para remoção do particulado fino. d) disposição dos pontos de coleta ao longo do comprimento no SAC1. e) vista do sistema, com detalhe da caixa d'água de 1000 L onde o afluente era armazenado. f) vista de cima dos três SACs-EHSS, da esquerda para direita SAC1, SAC3 e SAC2. g) parte externa do tubo de distribuição onde foi acoplada a saída da bomba..... 33
- Figura 5 – Amostras do ES coletado nos SACs-EHSS. Da direita para esquerda: SAC1, SAC2 e SAC3. As amostras foram ordenadas segundo o ponto em que foram coletadas, sendo a da extremidade esquerda afluente e a da extremidade direita efluente..... 35
- Figura 6 – Curvas C_{pulso} obtidas por meio do estudo com traçador, sendo as da esquerda pertencentes ao Ensaio 1 e as da direita ao Ensaio 2. As curvas “a” e “b” exibem o resultado para o SAC1, as curvas “c” e “d” para o SAC2 e as curvas “e” e “f” para o SAC3. Destacam-se, ainda, duas retas verticais, vermelha indicando TDH_n (tempo de detenção nominal ou teórico) e verde indicando TDH_r (tempo de detenção real)..... 42
- Figura 7 - Temperatura do afluente e do efluente de cada SAC-EHSS e temperatura do ar no interior da casa-de-vegetação, no horário da coleta. . 49
- Figura 8 – Curvas de decaimento da concentração de matéria orgânica, em termos de DQO e DQO solúvel, do esgoto sanitário ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, desconsiderando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação. 62
- Figura 9 – Curvas de decaimento da concentração de matéria orgânica, em termos de DQO e DQO solúvel, do esgoto sanitário ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, considerando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação. 63

Figura 10 – Curvas de decaimento da matéria orgânica em termos de <i>DBO</i> e <i>DBO</i> solúvel, ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, desconsiderando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.....	64
Figura 11 – Curvas de decaimento da matéria orgânica em termos de <i>DBO</i> e <i>DBO</i> solúvel, ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, considerando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.....	65
Figura 12 – Relação <i>DQO/DBO</i> no esgoto sanitário em tratamento nos SACs-EHSS, em termos de <i>DQO</i> e <i>DBO</i> bruta e solúvel, desconsiderando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.....	68
Figura 13 – Relação <i>DQO/DBO</i> no esgoto sanitário em tratamento nos SACs-EHSS, em termos de <i>DQO</i> e <i>DBO</i> bruta e solúvel, considerando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.....	69
Figura 14 – Curva de decaimento da <i>DQO</i> bruta e solúvel ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, desconsiderando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.	72
Figura 15 – Curva de decaimento da <i>DQO</i> bruta e solúvel ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, considerando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.	73
Figura 16 – Curva de decaimento da <i>DBO</i> bruta e solúvel ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, desconsiderando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.	74
Figura 17 – Curva de decaimento da <i>DBO</i> bruta e solúvel ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, considerando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.	75
Figura 18 – Regressão linear entre os valores de d e $\ln(n)$, sendo n obtido nas equações ajustadas aos dados não corrigidos, no que se referem às perdas por evaporação.	89
Figura 19 - Regressão linear entre os valores de d e $\ln(n)$, sendo n obtido nas equações ajustadas aos dados corrigidos, no que se referem às perdas por evaporação.....	90
Figura 20 - Gráfico de dispersão entre os valores de variação de C/C_0 no primeiro quinto do comprimento ($\Delta(C/C_0)_1$) e n obtido nas equações ajustadas aos dados não corrigidos, no que se referem às perdas hídricas por evaporação, juntamente com a equação linear ajustada.	96

Figura 21 - Gráfico de dispersão entre os valores de variação de C/C_0 do no primeiro quinto do comprimento ($\Delta(C/C_0)_1$) e n obtido nas equações ajustadas aos dados corrigidos, no que se referem às perdas hídricas por evaporação, juntamente com a equação linear ajustada.97

Figura 22 – Regressão linear entre os pares ordenados n e $\Delta(C/C_0)_1$ obtidos em três estudos cinéticos: Brasil et al. (2007), Chagas et al. (2011) e no presente trabalho.....98

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Faixa de valores extremos da relação área <i>per capita</i> em SACs-EHSS tratando diferentes águas residuárias, provenientes de estudos brasileiros até o ano de 2011.....	11
Tabela 2 – Classificação do grau de dispersão.....	25
Tabela 3 – Características médias do esgoto sanitário.....	30
Tabela 4 – Características construtivas e operacionais dos SACs-EHSS....	31
Tabela 5- Características hidrodinâmicas dos SAC1, SAC2 e SAC3, <i>n</i> os ensaios 1 e 2.	43
Tabela 6 - Número de dispersão (<i>d</i>) segundo três condições de contorno e número de tanques em série (<i>N</i>) dos SAC1, SAC2 e SAC3.	46
Tabela 7 - Valores médios de vazão efluente do sistema juntamente com o desvio padrão das amostras.....	50
Tabela 8 – Valores médios e desvio padrão de pH obtidos no afluente, efluente e pontos intermediários dos SACs-EHSS.....	51
Tabela 9 – Valores médios e desvio padrão de condutividade elétrica obtidos no afluente, efluente e em amostras coletadas em posições intermediárias, desconsiderando-se as correções, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.....	53
Tabela 10 – Valores médios e desvio padrão de condutividade elétrica obtidos no afluente, efluente e em amostras coletadas em posições intermediárias, corrigidos no que se referem às perdas hídricas por evaporação.....	54
Tabela 11– Concentrações médias e desvio-padrão de <i>DQO</i> e <i>DBO</i> bruta e solúvel no afluente e efluente de cada um dos SACs-EHSS, além das respectivas eficiências na remoção média e desvio-padrão, desconsiderando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.....	56
Tabela 12– Concentrações médias e desvio-padrão de <i>DQO</i> e <i>DBO</i> bruta e solúvel no afluente e efluente de cada um dos SACs-EHSS, além das respectivas eficiências na remoção média e desvio-padrão, considerando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação. nos SACs-EHSS.	57
Tabela 13 – Comparação das médias de eficiência entre os SACs 1, 2 e 3 para cada uma das variáveis analisadas, não corrigidas e corrigidas, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.	58

Tabela 14 – Análise estatística entre os dados de eficiência de remoção de cada variável antes e após a correção, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.....	59
Tabela 15 - Valores do parâmetro n da equação de decaimento proposta por Brasil et al. (2007) ajustada aos dados de DQO e DBO das frações bruta e solúvel, desconsiderando-se as correções, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.	78
Tabela 16 - Valores do parâmetro n da equação de decaimento proposta por Brasil et al. (2007) ajustada aos dados de DQO e DBO das frações bruta e solúvel, considerando-se as correções, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.....	78
Tabela 17 – Parâmetros dos modelos ajustados aos dados não corrigidos, no que se referem às perdas hídricas por evaporação, e seus respectivos coeficientes de determinação.	81
Tabela 18 – Parâmetros dos modelos ajustados aos dados corrigidos, no que se referem às perdas hídricas por evaporação, e seus respectivos coeficientes de determinação.	82
Tabela 19 - Correlação entre os valores do número de dispersão (d) e o parâmetro n da equação de decaimento proposta por Brasil et al. (2007) ajustada aos dados não corrigidos, no que se referem às perdas hídricas por evaporação em SACs-EHSS de diferentes configurações geométricas.....	86
Tabela 20 - Correlação entre os valores do número de dispersão (d) e o parâmetro n da equação de decaimento proposta por Brasil et al. (2007) ajustada aos dados corrigidos, no que se referem às perdas por evaporação, em SACs-EHSS de diferentes configurações geométricas.	87
Tabela 21 - Tabela comparativa entre as relações $C/C_0 \times TDH_n$ e $C/C_0 \times TDH_r$ e os respectivos valores de k , n e R^2 , obtidos por meio do ajuste da equação de Brasil et al. (2007) aos dados não corrigidos, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.	93
Tabela 22 - Tabela comparativa entre as relações $C/C_0 \times TDH_n$ e $C/C_0 \times TDH_r$ e os respectivos valores de k , n e R^2 , obtidos por meio do ajuste da equação de Brasil et al. (2007) aos dados corrigidos, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.....	94
Tabela 23 - Valores de variação da relação C/C_0 obtidos no primeiro setor dos SACs-EHSS e os respectivos n obtidos no ajuste da equação proposta por Brasil et al. (2007) aos dados não corrigidos, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.....	95

Tabela 24 - Valores de variação da relação C/C_0 obtidos no primeiro setor dos SACs-EHSS e os respectivos n obtidos nas equação proposta por Brasil et al. (2007), ajustada aos dados corrigidos no que se referem às perdas hídricas por evaporação.	96
--	----

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

λ	Eficiência hidráulica
$\Delta(C/C_0)_1$	Variação de C/C_0 do no primeiro quinto do comprimento
<i>AR</i>	Água residuária
<i>ARD</i>	Água residuária doméstica
<i>ARL</i>	Água residuária de laticínio
<i>ARS</i>	Água residuária de suinocultura
C^*	Concentração residual
C_0	Concentração inicial
C_e	Concentração do efluente
<i>CE</i>	Condutividade elétrica
<i>d</i>	Número de dispersão
<i>DBO</i>	Demanda bioquímica de oxigênio
<i>DQO</i>	Demanda química de oxigênio
<i>ES</i>	Esgoto sanitário
e_v	Eficiência volumétrica
<i>h</i>	Profundidade do nível d'água
<i>IDM</i>	Índice de Morril
k_0	Coeficiente de decaimento de primeira ordem
$k_{0(20)}$	Coeficiente de decaimento de primeira ordem à temperatura de 20 °C
$k_{0(T)}$	Coeficiente de decaimento de primeira ordem à temperatura T
k_B	Coeficiente de decaimento do modelo de Brasil
k_{Ret}	Coeficiente de decaimento do modelo de retardamento
k_{LC}	Coeficiente de decaimento do modelo de Laber e Cooper
k_{KK}	Coeficiente de decaimento do modelo $k-C^*$
k_{KKs}	Coeficiente de decaimento superficial do modelo $k-C^*$
k_{KKv}	Coeficiente de decaimento volumétrica do modelo $k-C^*$
<i>M</i>	Massa de traçador
<i>n</i>	Parâmetro de potência do tempo de detenção hidráulica da equação de Brasil et al. (2007)
<i>N</i>	Número de tanques em série
<i>Q</i>	Vazão
<i>SAC</i>	Sistema alagado construído
<i>SAC1</i>	Sistema alagado construído quadrado, $L/B = 1,0$
<i>SAC2</i>	Sistema alagado construído retangular intermediário, $L/B = 4,0$
<i>SAC3</i>	Sistema alagado construído mais alongado, $L/B = 7,3$
<i>SAC-EHSS</i>	Sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial
<i>T</i>	Temperatura

t_{10}	Tempo em que 10% da massa do traçador deixa a unidade
t_{90}	Tempo em que 90% da massa do traçador deixa a unidade
t_{in}	tempo em que o traçador é detectado pela primeira vez na saída
TAS	Taxa de aplicação superficial
TAT	Taxa de aplicação na seção transversal de escoamento
TAV	Taxa de aplicação volumétrica
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TDH_n	Tempo de detenção hidráulica nominal (teórico)
t_p	Tempo da concentração de pico
TDH_r	Tempo de detenção hidráulica real
V	Volume total
V_n	Volume útil
ε	Porosidade do meio suporte
σ^2	Variância
σ^2_θ	Variância normalizada
φ_θ	Tempo de atraso normalizado

RESUMO

COSTA, Renan de Almeida, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, Fevereiro de 2016. **Fatores associados aos parâmetros ajustados na equação de cinética de primeira ordem modificada utilizada em sistemas alagados construídos.** Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Coorientadores: Marcos von Sperling e Mateus Pimentel de Matos.

O presente trabalho teve por objetivo avaliar a relação entre o parâmetro de potência do tempo de detenção hidráulica (n), do modelo matemático de cinética de primeira ordem modificado por Brasil et al. (2007), com o número de dispersão hidráulica (d) e também com o comportamento da degradabilidade do material orgânico, obtida a partir da relação DQO/DBO , ao longo do comprimento de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS). Para isto, foram utilizados SACs-EHSS não plantados, de iguais volumes, mas com configurações geométricas distintas, denominados SAC1, SAC2 e SAC3, os quais possuíam relação comprimento largura (L/B) crescente, respectivamente de 1,0, 4,0 e 7,3. Todos os SACs-EHSS foram preenchidos com brita # 0 e receberam esgoto sanitário (ES). Foram realizados ensaios com traçador em dois momentos, antes e após os SACs-EHSS receberem ES, buscando-se, com isso, avaliar as diferenças no comportamento hidrodinâmico dos sistemas, após a passagem de ES, bem como determinar o parâmetro número de dispersão d . No período compreendido entre as execuções dos ensaios com traçador, os sistemas foram monitorados por 90 dias, sendo avaliadas as variáveis pH , condutividade elétrica (CE), demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), ambas na fração bruta e solúvel no ES em tratamento em pontos afluente, efluente e intermediários. Os dados experimentais de CE , DQO e DBO foram avaliados na forma bruta, sem que fossem feitas correções quanto às perdas hídricas por evaporação, e também após essa correção, para que fosse avaliado o efeito dessas perdas nas variáveis. Para análise estatística, foi utilizada ANOVA a 5% de significância no caso em que os dados apresentavam distribuição paramétrica e Kruskal-Wallis a 5%, quando os dados eram não paramétricos. Os ensaios hidrodinâmicos mostraram comportamento disperso para os três SACs-EHSS, sendo os valores encontrados para d próximos entre si, indicando que as diferentes configurações não

proporcionaram mudanças consideráveis nas condições hidrodinâmicas do sistema. Além disso, foi verificada redução dos valores de d do primeiro ensaio para o segundo. Não foram constatadas diferenças significativas quando comparadas as médias de eficiência de remoção entre os SACs para cada situação e nem entre os valores não corrigidos e corrigidos considerando-se as perdas por evaporação. Os dados experimentais de DQO e DBO nas formas bruta e solúvel foram ajustados ao modelo proposto por Brasil et al. (2007), explicitando-se, assim, os valores do parâmetro n das equações. Outros modelos cinéticos foram também ajustados aos dados de DQO e DBO na forma bruta e solúvel, corrigidos e não corrigidos, sendo observado que o modelo convencional de primeira ordem apresentou não só os menores valores para o coeficiente de decaimento de matéria orgânica k_0 , mas também os menores coeficientes de determinação (R^2). Observou-se, em todos os casos, relação inversa entre os parâmetros d e n , sendo as maiores relações verificadas para n obtido a partir do ajuste aos dados de DBO , em todas as formas, e a menor correlação para os valores de n ajustados aos dados de DQO solúvel. Foi observada inexistência de associação entre os valores de n e TDH nos sistemas, havendo, no entanto, elevada correlação entre n e a taxa de decaimento da matéria orgânica obtida no trecho relativo ao primeiro quinto do comprimento dos SACs-EHSS, indicando que a variável se reduz, à medida que há aumento na degradação relativa do efluente.

ABSTRACT

COSTA, Renan de Almeida, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2016. **Factors associated whit the parameters set on the modified first order of kinetic equation used in constructed wetlands.** Adviser: Antonio Teixeira de Matos. Co-Advisers: Marcos von Sperling and Mateus Pimentel de Matos.

This study aimed to evaluate the relation between the exponent parameter of hydraulic retention time (n), from the first-order kinetics mathematical model modified by Brazil et al. (2007), with hydraulic dispersion number (d) and also with the organic material's degradability behavior along the length of the constructed wetlands of horizontal subsurface flow (CW-HSSF), given by the ratio COD / BOD . For this, non-planted CW-HSSF were used, with equal volumes, but with different geometric configurations, called CD1, CD2 and CD3, which had increasing relative length breadth (W/B) respectively by 1.0, 4.0 and 7.3. All CW-HSSF were filled with gravel # 0 and received sewage (S). Dye tracer tests were performed in two stages, before and after CW-HSSF receive S, seeking to evaluate the differences in the systems' hydrodynamic behavior, after S's passage, as well as to determine the parameter dispersion number d . In the period between the tests with tracer, the system was monitored for 90 days and were evaluated the variables pH , electrical conductivity (EC), chemical oxygen demand (COD) and biochemical oxygen demand (BOD), both raw and soluble fractions in ES treatment in tributary, effluent and intermediates points. The experimental EC , COD and BOD data were evaluated in gross form, without corrections to be made on the water loss due to evaporation, and also after that correction, in order to evaluate the water deficit effect on variables. Other hydrodynamic tests showed scattered results for the three SACs-EHSS, and the values found for d were close among each other, indicating that the different settings did not provide substantial changes regarding to the hydrodynamic flow. Furthermore, a reduction behavior in d was identified from the first test values to the second ones. There were no significant differences when compared the mean removal efficiency among SACs for each situation, either between the uncorrected and corrected evaporation losses. Statistical analysis ANOVA was applied at 5% significance level in the case where data presented parametric distribution and Kruskal-Wallis at 5% when data were

not parametric. *COD* and *BOD* experimental data, in both gross and soluble forms, were fitted to the model proposed by Brazil et al. (2007), returning thus the values of equations' n parameter. Other kinetic models were also fitted to the *COD* and *BOD* data in gross and soluble form, corrected and uncorrected, and then it was observed that the first order conventional model did not only present the lowest values for the k organic matter removal coefficient, but also the smallest determination coefficient (R^2). It was noticed from the correlation study between the parameters d and n , in all cases, an inverse correlation. The highest correlations observed for n were obtained from the *BOD* fit to the data in all forms and the lowest correlation to the values of n set to soluble *COD* data. An association failure was observed among the n and hydraulic detention time (*HDT*) values in the systems, however, there was a high correlation between n and the organic matter decay rate obtained for the first fifth of CW-HSSFs' length, indicating that the variable is reduced while the effluent's relative degradation goes on.

1 INTRODUÇÃO

Pertencente ao grupo dos sistemas naturais, os sistemas alagados construídos (SACs), também denominados *wetlands construídos*, tem se apresentado como opção em potencial para o tratamento de águas residuárias (ZHANG et al., 2014). Esses sistemas, concebidos com base em critérios de engenharia, se distinguem dos demais por reproduzirem o tratamento que ocorre em ambientes naturais de solo encharcado, tais como pântanos e brejos. Neles, uma pluralidade de processos de ordem química, física e biológica ocorrem simultaneamente, envolvendo a vegetação plantada, o meio suporte, e a biota a ele aderida. Todos esses agentes concorrem favoravelmente à produção de um efluente com melhor qualidade (KADLEC; KNIGHT, 1996; VYMAZAL, 2005; ZHANG et al., 2014).

Dentre os vários tipos de SACs, os de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) são os mais difundidos em todo o mundo (VYMAZAL, 2007). Esses se diferenciam das demais configurações pelo fato do escoamento da água residuária ocorrer horizontalmente por entre os poros do meio suporte, da entrada até a saída, sem que haja exposição à superfície. Geralmente esse meio suporte é constituído por cascalho ou brita, ou qualquer outro material com elevada porosidade drenável (efetiva), como areia e, até mesmo, solo. Sobre ele são plantadas espécies vegetais que irão auxiliar na depuração da água residuária. Ao percorrer o leito, a água residuária atravessa zonas anaeróbias, anóxicas e aeróbias, sendo que as zonas aeróbias ocorrem em torno das raízes e dos rizomas, os quais possuem a capacidade de inserir oxigênio no meio saturado. Essas diversas condições do meio são responsáveis por assegurar a presença e o desenvolvimento de uma microbiota ativa, que atua na degradação do material em suspensão do líquido em tratamento (BRIX, 1987; VYMAZAL, 2005, 2007; KADLEC; WALLACE, 2008; FIA et al., 2010).

Apesar do primeiro SAC-EHSS, utilizado no tratamento de esgoto sanitário municipal, ter entrado em operação no início de 1974, em Liebenburg-Othfresen, Alemanha (VYMAZAL, 2011), ainda não existe um consenso acerca do dimensionamento desses sistemas, o que leva a uma diversidade de maneiras de projetá-los. Alguns projetistas tomam por base o

atendimento aos padrões de qualidade estabelecidos para efluentes na legislação ambiental, outros se baseiam em critérios de área, carga ou relação *per capita*. Existem também os que utilizam um procedimento mais teórico, fundamentado em equações de decaimento dos poluentes, muitas das quais são aplicáveis a sistemas com características completamente distintas das dos SACs (KADLEC; WALLACE, 2008; SEZERINO et al., 2015). Segundo Kadlec e Wallace (2008) a melhor estratégia de dimensionamento de SACs deveria ser aquela que apresente maior embasamento técnico-científico, simplicidade e bons resultados quando estudada.

Segundo Kadlec (2000) e Rousseau et al. (2004), os modelos matemáticos mais amplamente utilizados e recomendados para descrever o decaimento da matéria orgânica em suspensão são os de cinética de primeira ordem. Porém, na prática, esses modelos não apresentam bom ajuste aos dados experimentais, uma vez que os reatores não possuem comportamento hidráulico ideal, ou seja, não podem ser modelados nem sequer considerados como "fluxo pistão" ou como mistura completa. E isto se deve à ocorrência de anomalias no escoamento, como dispersão, curtos-circuitos e volumes mortos (VON SPERLING, 1996; METCALF; EDDY, 2003; FOGLER, 2008). Nesse sentido, algumas adaptações ao modelo de cinética de primeira ordem foram propostas (REED et al., 1995; KADLEC; KNIGHT, 1996; LABER et al., 1999; COOPER, 1999; SHEPHERD et al., 2001a). Essas adaptações buscaram melhor adequar o modelo original aos dados experimentais por meio de modificações na equação de primeira ordem, tal como a inclusão de um termo referente à concentração de matéria orgânica residual no sistema, ou uma nova maneira de calcular o coeficiente de decaimento (k). Além das adaptações mencionadas, uma outra proposta, formulada por Brasil et al. (2007), apresentou significativo ajuste aos dados reais.

Segundo Brasil et al. (2007), o modelo cinético de primeira ordem que descreve o escoamento como "fluxo pistão" não prevê, adequadamente, o decaimento da matéria orgânica no reator, por dois motivos: por considerar o coeficiente de decaimento (k) constante ao longo de toda a extensão do sistema de tratamento; e pelo fato de haver grande dispersão hidráulica ao

longo do comprimento do mesmo. Segundo os autores, essa variação no coeficiente de decaimento poderia estar associada tanto à diminuição na fração orgânica facilmente degradável, que ocorre à medida que a água residuária caminha em direção à saída do reator, e, ou, como às alterações no comportamento hidráulico no sistema, notadamente no que se refere à diminuição no tempo de detenção hidráulica (*TDH*).

Buscando uma solução matemática capaz de possibilitar o ajuste desses parâmetros de interferência no processo, Brasil et al. (2007) propuseram a inserção de um coeficiente *n*, como potência da variável *TDH* na equação de cinética de primeira ordem, Equação 1

$$C_e = C_0 e^{(-k_B \cdot TDH^n)} \quad \text{Equação 1}$$

em que,

C_e = concentração efluente (mg.L^{-1});

C_0 = concentração do afluente (mg.L^{-1});

k_B = coeficiente de decaimento de Brasil (d^{-1});

TDH = tempo de detenção hidráulica (d);

n = coeficiente relacionado ao aumento da recalcitrância e redução do tempo de detenção hidráulico e, ou, dispersividade do sistema (adimensional).

Como resultado, o modelo apresentou ajuste significativo aos dados experimentais, como pode ser verificado nos trabalhos do próprio autor (BRASIL et al., 2007) e nos de Chagas et al. (2011) e Fia et al. (2012). Entretanto, como se trata de um modelo recente, pouco testado, os autores recomendaram a calibração do modelo em sistemas operando sob outras condições, para avaliação do seu desempenho. Uma dúvida também persiste em relação a esse modelo: não se sabe o significado físico do coeficiente *n* ou a que fatores estaria relacionado. As suspeitas seriam que esteja associado à redução na degradabilidade do material orgânico residual no sistema ou à magnitude da dispersão no meio.

Neste contexto, o presente trabalho buscou investigar a associação da variável *n* com as condições hidrodinâmicas do reator, principalmente com o número de dispersão *d*, e também com a diminuição na

degradabilidade do material orgânico ao longo do comprimento de três sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) de diferentes configurações geométricas. Essas unidades, instaladas na área experimental do Departamento de Engenharia Agrícola, ficaram em operação por um período de 150 dias, durante os quais foram realizados dois testes hidrodinâmicos, um antes e outro após os sistemas receberem esgoto sanitário. Após início do abastecimento dos SACs-EHSS com esgoto sanitário, aguardou-se a estabilização biológica do sistema e em seguida foram realizadas análises a cada 10 dias para estudo de algumas características, físicas, químicas e físico-químicas da água residuária em tratamento nos sistemas.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo geral

Avaliar a relação entre o parâmetro de potência do tempo de detenção hidráulica (n), do modelo matemático de cinética de primeira ordem modificado por Brasil et al. (2007), com o número de dispersão hidráulica (d) e também com o comportamento da degradabilidade do material orgânico.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar as condições hidrodinâmicas de três SACs-EHSS construídos em escala piloto, com diferentes configurações geométricas, por meio da técnica estímulo-resposta (uso de traçador);
- Caracterizar o decaimento da matéria orgânica biodegradável ao longo do comprimento de cada SAC-EHSS piloto;
- Ajustar os dados experimentais aos modelos de cinética de primeira ordem convencional, $k-C^*$, de retardamento e de Brasil et al. (2007);
- Estudar a correlação do parâmetro " n ", da equação de cinética de primeira ordem modificada com o grau de dispersão hidráulica e com o comportamento da degradabilidade do material orgânico, ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, e com o TDH ;
- Verificar a influência da evaporação nas eficiências de remoção e na cinética de degradação da matéria orgânica.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A partir da segunda metade do século XX, iniciou-se, no Brasil, um processo intensivo de urbanização e metropolização, principalmente devido à industrialização, que levou a um grande êxodo rural e forte imigração (RIBEIRO, 1992). As consequências desse fenômeno são facilmente percebidas ao serem avaliados dados populacionais entre os anos de 1940 a 1991. Nesse período de 50 anos, o Brasil apresentou crescimento populacional de 355%, o que equivale a um incremento de 80 milhões de habitantes (POLIDORO et al., 2014) e, somente no meio urbano, o aumento chegou a 750% (LIMA, 1998). Passados 20 anos, a população cresceu mais 44 milhões, ultrapassando a marca dos 190 milhões de habitantes, dos quais 84,4% se concentram nas áreas urbanas (IBGE, 2011). Um dos grandes agravos desse adensamento humano nas cidades é o fato dos grandes centros urbanos não possuírem, sequer, as mínimas condições de infraestrutura para suportar esse fenômeno, em curto intervalo de tempo (KAPLAN et al., 2014).

Apesar de, no Brasil, decorrer dos últimos 50 anos, terem sido obtidas muitas melhorias, em termos sanitários, os avanços foram insuficientes, principalmente no que se refere à coleta e ao tratamento de esgotos municipais, conforme indicado no último levantamento do IBGE, realizado em 2010. Segundo a pesquisa, apenas 67,1% da população é atendida por rede de esgotamento sanitário (IBGE, 2011) e apenas 28,5% dos municípios brasileiros tratam seus esgotos (IBGE, 2010).

O contexto motiva o desenvolvimento e o aprimoramento de sistemas de tratamento de esgotos, sobretudo de unidades que se possibilitam a instalação em países e regiões menos desenvolvidos, que muitas vezes não dispõem de recursos financeiros para sua implantação e operação. Em outras palavras, sistemas que promovam elevada eficiência de remoção de poluentes a baixo custo de implantação, operação e manutenção e que não demandem mão de obra especializada. Neste sentido, os sistemas de tratamento conhecidos como naturais ganham destaque por irem ao encontro dessas características (BABATUNDE et al., 2008; VYMAZAL, 2011).

Pertencente ao grupo dos sistemas naturais, os sistemas alagados construídos (SACs), também denominados *wetlands construídos*, tem se apresentado como opção em potencial para o tratamento de águas residuárias (ZHANG et al., 2014). Esses sistemas, concebidos com base em critérios de engenharia, se distinguem dos demais por reproduzirem o tratamento que ocorre em ambientes naturais de solo saturado, tais como pântanos e brejos. Neles, uma pluralidade de processos de ordem química, física e biológica ocorre simultaneamente, envolvendo a vegetação plantada, o meio suporte, assim como a biota aderida ao meio suporte. Todos esses agentes concorrem favoravelmente à produção de um efluente com melhor qualidade (KADLEC; KNIGHT, 1996; VYMAZAL, 2005; ZHANG et al., 2014).

3.1 Sistemas alagados construídos

Alagados naturais têm como característica o elevado nível do lençol freático junto à superfície impondo ao solo uma condição de saturação (U.S. EPA, 2000a; CRITES et al., 2006). Tal condição propicia um ambiente favorável à descontaminação das águas graças a uma série de processos de ordem física, química e biológica. Baseados nessas características sistemas artificiais têm sido concebidos e utilizados, na tentativa de se obter, sob condições controladas, eficiências semelhantes ou superiores na remoção de poluentes de águas residuárias.

Segundo Sezerino et al. (2015), no Brasil existe grande variabilidade nos tipos de SACs estudados e utilizados. No que se refere à nomenclatura, diferentes terminologias têm sido utilizadas, tal como leitos cultivados, filtros plantados com macrófitas, banhados construídos, zona de raízes entre outros. Neste trabalho, optou-se por utilizar a terminologia sistemas alagados construídos (SACs), por se entender que é a que melhor descreve as características e refletem as condições de operação do sistema.

A forma mais usual de classificar SACs é dividi-lo em dois grandes grupos: os de escoamento superficial e os de escoamento subsuperficial, sendo este último subdividido em horizontal e vertical, devido ao sentido do escoamento da água residuária adotado (KADLEC; KNIGHT, 1996). Nesse

estudo será destacado os SACs de escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS).

Segundo U.S.EPA (2000b), nos SACs de escoamento superficial, a superfície da água está exposta à atmosfera, ou seja, o escoamento ocorre acima do fundo do tanque onde as plantas podem se fixar. Enquanto no sistema subsuperficial, o escoamento se dá através do meio suporte, sem que haja exposição do líquido em tratamento ao contato direto com a atmosfera. Sobre esse meio é que são fixadas as plantas, as quais possuem apenas o sistema radicular em contato com o líquido em tratamento. A não exposição à atmosfera do líquido em tratamento é considerada como uma das grandes vantagens dessa configuração, pois desse modo, previne-se a proliferação de mosquitos, dispersão de odor e o contato humano direto. Além disso, a presença do meio suporte promove maior superfície de contato, resultando em um sistema com maior capacidade filtrante e também de formação de biofilme aderido comparado ao de escoamento superficial (U.S.EPA, 1993).

O meio suporte de um SAC é constituído de material poroso, podendo ser solo, areia, brita ou outros tipos de materiais como escória de alto forno, por exemplo, (SEZERINO et al., 2015). Esse meio desempenha papel fundamental no sistema, que vai muito além de ser suporte para a vegetação plantada. Devido à sua presença, muitos processos de ordem física e química atuam sobre a água residuária, tais como a filtração, sedimentação e sorção. Além disso, intersticialmente e aderido às partículas do substrato, comunidades de microrganismos se desenvolvem, formando o denominado biofilme, que é responsável pela degradação da matéria orgânica e por outros processos como a nitrificação e desnitrificação no meio (VYMAZAL et al., 1998).

Outro componente fundamental desses sistemas são as plantas. Além de serem responsáveis pela retirada de nutrientes do meio para formação de sua biomassa, suas raízes melhoram as condições hidráulicas e propiciam a formação de um micro ecossistema favorável à existência de muitos microrganismos. Essa última característica é ainda mais notável no caso das macrófitas, que possuem estruturas, adaptadas aos solos alagados, capazes de bombear oxigênio atmosférico para a rizosfera. Com isso, cria-se um

ambiente oxidativo que favorece o desenvolvimento de microrganismos aeróbios e facultativos (BRIX, 1987; CONLEY et al., 1991).

Todos esses componentes arranjados de forma harmônica e complementar proporcionam a formação de um sistema de tratamento eficaz, no que se refere à remoção de matéria orgânica e poluentes inorgânicos, no tratamento de diversas de águas residuárias (U.S. EPA, 2000a). Exemplos de tratamento de águas residuárias domésticas (ARD) podem ser encontrados nos trabalhos de Brasil et al. (2007), no qual foram obtidas eficiências entre 81 e 85% na remoção de *DQO* e Costa et al. (2013), que obtiveram eficiências entre 69 e 72 % na remoção de *DQO* e de 70 a 72% na de *DBO*. No tratamento de águas residuárias da suinocultura (ARS), Fia (2009), encontrou remoções entre 55 e 58% na remoção de *DQO*, enquanto Matos et al. (2011) na faixa de 87 a 92%, na remoção da *DQO* em SACs-EHSS cultivados com diferentes espécies vegetais. Por fim, no tratamento de águas residuárias de laticínios (ARL), Matos et al. (2012) obtiveram eficiências entre 79 e 96% na remoção da *DBO* e de 85 a 97% na de *DQO*.

Além do bom desempenho na remoção de poluentes, outros aspectos como o baixo custo operacional e de implantação, fazem dos SACs uma alternativa viável a ser considerada no tratamento de diversas águas residuárias. A técnica de tratamento se adequa, principalmente, às condições de países pouco desenvolvidos, que dispõem de pouco capital para investimento em sistemas avançados de tratamento de efluentes, e localidades que ofereçam condições climáticas favoráveis ao ótimo desempenho desses sistemas (VALENTIM, 2003; MASSOUD et al., 2009; MATOS et al., 2009; ZHANG et al., 2014).

3.2 Dimensionamento de SACs-EHSS

De acordo com U.S.EPA (2000a) e Sezerino et al. (2015) três são as maneiras mais comuns de se dimensionar um SAC: por meio da relação área *per capita*, da aplicação de uma carga orgânica máxima que resulte em um efluente que atenda às exigências de lançamento estabelecidas por lei, ou por meio de modelos cinéticos de degradação, que levam em conta a hidrodinâmica do escoamento.

3.2.1 Relação área *per capita*

Dentre todas as maneiras de projetar a relação área *per capita* é a mais generalista e a de menor confiabilidade, uma vez que existe grande variabilidade no que se refere às características das águas residuárias e também no que diz respeito à diversidade das condições ambientais. Porém, a facilidade de aplicação fez com que esta maneira de dimensionar fosse utilizada por um longo tempo (VYMAZAL, 2010), principalmente em sistemas de menor escala como unidades residenciais unifamiliares, sendo, muitas vezes, o único critério empregado nesses casos (PHILIPPI; SEZERINO, 2004 citado por SEZERINO, 2015).

Segundo Vymazal (2002; 2006), o valor geralmente adotado para esgotos domésticos e municipais pré-tratados é de $5,0 \text{ m}^2.\text{pessoa}^{-1}$. Em um estudo realizado na República Tcheca, este mesmo autor, encontrou valores de $5,1 \text{ m}^2.\text{pessoa}^{-1}$ em SACs-EHSS a serem utilizados em tratamento secundário e valor de $0,27 \text{ m}^2.\text{pessoa}^{-1}$ para SACs-EHSS a serem utilizados no tratamento terciário. Cooper (1999) também cita valores iguais a $5,0 \text{ m}^2.\text{pessoa}^{-1}$, para SACs-EHSS a serem utilizados como tratamento secundário e $0,5$ a $0,7 \text{ m}^2.\text{pessoa}^{-1}$ quando utilizados como tratamento terciário.

Em experiência brasileira, encontra-se o trabalho de Philippi et al. (1999), referente ao tratamento de efluente de tanque séptico, em SACs-EHSS, nos quais foram utilizadas unidades de área *per capita* igual a $6,8 \text{ m}^2.\text{pessoa}^{-1}$. Sezerino et al. (2015) também apresentaram faixas de valores

da relação área *per capita* de diversos estudos realizados no Brasil em SACs-EHSS utilizados no tratamento de diferentes águas residuárias, como é apresentado, de forma adaptada, na Tabela 1.

Tabela 1 – Faixa de valores extremos da relação área *per capita* em SACs-EHSS tratando diferentes águas residuárias, provenientes de estudos brasileiros até o ano de 2011.

Afluente	Relação área per capita (m².pessoa⁻¹)
Esgoto doméstico ou sanitário	Mínimo: 0,14 Máximo: 8,00
Águas Superficiais	Mínimo: 3,92 Máximo: 7,88
Águas residuárias de laticínios	Mínimo: 5,48 Máximo: 5,62
Águas residuárias de suinoculturas	Mínimo: 1,10 Máximo: 4,95
Águas cinzas	Mínimo: 2,66 Máximo: 3,60
Esgoto universitário	Mínimo: 0,50 Máximo: 3,00
Lixiviado de aterro sanitário	Mínimo: 15,00 Máximo: 42,00

Adaptado de Sezerino et al. (2015).

É possível verificar, a partir dos dados apresentados na Tabela 1, que dentre as diversas faixas de valores encontrados em diferentes estudos brasileiros, a pertencente ao lixiviado de aterro sanitário é a que resulta em valores mais discrepantes, permanecendo as demais dentro de uma certa proximidade. Pela diversidade de tipos de águas residuárias presentes na tabela, observa-se a grande flexibilidade do uso dessa tecnologia de tratamento.

3.2.2 Taxas de carregamento

O dimensionamento com base na carga aplicada pode ser feito de três diferentes maneiras: utilizando-se a taxa de aplicação superficial (TAS, kg.m⁻².d⁻¹), recomendada pela U.S.EPA (2000a); a taxa de aplicação na seção transversal de escoamento (TAT, kg.m⁻².d⁻¹) (PELISSARI et al., 2015;

SEZERINO et al., 2015); ou ainda, a taxa de aplicação volumétrica (TAV, $\text{kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$).

Apesar de ser uma forma prática, rápida e de estimativa menos generalista do que quando se utiliza a relação área *per capita*, esse método também apresenta grande variabilidade no que se refere aos valores de referência, uma vez que esses se baseiam em observações empíricas efetuadas em sistemas submetidos a determinadas condições ambientais, da água residuária e de tratamento. Assim, por não considerar variabilidades como, ambientais e da água residuária a ser tratada, sob as quais os sistema de tratamento estão inseridos, esta técnica pode acarretar em grandes incertezas, diminuindo assim a confiabilidade de aplicação dos mesmos parâmetros de projetos em outros SACs. Para que esse método se torne mais confiável, é necessária a realização de muitos estudos de modo a construir uma base de dados mais sólida capaz de atenuar as variabilidades de natural ocorrência. (ROUSSEAU et al., 2004; FERREIRA, 2012).

3.2.3 Modelos cinéticos

Os modelos cinéticos correspondem à metodologia mais amplamente utilizada para o dimensionamento de SACs (SEZERINO et al., 2015). Esses buscam simplificar os complexos mecanismos físicos, químicos e biológicos combinando-os em um coeficiente de decaimento único (k), de modo que possam descrever a remoção da matéria orgânica da água residuária, ao longo do comprimento do sistema (KINCANON; McANALLY, 2004; CHAGAS et al., 2011).

As primeiras publicações que trataram sobre esse método (TCHOBANOGLIOUS; CULP, 1980; BOON, 1985; REED et al., 1988; U.S. EPA, 1988, citados por CONLEY et al., 1991), sugeriram que o modelo de remoção biológica deveria assumir uma cinética de remoção de primeira ordem em fluxo pistão (convencional), conforme apresentado na Equação 2.

$$C_e = C_0 \cdot e^{(-k_0 \cdot TDH)}$$

Equação 2

em que,

C_e = concentração do efluente (mg.L^{-1});

C_0 = concentração do afluente (mg.L^{-1});

k_0 = coeficiente de decaimento de primeira ordem (d^{-1});

TDH = tempo de detenção hidráulica (d).

Nesse modelo, considera-se que as transformações químicas são irreversíveis e ocorram sob um coeficiente de decaimento (k_0) constante ao longo de todo o sistema (CRITES et al., 2006). Este coeficiente sofreria apenas influência da temperatura do líquido em tratamento, segundo a equação de Arrhenius, conforme apresentado na Equação 3:

$$k_{0(T)} = k_{0(20)} \theta^{(T-20)}$$

Equação 3

em que,

$k_{0(T)}$ = coeficiente de decaimento de primeira ordem à temperatura T (d^{-1});

$k_{0(20)}$ = coeficiente de decaimento de primeira ordem à temperatura de 20°C (d^{-1});

T = temperatura da água residuária ($^\circ\text{C}$);

θ = coeficiente de temperatura.

O tempo de detenção hidráulica teórico (TDH_n) é obtido utilizando-se a Equação 4:

$$TDH_n = \varepsilon \cdot \frac{V}{Q}$$

Equação 4

em que,

TDH_n = tempo de detenção hidráulica teórico ou nominal (d);

ε = porosidade do meio (m^3 de vazios. m^{-3} de material);

V = volume total do SAC (m^3);

Q = vazão média a ser tratada ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$).

Um dos aspectos desfavoráveis da utilização do modelo convencional de primeira ordem é o fato dele considerar a remoção de todo material orgânico presente no líquido em tratamento, o que levaria à concentração de matéria orgânica, teoricamente, a zero, em um tempo tendendo a infinito. Buscando solucionar esse inconveniente Kadlec e Knight (1996) propuseram o modelo $k-C^*$. Com a inclusão de uma concentração residual C^* , esse modelo corrige a curva do decaimento, não possibilitando que a concentração de matéria orgânica chegue a zero. A constante C^* retrata, pois, uma concentração de *background*, ou a presença de uma fração recalcitrante, não removível da água residuária em tratamento, como é apresentado nas Equações 5 e 6.

$$C_e - C^* = (C_0 - C^*) \cdot e^{-\frac{k_{KKs} \cdot y}{q}} \quad \text{Equação 5}$$

$$C_e - C^* = (C_0 - C^*) \cdot e^{(-k_{KKV} \cdot TDH)} \quad \text{Equação 6}$$

em que,

C^* = concentração residual (mg.L^{-1});

C_e = concentração efluente (mg.L^{-1});

k_{KKs} = coeficiente de decaimento superficial do modelo $k-C^*$ (d^{-1});

k_{KKV} = coeficiente de decaimento volumétrica do modelo $k-C^*$ (d^{-1});

y = distância relativa a entrada do SAC (m);

q = taxa de aplicação superficial (m.d^{-1}).

Considerando que o reator opere em fluxo pistão ideal, sem ocorrência de dispersão, o balanço de massa em SACs pode ser descrito por (KADLEC, 2000), Equação 7:

$$Q = Q_i + W \cdot (P - ET) = u \cdot W \cdot h \quad \text{Equação 7}$$

em que,

Q = vazão na saída do sistema ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$);

Q_i = vazão na entrada do sistema ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$);

W = largura do sistema (m);

x = distância a partir da entrada do SAC (m);

P = precipitação (m.d^{-1});

ET = evapotranspiração (m.d^{-1});

u = velocidade longitudinal (m.d^{-1});

h = profundidade do nível d'água (m).

A partir desses modelos, uma nova adaptação foi proposta por Laber et al. (1999) e Cooper (1999), conforme apresentado na Equação 8:

$$\frac{C_e}{C_0} = C_r \cdot e^{-k_{LC} \left(\frac{A_{sup}}{Q_i} \right)} \quad \text{Equação 8}$$

em que,

C_r = coeficiente experimental da fração residual de poluente (adimensional);

k_{LC} = coeficiente de decaimento superficial de primeira ordem ($m \cdot d^{-1}$);

A_{sup} = área superficial do SAC (m^2);

Q_i = vazão afluente ($m^3 \cdot d^{-1}$).

Outra modificação foi proposta por Shepherd et al. (2001), ao perceberem que o coeficiente de decaimento da matéria orgânica não era único, mas que variava ao longo do comprimento dos SACs. Buscando solucionar esse inconveniente, os pesquisadores propuseram o modelo de retardamento (Equação 9), que leva em consideração a correção do coeficiente de decaimento da matéria orgânica, por meio de uma equação de ajuste (Equação 10).

Segundo Shepherd et al. (2001a), o coeficiente de decaimento apresenta um comportamento decrescente à medida que a matéria orgânica mais facilmente degradável é consumida, restando uma fração mais recalcitrante. Essa equação tem portanto o objetivo de retratar essa alteração, antes ignorada por outros modelos. Esse ajuste proposto pode ser inserido em qualquer uma das equações previamente descritas.

$$C = \frac{C_0}{(b \cdot TDH + 1)^{\frac{k_{Ret(i)}}{b}}} \quad \text{Equação 9}$$

$$k_{Ret} = \frac{k_{Ret(i)}}{(b \cdot TDH + 1)} \quad \text{Equação 10}$$

em que,

k_{Ret} = coeficiente de decaimento do modelo de retardamento após um tempo t (d^{-1});

$k_{Ret(i)}$ = coeficiente de decaimento inicial do modelo de retardamento (d^{-1});

b = coeficiente de retardamento do tempo (d^{-1}).

O coeficiente b pode ser determinado por regressão linear entre o coeficiente de decaimento de primeira ordem em cada tempo associado, em que o coeficiente de decaimento inicial é considerado como sendo igual ao do início do sistema. De forma alternativa $k_{Ret(i)}$ e b podem ser determinados por processo iterativo dos erros quadrados mínimos. No trabalho em que essa metodologia é apresentada, Shepherd et al. (2001) encontraram valores para b na faixa de 0,73 a 4,82 d^{-1} , ao tratarem água residuária da produção de vinho. No trabalho de Ramos (2011), de tratamento de ARS, foram obtidos valores entre 0,35 a 29,13 d^{-1} . Villaseñor et al. (2011) encontraram valores de b entre 0,29 a 3,66 d^{-1} ao trabalharem com SACs-EHSS no tratamento de esgoto doméstico.

Brasil et al. (2007) também verificaram variação no coeficiente de decaimento do material orgânico do líquido em tratamento ao longo do comprimento sistema e menor adequação do modelo cinético de primeira ordem do tipo pistão. Em vista disso, como Shepherd et al. (2001a), propuseram uma modificação no modelo convencional, pela inserção de um coeficiente n como parâmetro de potência da variável tempo, tal como apresentado na Equação 1. Esse coeficiente, segundo os autores, tem a função de corrigir as inadequações advindas da redução na degradabilidade do material orgânico ao longo do comprimento do SAC, bem como dos

efeitos dispersivos proporcionados pelo escoamento por meio de um ajuste no tempo de detenção hidráulica.

Os valores de n encontrados nos trabalhos realizados até então têm permanecido dentro da faixa de 0 a 1,0, a exemplo do trabalho de Brasil et al. (2007), em que os valores foram encontrados na faixa de 0,20 a 0,25, ao se ajustar o modelo aos dados de DQO no ES pós tanque séptico em tratamento em SACs-EHSS. Chagas et al. (2011), trabalhando com efluente semelhante, obtiveram valores entre 0,11 e 0,46, também no ajuste do modelo dados de DQO . Matos et al. (2011) obtiveram valores entre 0,07 a 0,63 ao ajustarem dados de DQO provenientes do tratamento de efluente da suinocultura em SACs-EHSS cultivado com diferentes espécies vegetais.

Von Sperling (2016), em comunicação pessoal, analisou as equações de Brasil et al. (2007), e propôs desdobramentos do termo exponencial, de forma semelhante ao que foi efetuado por Shepherd et al. (2001a), ou seja, a inserção de um ajustador para o coeficiente de decaimento da matéria orgânica com o TDH , para que se pudesse apresentar o referido modelo no formato do de primeira ordem, conforme apresentado na Equação 11.

$$k_B \cdot TDH^n = (k_B' \cdot TDH^{n-1}) \cdot TDH \quad \text{Equação 11}$$

em que,

k_B = coeficiente de decaimento de Brasil (d^{-1});

TDH = tempo de detenção hidráulica (d);

Desse modo, o termo TDH^{n-1} que está dentro do parênteses, atuaria como fator redutor de k_B , em função da biodegradabilidade reduzida, e a variável independente TDH , fora do parênteses, seria preservada com expoente igual a 1. Na Figura 1 demonstrado como este termo redutor atua sobre o valor de k_B , para diferentes valores de n .

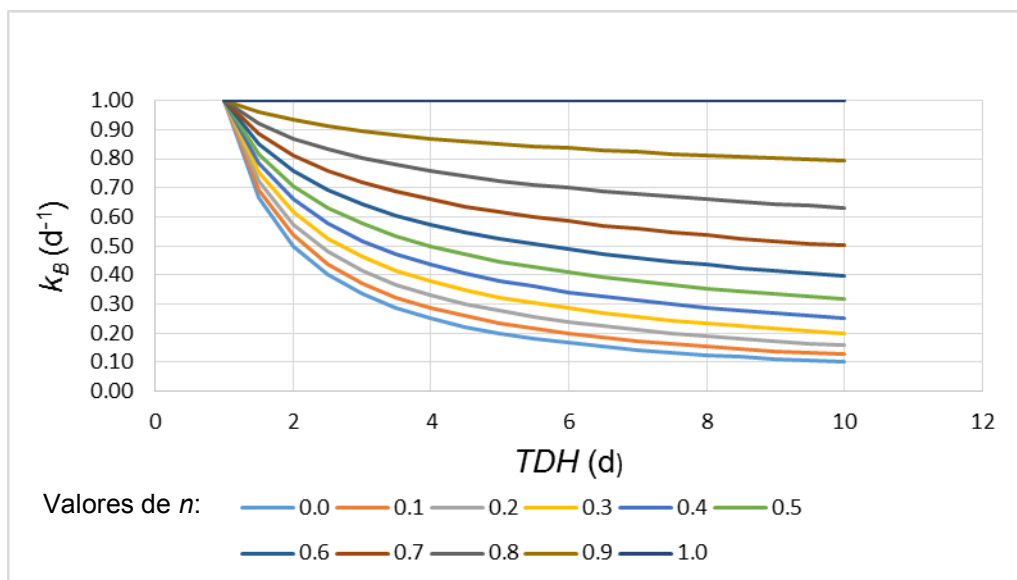


Figura 1 – Decréscimo no valor do coeficiente de decaimento (k_B) em relação ao TDH , para diferentes valores de n .

Conforme pode ser visto, os desdobramentos da equação de Brasil et al. (2007) sugeridos por von Sperling (2016), em comunicação pessoal, bem como o ajuste proposto pelo autor, visam dar apresentação semelhante à da equação de primeira ordem, repassando os efeitos da degradação decrescente com o tempo de detenção hidráulica ao coeficiente de degradação da matéria orgânica e não ao tempo de detenção hidráulica.

3.3 Estudo da hidrodinâmica de reatores

Reatores químicos são unidades delimitadas nas quais ocorrem reações, sejam elas de caráter físico, químico, físico-químico ou biológico. Dentre as várias formas de classificação, os reatores podem ser segregados quanto à forma de operação, contínua ou em batelada, e quanto ao comportamento, ideais e não-ideais (FOGLER, 2008).

Os reatores contínuos diferenciam-se dos que operam em batelada pela constante entrada e saída de fluido do reator. No reator em batelada, a operação do sistema está baseada nas etapas subsequentes de carregamento, agitação, reação, sedimentação e descarregamento.

No que se refere ao comportamento, reatores ideais são como o próprio nome indica, aqueles que apresentam desempenho ideal, sendo governados por equações matemáticas bem definidas. Já os não ideais são aqueles que, devido à presença de anomalias indesejáveis no sistema, apresentam comportamento que foge da idealidade. Neste grupo se enquadram todos os reatores reais (LEVENSPIEL, 2000).

Os reatores de fluxo contínuo e que operam sob regime ideal (pistonado) são denominados *PFR* (do inglês *plug flow reactor*) e os de regime ideal de mistura perfeita denominados de *CSTR* (*continuous-stirred tank reactor*). Esses reatores compreendem os extremos, em termos de condições hidrodinâmicas e de cinética da remoção de poluentes e operacionais (LEVENSPIEL, 2000; HEADLEY; KADLEC, 2007).

O reator pistonado tem como característica apresentar o escoamento na forma de pistão, ou seja, fluxo ordenado no seu interior, inexistindo, assim, a ocorrência de mistura na frente de deslocamento do fluido, bem como difusão no sentido axial do escoamento. Nesse tipo de escoamento, o tempo de permanência de todos os elementos do fluido no reator é o mesmo (LEVENSPIEL, 2000).

Por sua vez, o reator de mistura perfeita produz grau de mistura tão intenso e uniforme que a concentração, temperatura e velocidade de reação não variam espacialmente, sendo, portanto, idênticas em qualquer ponto do sistema, inclusive na saída do reator (FOGLER, 2008). Nesse reator, a dispersão longitudinal é máxima.

A facilidade de se aplicarem os modelos ideais simplifica as soluções das equações matemáticas que regem a remoção de poluentes em reatores, entretanto, sabe-se que isso pode levar a estimativas muito discrepantes das que seriam obtidas em reatores reais. Por esse motivo, estudos hidrodinâmicos são realizados em reatores reais, buscando caracterizá-los para que seja proposta uma modelagem que possibilite maior aproximação possível do seu funcionamento real (LEVENSPIEL, 2000).

O estudo da hidrodinâmica possibilita a identificação de anomalias que causem perturbação no escoamento, tais como:

- Zonas mortas: são regiões onde o escoamento não ocorre e, com isso, impossibilita que os poluentes em suspensão na água em tratamento fiquem sujeitos à ação dos mecanismos de sua remoção no meio. Esse fenômeno provoca uma redução do volume útil efetivo;
- Curto circuito: é a denominação que se dá aos desvios da água residuária quando em escoamento no meio poroso, em decorrência da procura por caminhos mais curtos, com menor perda de carga, o que proporciona aumentos na velocidade normal de escoamento e, conseqüentemente, menor tempo de detenção hidráulica no sistema (KADLEC; WALLACE, 2008);
- Recirculação interna: denominação que se dá quando as linhas de fluxo tornam-se circulares, o que leva a água residuária a ter uma trajetória diferente da do sentido preferencial do escoamento.

Para que seja possível caracterizar e modelar o escoamento real em um meio poroso são necessários estudos de hidrodinâmica. Para isso, é utilizada a técnica denominada estímulo-resposta, que se consiste na injeção e coleta de uma substância, denominada traçador, dentro do sistema a ser estudado.

Traçadores ideais podem ser definidos como substâncias não reativas, solúveis em água e que, preferencialmente, não sejam encontradas disponíveis naturalmente ou, quando encontradas, estejam em baixas concentrações no meio. Além disso, tornam-se alternativa interessante no estudo da hidrodinâmica, tendo em vista que são fáceis de serem

adquiridos, apresentam baixa toxicidade e são de fácil detecção (FOGLER, 2008).

Muito são os tipos de traçadores utilizados: iônicos (salinos), fluorescentes e até mesmo radioativos, porém a maior parte dos estudos utiliza os dois primeiros. Os fluorescentes têm como vantagens a não disponibilidade natural no ambiente, a detecção em baixas concentrações, além do baixo custo, porém, por se tratarem de compostos orgânicos, são susceptíveis a interferentes ambientais, como degradação biológica, fotodecomposição e adsorção. Rodamina, azul de dextran, eosina Y e o verde de bromocresol são alguns traçadores que merecem destaque no que se refere ao uso em estudos hidrodinâmicos (HEADLEY; KADLEC, 2007).

Dentre os traçadores iônicos, os sais de brometo e lítio são amplamente utilizados, devido às baixas concentrações ou até mesmo inexistência no meio natural, facilidade de serem analisados, não se degradarem e apresentar boa recuperação na execução do ensaio. Porém, mesmo que em pequenas quantidades, estão sujeitos a sorção à fase sólida do meio poroso e à absorção por algumas espécies de plantas (HEADLEY; KADLEC, 2007).

3.3.1 Distribuição dos tempos de residência

O principal objetivo da técnica estímulo-resposta é chegar à curva Distribuição dos Tempos de Residência (DTR). Essa curva, construída a partir dos dados de concentrações do traçador que deixam o reator e o tempo de permanência das mesmas no sistema, fornece as informações necessárias para se caracterizar, avaliar e modelar o escoamento. Dois são os principais parâmetros obtidos a partir da DTR, tempo de detenção hidráulica real (TDH_r) (Equação 12) e variância (σ^2) (Equação 13), que representa o quadrado do espalhamento da distribuição à medida que essa deixa o reator (LEVENSPIEL, 2000). Esses parâmetros são a base para o estudo e a obtenção de indicadores que irão ajudar na melhor compreensão do escoamento.

$$\overline{TDH} = TDH_r = \frac{\int_0^\infty tC(t)dt}{\int_0^\infty C(t)dt} = \frac{\sum_i t_i C_i \Delta t_i}{\sum_i C_i \Delta t_i} \quad \text{Equação 12}$$

$$\sigma^2 = \frac{\int_0^\infty t^2 C(t)dt}{\int_0^\infty C(t)dt} - t_g^2 = \frac{\sum_i t_i^2 C_i \Delta t_i}{\sum_i C_i \Delta t_i} - TDH_r^2 \quad \text{Equação 13}$$

em que,

$\overline{TDH} = TDH_r$ = tempo médio ou tempo real;

t_i = tempo associado a cada concentração C_i (h);

C_i = concentração de traçador na saída do reator em cada intervalo de tempo i (mg.L⁻¹);

Δt_i = intervalo de tempo entre a amostra coletada em t_i e t_{i+1} (h).

3.3.2 Indicadores de desempenho hidrodinâmico

Indicadores hidrodinâmicos são formados pela combinação dos parâmetros TDH_r (Equação 12), σ^2 (Equação 13), tempo de passagem da concentração de pico (t_p) e tempo de detenção hidráulica teórico (TDH_n) (Equação 4). Esses possibilitam a caracterização e avaliação do escoamento, podendo ser divididos em indicadores de curto circuito e indicadores de mistura (SIQUEIRA, 1998; SIQUEIRA et al., 1999).

Os indicadores de curto-circuito são:

- o próprio t_p , avaliado diretamente da curva em relação a TDH_r ;
- tempo de atraso normalizado, φ_θ , dado pela Equação 14. Esse índice permite compreender quanto o escoamento tem atrasado ou adiantado diante do que é esperado.

$$\varphi_\theta = \frac{t_{in}}{TDH_r} \quad \text{Equação 14}$$

em que,

t_{in} = tempo em que o traçador é detectado pela primeira vez na saída (d);

TDH_r = tempo de detenção hidráulica real (d).

Indicadores de mistura:

- variância normalizada, σ_{θ}^2 , que mede o grau de espalhamento do traçador no interior da unidade, conforme Equação 15:

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{\sigma^2}{TDH_r^2} \quad \text{Equação 15}$$

em que,

σ^2 = variância da curva DTR (d^2);

TDH_r = tempo de detenção hidráulica real (d).

- eficiência volumétrica (e_v , Equação 16) é o índice que reflete a parte do volume teórico que não está sendo efetivamente utilizada. Em um reator eficiente, o valor se aproxima muito de 1,0; valores abaixo ou acima de 1,0 indicam ineficiência, no que se refere à utilização do volume poroso:

$$e_v = \frac{TDH_n}{TDH_r} \quad \text{Equação 16}$$

em que,

TDH_n = tempo de detenção hidráulica teórico (d);

TDH_r = tempo de detenção hidráulica real (d).

- eficiência hidráulica (λ), definida por Persson et al. (1999), pela Equação 17, é um índice com o qual pode se avaliar a eficiência volumétrica levando em conta o formato da curva resposta do traçador. Esse índice classifica a eficiência hidráulica em três grupos, sendo $\lambda > 0,75$ considerada como boa, de $0,5 < \lambda \leq 0,75$, satisfatória e $\lambda \leq 0,5$, de eficiência hidráulica pobre:

$$\lambda = \frac{t_p}{TDH_n}$$

Equação 17

em que,

t_p = tempo relativo à concentração de pico da curva (d);

TDH_n = tempo de detenção hidráulica teórico (d).

- Índice de Morril (*IDM*), obtido pela razão entre o tempo de passagem de 90% e 10% da massa de traçador na saída do reator (Equação 18). Esse índice assume valor igual a 1 para fluxo pistão ideal e 22 para mistura completa.

$$IDM = \frac{t_{90}}{t_{10}}$$

Equação 18

em que,

t_{90} = tempo em que 90% da massa do traçador deixa a unidade (d);

t_{10} = tempo em que 10% da massa do traçador deixa a unidade (d).

3.3.3 Modelos hidrodinâmicos

Na busca de melhor compreensão do comportamento de um sistema real, a ponto de se prever a conversão dos produtos e projetar novos sistemas, esforços têm sido empreendidos para se propor modelos hidrodinâmicos (FOGLER, 2008).

Em sistemas reais que apresentem escoamento com pequenos desvios do pistonado, tal como reatores tubulares de leito vazio ou de leito fixo, dois são os modelos mais utilizados: o modelo de dispersão e o modelo de tanques em série. Ambos geram resultados semelhantes e são caracterizados por dependerem de apenas um parâmetro de entrada, dispersão “ d ”, para o primeiro caso, e número de tanques em série “ N ”, para o segundo caso (LEVENSPIEL, 2000).

3.3.3.1 Modelo de dispersão

Neste modelo, diferente do caso ideal, considera-se a ocorrência de dispersão longitudinal ao longo do escoamento, representada pelo parâmetro “ d ”, denominado número de dispersão, um adimensional dado pela razão entre a velocidade de transporte por dispersão e a velocidade de transporte por convecção, conforme apresentado na Equação 19 (FOGLER, 2008):

$$d = \frac{D}{u.l} \quad \text{Equação 19}$$

em que,

D = velocidade de transporte por dispersão ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$);

u = velocidade superficial ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$);

l = comprimento característico, no caso de leito fixo, refere-se ao diâmetro da partícula (m).

Segundo Levenspiel (2000), d assume valor igual a 0 para escoamento pistonado ideal, e ∞ para escoamento do tipo mistura completa. Ou seja, diante do valor de d calculado para um dado sistema é possível avaliar se o escoamento em estudo se aproxima de um fluxo ideal do tipo pistão ou mistura completa. Buscando facilitar, ainda mais, esse tipo de análise, Metcalf e Eddy (2003) sugeriram uma classificação de acordo com faixas de valores usualmente encontradas experimentalmente, as quais estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 – Classificação do grau de dispersão

<u>Grau de dispersão</u>	<u>Valor de d</u>
Grande	> 0,25
Moderado	0,05 a 0,25
Pequeno	< 0,05
Nenhum	0

A determinação experimental de d é feita com base nos parâmetros extraídos da DTR , levando-se em consideração a extensão da dispersão, conforme estabelecido por Levenspiel (2011):

- Para dispersão de pequena intensidade, $d < 0,01$, a variância pode ser calculada utilizando a Equação 20:

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{\sigma^2}{TDH_r^2} = 2d \quad \text{Equação 20}$$

em que,

σ_{θ}^2 = variância (adimensional);

σ^2 = variância (h);

TDH_r = tempo de detenção hidráulica real (h).

Quando a dispersão proporcionar grande desvio do escoamento pistonado $d > 0.01$. Existem três casos que levam em conta a condição de contorno.

- Para a condição fechada-fechada, ou seja, quando o traçador for injetado e coletado em regiões de escoamento bem direcionado, sem muitas perturbações, utilizar a Equação 21:

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{\sigma^2}{TDH_r^2} = 2d - 2d^2 \left(1 - e^{-\frac{1}{d}} \right) \quad \text{Equação 21}$$

- Para a condição aberta-aberta, quando traçador é injetado e coletado em região de mistura, utilizar a Equação 22:

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{\sigma^2}{TDH_r^2} = 2d + 8d^2 \quad \text{Equação 22}$$

- E nas condições aberta-fechada e fechada-aberta, quando injeção e coleta são realizadas em condições distintas, uma em escoamento bem direcionado e a outra em região de mistura, utilizar a Equação 23:

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{\sigma^2}{TDH_r^2} = 2d + 3d^2$$

Equação 23

A verificação da condição de contorno correta é fundamental para a escolha da equação que melhor represente a dispersão longitudinal no sistema, caso seja desconsiderada, os valores calculados poderão ser bem discrepantes da realidade.

3.3.3.2 Modelo de tanques em série

Esse modelo procura descrever, em linguagem matemática, o escoamento avaliado como uma sequência de tanques de mistura completa operando em série. De caráter mais simples, este modelo tem a flexibilidade ser utilizado em qualquer cinética (LEVENSPIEL, 2000).

Assim como o modelo anterior, pode ser aplicado aos casos em que o escoamento se aproxima do pistonado. Os resultados obtidos se assemelham aos gerados quando se avalia a dispersão, demonstrando, assim, que ambos os modelos podem ser igualmente utilizados.

Como dito anteriormente, o parâmetro fundamental desse modelo é denominado "número de tanques", sendo representado pela letra "*N*". Da mesma forma que o parâmetro do modelo disperso, *N* é calculado a partir dos parâmetros extraídos da *DTR*, conforme estabelecido na Equação 24 (FOGLER, 2008):

$$N = \frac{TDH_r}{\sigma^2} = \frac{1}{\sigma_{\theta}^2}$$

Equação 24

O parâmetro em questão varia dentro do intervalo que vai de 1 a ∞ , sendo que 1 corresponde a um comportamento de *CSTR* ideal e ∞ ao de um *PFR* ideal. Baseado nos limites desse intervalo é possível caracterizar o escoamento real pelo valor de *N* calculado. Ou seja, quanto mais próximo esse estiver do limite inferior, mais próximo o escoamento estará se comportando como mistura completa e quanto maior o valor de *N*, mais

próximo estará do fluxo pistonado (CRITES; TCHOBANOGLOUS, 1998). Cabe ainda ressaltar que N representa apenas um parâmetro matemático e não a representação de uma configuração física.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização das condições experimentais

O experimento foi conduzido no interior de uma casa-de-vegetação, instalada na Área Experimental de Armazenamento e Processamento de Produtos Agrícolas, do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa – DEA/UFV, Viçosa, Minas Gerais, tendo como coordenadas geográficas: latitude 20° 45' 14" S, longitude 42° 52' 53" W e altitude média de 650 m, conforme apresentado na Figura 2.



Figura 2 – Imagem aérea do local em que foi instalado o experimento, com detalhe das principais instalações.

Fonte: Google Maps.

O afluente utilizado no desenvolvimento da pesquisa foi esgoto sanitário (ES), proveniente de rede de esgoto do condomínio Bosque Acamari e adjacências, cujas principais características estão apresentadas na Tabela 3. Parte desse esgoto era bombeado para um reservatório localizado nos arredores do Laboratório de Hidráulica. A partir desse reservatório, a cada 5 dias, o ES era bombeado até uma caixa d'água de 1000 L, instalada no interior da casa-de-vegetação. Dessa caixa, fazia-se a

distribuição para os SACs-EHSS, por meio de três bombas peristálticas *ProMinet® CONCEPT*, de vazão máxima de $5,3 \text{ L h}^{-1}$.

Durante todo o período experimental, as bombas peristálticas operaram com vazão média de $0,03024 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, tal vazão proporcionava um TDH_n próximo a 3 dias, tempo adotado como suficiente para que o sistema apresentasse bom desempenho quanto à remoção de material orgânico.

Tabela 3 – Características médias do esgoto sanitário.

Variáveis	Número de amostras	Concentração
<i>DQO</i> (mg.L^{-1})	5	494 ± 104
<i>DBO</i> (mg.L^{-1})	5	226 ± 31
<i>SST</i> (mg.L^{-1})	5	246 ± 35
<i>N</i> (mg.L^{-1})	4	$485 \pm 5,5$
<i>P</i> (mg.L^{-1})	4	$8,6 \pm 0,8$
<i>K</i> (mg.L^{-1})	4	$7,4 \pm 0,8$
<i>pH</i>	5	$7,28 \pm 0,15$
<i>CE</i>	5	$759,8 \pm 85,6$

4.2 Sistema de tratamento

Os SACs-EHSS utilizados nas avaliações foram construídos em escala piloto, em fibra de vidro, todos com volume igual a $0,40 \text{ m}^3$ e alturas iguais a $0,40 \text{ m}$. As dimensões comprimento e largura variaram entre os SACs-EHSS, $1,00 \text{ m} \times 1,00 \text{ m}$, no SAC1, $2,00 \text{ m} \times 0,50 \text{ m}$, no SAC2 e $2,70 \text{ m} \times 0,37 \text{ m}$, no SAC3, que resultou em relações L/B iguais a 1,0; 4,0 e 7,3, respectivamente, conforme apresentado na Tabela 4. Esses diferentes arranjos geométricos foram propostos com a intenção de promover diferentes regimes hidráulicos de escoamento, conforme descrito em várias publicações que relacionam o aumento da relação L/B com a redução da dispersão no sistema (AGUNWAMBA et al., 1992; VON SPERLING, 1996, 1999; ABBAS et al., 2006).

Tabela 4 – Características construtivas e operacionais dos SACs-EHSS

Variável	SAC1	SAC2	SAC3
Comprimento - L (m)	1,0	2,0	2,7
Largura - B (m)	1,0	0,50	0,37
L/B	1,0	4,0	7,3
$h1^*$ (m)	0,4	0,4	0,4
$h2^{**}$ (m)	0,2	0,2	0,2
AS^{***} (m ²)	1,0	1,0	1,0
Volume total (m ³)	0,2	0,2	0,2
Volume útil – Vu (m ³)	0,084	0,084	0,084
TDH (d)	2,8	2,8	2,8
$Vazão - Q$ (m ³ .d ⁻¹)	0,03024	0,03024	0,03024

Nota: * altura da caixa de cada SAC; **altura do nível d'água mantido no reator e ***Área Superficial.

Os SACs-EHSS foram preenchidos até a altura de 0,25 m em relação ao fundo e o nível da água foi mantido até os 0,20 m, restando, assim, uma borda livre de 0,05 m. O meio suporte utilizado no preenchimento de todos os SAC foi constituído por brita # 0 (diâmetro – $D_{60} = 9,25$ mm, coeficiente de uniformidade – $CU D_{60}/D_{10} = 2,07$ e volumes de vazios inicial de 0,420 m³.m⁻³), reaproveitada de experimentos anteriores (FIA et al., 2010; FERRES, 2012). Antes de ser introduzido nas caixas de fibra de vidro, esse material foi peneirado em peneira utilizada na construção civil de diâmetro igual a 2 mm, para retirada da fração fina.

Os SACs-EHSS operaram em paralelo, sendo a distribuição do afluente foi feita por tubo de PVC (25 mm) com saída posicionada à meia altura da coluna de líquido (0,10 m do fundo). Nesse ponto, foi instalado um “tê”, no qual foi encaixada uma tubulação perfurada que fazia a distribuição do ES em toda extensão da largura, no início dos SACs-EHSS. A coleta do efluente foi feita pelo fundo da extremidade oposta, também por um tubo perfurado disposto de forma a cobrir toda a extensão da largura, ao final dos SACs-EHSS. Na parte externa, um sistema formado por tubo e joelho foi utilizado para controle da altura do líquido no interior dos SACs-EHSS.

Uma rede de pontos de coleta foi construída ao longo de cada SAC-EHSS, sendo constituída por tubos de PVC de 32 mm de diâmetro, os quais tinham a base perfurada para possibilitar a passagem do ES. Esses tubos

foram dispostos 2 a 2, em quatro posições equidistantes ao longo do sentido do escoamento.

Buscando minimizar os fatores interferentes no escoamento do ES no meio poroso dos SACs-EHSS, optou-se por trabalhar sem cultivo de espécies vegetais, uma vez que, o desenvolvimento da zona radicular dessas pode propiciar alterações na hidrodinâmica do sistema.

Para melhor compreensão de sistema descrito, está apresentado, na Figura 3, um croqui dos SACs-EHSS. Na Figura 4 estão apresentadas imagens da montagem do experimento, com detalhe para as principais estruturas e instalações nos SACs-EHSS.

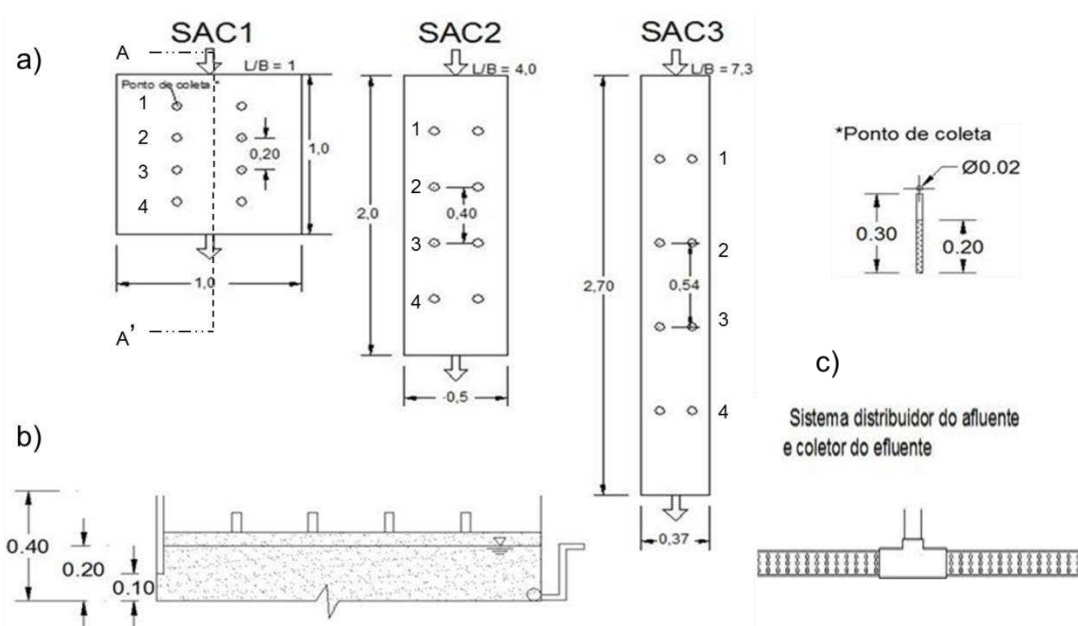


Figura 3 – Croqui do sistema. a) representação em planta contendo detalhes das dimensões e posicionamento dos pontos de coleta de amostras, sendo um desses, detalhado em corte e exibido em destaque. b) representação em corte longitudinal AA' com detalhes do sistema hidráulico de aplicação do afluente e drenagem do efluente. c) esboço da tubulação de distribuição e coleta de amostras da água residuária.



Figura 4 – Montagem dos SACs-EHSS e detalhe das principais estruturas. a) sistema de distribuição do afluente. b) sistema interno de captação do efluente. c) peneiramento da brita para remoção do particulado fino. d) disposição dos pontos de coleta ao longo do comprimento no SAC1. e) vista do sistema, com detalhe da caixa d'água de 1000 L onde o afluente era armazenado. f) vista de cima dos três SACs-EHSS, da esquerda para direita SAC1, SAC3 e SAC2. g) parte externa do tubo de distribuição onde foi acoplada a saída da bomba.

4.3 Condução do experimento

O experimento teve duração de 150 dias, compreendido entre os meses de maio a setembro de 2015, sendo divididos em três etapas subsequentes:

- **Etapa I:** Alimentação dos SACs-EHSS com água limpa e realização do primeiro ensaio hidrodinâmico com utilização de traçador, período com duração de 30 dias (maio a junho);
- **Etapa II:** Alimentação dos SACs-EHSS com ES, estabilização do sistema biológico e monitoramento do sistema, período com duração de 90 dias (junho a agosto);
- **Etapa III:** Realização de ensaio hidrodinâmico com traçador, sendo os SACs-EHSS ainda alimentados com ES, período com duração de 30 dias (agosto a setembro).

4.4 Monitoramento e avaliação do sistema

Após conduzido o primeiro ensaio hidrodinâmico, os SACs-EHSS começaram a ser carregados com ES. Inicialmente, um período de 30 dias (durante todo o mês de junho) foi aguardado para que a biomassa do sistema se estabilizasse, lembrando que o meio suporte já havia sido utilizado em outros experimentos, portanto não se tratava de um meio “virgem”, o que acelerou o processo de estabilização da biomassa. Em seguida, foram iniciadas as campanhas de coleta e análise, compreendidas entre os meses de julho e agosto. Ao todo, foram realizadas 6 campanhas, com frequência de 10 dias, sendo realizadas sempre no período da manhã. Durante essas campanhas, foram coletadas amostras do afluente, efluente e das posições intermediárias dos SACs-EHSS. Do afluente, era retirada uma única amostra em cada campanha, uma vez que se tratava de água residuária proveniente da mesma fonte. Como cada ponto intermediário era formado por dois tubos paralelos, a amostra representativa de cada ponto era formada pela junção de 300 mL extraídos de cada um dos tubos

paralelos. As amostras do efluente foram coletadas na saída de cada SACs-EHSS, Figura 5.



Figura 5 – Amostras do ES coletado nos SACs-EHSS. Da direita para esquerda: SAC1, SAC2 e SAC3. As amostras foram ordenadas segundo o ponto em que foram coletadas, sendo a da extremidade esquerda afluente e a da extremidade direita efluente.

As amostras coletadas foram coletadas sempre no período da manhã, em torno das dez hora, armazenadas em frascos de plástico PET (600 mL), acondicionadas em caixa térmica com gelo e conduzidas, em seguida, até o Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, para análise.

Características como temperatura e vazão foram medidas *in loco*, sendo a temperatura aferida por meio de termômetro de mercúrio e a vazão pelo método direto.

No Laboratório de Qualidade da Água, em conformidade com as recomendações do *Standard Methods of the Wastewater Examination* (APHA, 1995; MATOS, 2012, 2015), foram realizadas análises de DQO total e solúvel, pelo método de oxidação química em refluxo aberto; DBO₅ total e solúvel pelo método Winkler; *pH* por meio de peagâmetro de bancada “DIGIMED DM-20” (eletrodo de platina imerso em solução eletrolítica) com resolução de 0,1/0,01; condutividade elétrica (CE) quantificada com condutivímetro de bancada “Cia da Água”, modelo Mca-150. As variáveis CE, DQO e DBO total e solúvel foram analisadas desconsiderando-se as perdas por evaporação (dados não corrigidos) e considerando as perdas (dados corrigidos). Quando considerada a perda por evaporação, assumiu-se que essa ocorreu de forma homogênea em todo o SAC-EHSS, sendo a correção feita proporcionalmente à distância de cada ponto amostrado por

regra de três simples nas concentrações, Equação 25, Equação 26 e Equação 27.

$$W_x = \frac{W}{c_x} \quad \text{Equação 25}$$

$$c_x = \frac{c}{L} \quad \text{Equação 26}$$

$$C_{\text{corr}} = C_{\text{medida}} \cdot (1 - W_x \cdot 100) \quad \text{Equação 27}$$

em que,

W_x = percentual de água perdida a uma distancia c (%);

W = percentual total de água perdida no sistema (%);

c_x = distancia relativa;

c = distancia da entrada até um ponto c no interior do sistema (m);

L = comprimento total do sistema (m);

C_{corr} = concentração corrigida (mg.L^{-1});

C_{medida} = concentração medida (mg.L^{-1}).

As variáveis avaliadas ao longo do experimento foram submetidas à análise descritiva e à análise de variância. Antes da análise de variância, os dados eram avaliados quanto à normalidade, pelo teste de Shapiro Wilk, a 5% de significância. Quando os dados apresentavam distribuição normal, as médias eram submetidas à ANOVA e em caso de diferença significativa comparadas segundo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Em caso de não normalidade, as médias eram comparadas segundo Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade. Foram comparadas, também, as médias antes e após as correções das perdas hídricas por evaporação, para isso utilizou-se o teste t pareado para os dados que apresentavam distribuição normal e o teste de Wilcoxon, para os dados que apresentavam distribuição não normal, ambos a 5% de significância. As análises estatísticas foram feitas com auxílio do software *SigmaPlot 11.0*.

Além do modelo proposto por Brasil et al. (2007), que motivou o presente trabalho, os dados de DQO e DBO nas formas bruta e solúvel foram ajustados ao modelo cinético de primeira ordem convencional

(Equação 2), $k-C^*$ (Equação 6) e retardamento (Equação 9). O ajuste dos modelos foi realizado por estimativa simultânea dos parâmetros, minimizando-se a soma dos erros quadrados, com auxílio do *software OriginPro 9.0*. Na obtenção dos coeficientes, utilizou-se o tempo de detenção hidráulico nominal (TDH_n).

4.5 Estudo hidrodinâmico

O estudo hidrodinâmico foi executado duas vezes, a primeira denominada Ensaio 1 ocorreu logo que o sistema foi montado, quando era abastecido com água limpa. No Ensaio 1 procurou-se identificar as condições iniciais dos sistemas. O segundo estudo, denominado Ensaio 2, teve início após o período de 90 dias de monitoramento do sistema, ocasião em que era aplicado ES nos SACs-EHSS. No Ensaio 2, procurou avaliar a ocorrência de alterações nas condições hidrodinâmicas dos SACs-EHSS após o período de tratamento do ES.

As diferenças impostas nos dois estudos com traçador foram: no Ensaio 1, o fluído que alimentou os SACs-EHSS foi a água limpa de torneira e a solução traçadora utilizada foi preparada com uma massa de 100 g de LiCl (16,37 g de Li^+) dissolvidos em 500 mL de água; no Ensaio 2, o fluido utilizado foi o ES e a solução traçadora foi preparada com uma massa de 50 g de LiCl (8,19 g Li^+) dissolvidos em 300 mL de água. No Ensaio 1 foi utilizada uma massa maior de LiCl, pois não se sabia a intensidade dos efeitos dispersivos e sortivos do meio e, com isso, procurou-se garantir o sucesso do ensaio. Diante dos resultados, observou-se que essa massa do Ensaio 2 poderia ser reduzida, sem prejuízo no desempenho do sistema em estudo.

A metodologia escrita a seguir, foi embasada nas referências Teefy (1996); Levenspiel (2000); Metcalf e Eddy (2003); Headley e Kadlec (2007) e Fogler (2008) e contempla, em igualdade, os dois ensaios realizados.

A massa de traçador adicionada nos reatores foi calculada com base em três quesitos: concentração de *background* no afluente, limite de detecção da curva do equipamento e pico de máxima concentração do

traçador desejado (HEADLEY; KADLEC, 2007). Amostragens prévias da água limpa e do esgoto sanitário demonstraram concentração não detectável de lítio, portanto, a concentração de *background* foi considerada zero, o limite de detecção da curva de calibração foi de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$, e os picos de concentração foram estimados com base no volume útil, de modo a produzir 200 mg.L^{-1} , no primeiro ensaio, e 100 mg.L^{-1} , no segundo ensaio, para isso utilizou-se a Equação 28:

$$M = C \cdot V_u \quad \text{Equação 28}$$

em que,

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

C = concentração de pico (mg.L^{-1});

V_u = volume útil do reator (L).

A solução preparada com a massa previamente calculada de traçador foi, então, aplicada na forma de pulso (aplicação por aproximadamente 2 min), permanecendo a aplicação do afluente aos SACs-EHSS. Uma vez aplicado o pulso, amostras do efluente passaram a ser coletadas e armazenadas em pequenos frascos plásticos para posterior leitura da concentração de Li nas amostras, utilizando-se, para isso, um fotômetro de chama (*CELM-180*[®]).

As coletas seguiram a seguinte frequência amostral:

- 1° dia de coleta: amostragem de 1 em 1 hora;
- 2° ao 6° dia: amostragem de 2 em 2 horas;
- 7° ao 11° dia: 4 em 4 horas;
- 12° ao 15° dia: 8 em 8 horas;
- 16° ao 21° dia: a cada 24 horas.

A coleta cessou quando a concentração de lítio já não podia ser mais detectada no efluente, utilizando-se o fotômetro de chama.

Com os dados de concentração, vazão efluente diária e tempo de permanência de cada amostra, construiu-se a curva C_{pulso} , a partir da qual

puderam ser obtidos os seguintes parâmetros: massa total recuperada, tempo de detenção hidráulica real (Equação 12), variância (Equação 13) e tempo da concentração de pico (t_p) (LEVENSPIEL, 2000; METCALF; EDDY, 2003; HEADLEY; KADLEC, 2007; FOGLER, 2008). Esses parâmetros, juntamente com o tempo de detenção hidráulica teórico (Equação 4), serviram de base para o cálculo dos seguintes índices: atraso normalizado (Equação 14), eficiência volumétrica (Equação 16), eficiência hidráulica (Equação 17), índice de Morril (Equação 18), número de dispersão (Equação 21, Equação 22 e Equação 23) e número de tanques em série (Equação 24).

5 RESULTADO E DISCUSSÃO

A seguir são apresentados os resultados dos procedimentos experimentais executados, bem como a discussão dos mesmos.

5.1 Estudo hidrodinâmico

Os resultados do estudo com traçador (LiCl), são apresentados por meio das curvas C_{pulso} (Concentração versus tempo), na Figura 6, e também na Tabela 5, na qual estão apresentadas as principais características hidrodinâmicas extraídas das curvas. Por meio dessas informações foi possível afirmar que os ensaios podem ser considerados válidos, fato este comprovado pelos percentuais recuperados da massa aplicada superiores a 85% em todos os casos, tal como estabelecido por Headley e Kadlec (2007). O menor percentual recuperado foi de 90% para o SAC3 do Ensaio 2. Já nos SAC2 e SAC3 do Ensaio 1, e SAC1, do Ensaio 2 a recuperação foi superior aos 100%. De acordo com Garcia et al. (2004), essa recuperação acima dos níveis máximos pode ser explicada por oscilações na vazão devido à evaporação no interior da casa-de-vegetação. Acredita-se, também, que a maneira com que foi realizado o experimento, pela coleta discreta de amostras ao invés de contínua, como seria possível no caso de utilização de uma sonda, tenha influenciado na obtenção desses valores. Isso porque na coleta discreta o intervalo de tempo entre cada coleta é maior do que na coleta contínua, com uso de sonda, com isso assume-se que durante todo o intervalo de tempo entre as coletas a concentração de traçador foi sempre a mesma. Isso acarreta em superestimativa nos casos de picos de concentração que duram menos do que o intervalo de coleta. Em coletas contínuas esse efeito é atenuado devido à programação que pode ser feita nos equipamentos, de modo que estes colem em intervalos menores de tempo.

Na Figura 6 é possível perceber que todas as curvas, tanto as do Ensaio 1 como as do Ensaio 2, são marcadas por um forte caráter oscilatório, condição que só deixa de existir com o início do decaimento

exponencial, em forma de cauda. Segundo Levenspiel (2000), esse caráter oscilatório, também verificado por Santiago (2008), é característico de escoamentos com elevada recirculação interna, resultante de variações da vazão ao longo do tempo de experimentação. De acordo com Kadlec e Wallace (2008), as perdas por evaporação podem ser responsáveis por variações na vazão, esse efeito pode ter sido responsável pelo comportamento apresentado nas curvas, bem como pela ocorrência de diversos picos de concentração.

O efeito caudal, observado em todos os casos, embora tenha sido mais pronunciado no Ensaio 1 do que no Ensaio 2, é caracterizado por um decaimento exponencial na concentração efluente do traçador ao final do ensaio. Dentre os SACs-EHSS avaliados, o SAC3 ($L/B = 7,3$) é o que apresentou esse efeito em menor intensidade, possivelmente por ter configurações mais alongadas e, portanto, ser esperada menor dispersão. Segundo Nardi et al. (1999), o fenômeno caudal é decorrente da lenta mobilidade do traçador no meio poroso, tendo em vista que ele se dispersa/difunde para regiões estagnadas do meio, ou em razão do atraso proporcionado pela sua sorção no meio suporte. Esses autores, consideram ainda, que esse efeito pode causar alteração na interpretação da hidrodinâmica do meio. Autores como Vilas Bôas (2012), Holcová et al. (2013) e Magalhães Filho et al. (2013) também registraram semelhante ocorrência.

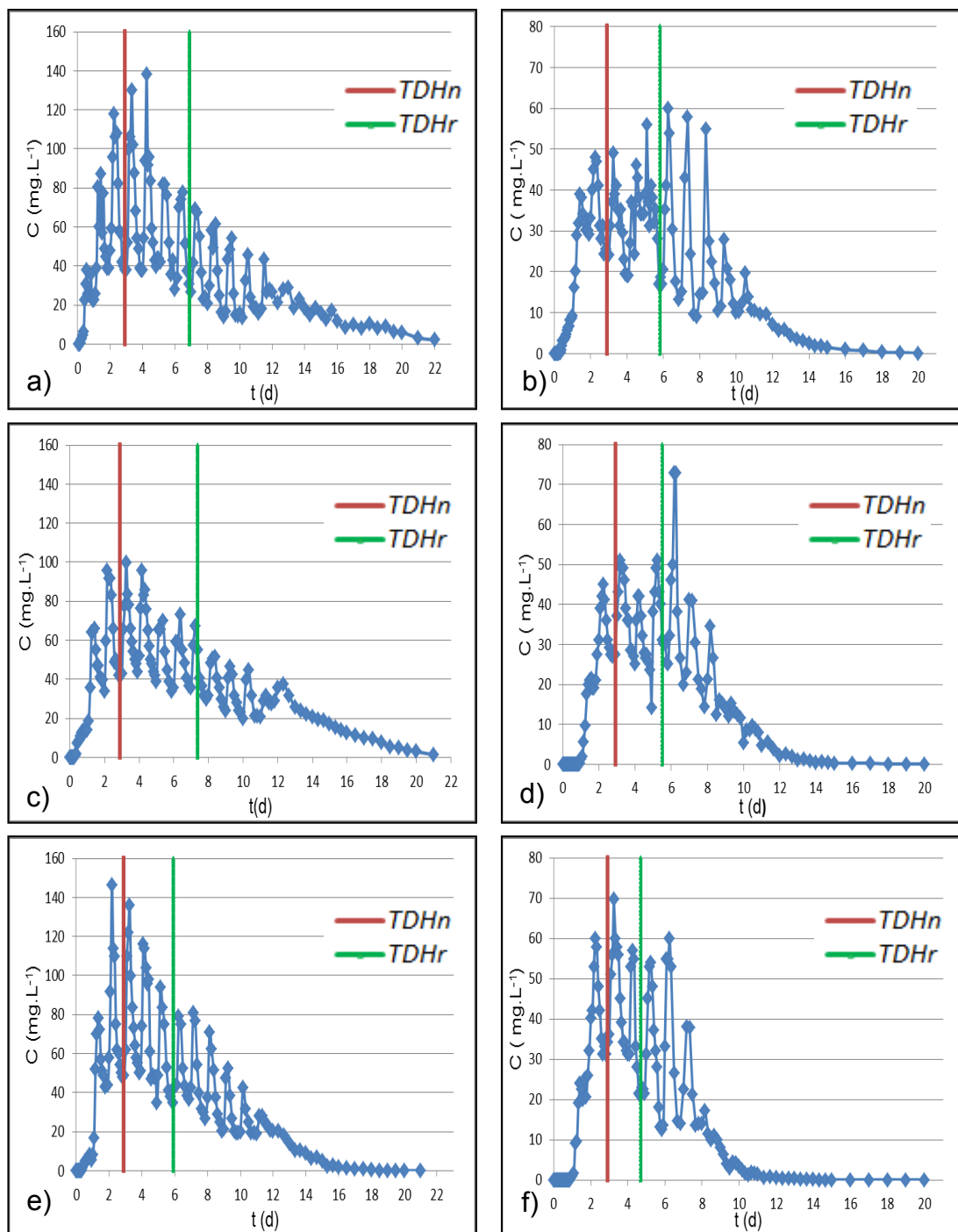


Figura 6 – Curvas C_{pulso} obtidas por meio do estudo com traçador, sendo as da esquerda pertencentes ao Ensaio 1 e as da direita ao Ensaio 2. As curvas “a” e “b” exibem o resultado para o SAC1, as curvas “c” e “d” para o SAC2 e as curvas “e” e “f” para o SAC3. Destacam-se, ainda, duas retas verticais, vermelha indicando TDH_n (tempo de detenção nominal ou teórico) e verde indicando TDH_r (tempo de detenção real).

Nota: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

A análise das relações entre os diferentes tempos característicos, apresentados na Figura 6 pelas retas vermelha (TDH_n) e verde (TDH_r), foi realizada em conjunto com a Tabela 5, nas quais estão apresentados, também, outros parâmetros hidrodinâmicos.

Tabela 5- Características hidrodinâmicas dos SAC1, SAC2 e SAC3, n os ensaios 1 e 2.

Características hidrodinâmicas						
	Ensaio 1			Ensaio 2		
	SAC1	SAC2	SAC3	SAC1	SAC2	SAC3
Traçador recuperado (%)	98,00	102,70	100,30	101,4	94,70	90,40
TDH_n (d)	2,90	2,90	2,90	2,90	2,90	2,90
TDH_r (d)	6,92	7,40	5,92	5,85	5,52	4,71
t_p (d)	4,20	3,20	2,20	6,25	6,20	3,20
σ^2 (d ²)	22,46	21,22	11,78	10,79	7,00	4,72
σ_θ	0,47	0,39	0,34	0,32	0,23	0,21
φ_θ	0,03	0,04	0,07	0,05	0,17	0,19
e_v	2,37	2,53	2,03	2,00	1,89	1,61
λ	1,45	1,10	0,75	2,15	2,13	1,10
IDM	7,53	6,24	5,12	5,51	3,81	3,46

Nota: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

Como pode ser visto o tempo associado à concentração de pico (t_p) diminuiu à medida que aumentou a relação L/B . Acredita-se que esse comportamento possa estar relacionado à evaporação diferenciada, promovida pelas diferentes configurações dos SACs, como pode ser visto pelo maior tempo de detecção do pico de concentração nos SAC1 e SAC2, onde a evaporação foi mais intensa. Além disso, percebe-se que os processos evaporativos foram mais intensos no Ensaio 2 levando ao aumento de t_p em todos os SACs. Essa hipótese é corroborada por Chazarenc et al. (2003, 2010), o quais associaram o aumento do TDH à maior perda hídrica. Tal comportamento foi também verificado por Borges et al. (2009).

Analisando o parâmetro φ_θ , definido como tempo de atraso normalizado, verifica-se que este apresentou comportamento crescente com o aumento na relação L/B . Ou seja, no SAC1 de L/B igual a 1, onde

esperava-se maior a formação de caminhos preferenciais, devido a menor extensão longitudinal, o atraso dos primeiros sinais do traçador na saída do sistema é menor, já no caso do SAC3, de L/B igual a 7,3, os primeiros sinais do traçador na saída do sistema demoraram mais a serem detectados. Esses resultados corroboram os obtidos por Garcia et al. (2004), que também verificaram aumento na magnitude desse parâmetro com o aumento na relação L/B de SACs. A análise do parâmetro φ_θ possibilita maior confiabilidade do que a análise de antecipação apresentada anteriormente, pelo fato da detecção dos primeiros sinais de traçador na saída do efluente ser menos influenciada por processos evaporativos.

O tempo médio real (TDH_r) extraído da DTR foi maior, em todos os casos, que os do TDH_n , sendo a diferença mais acentuada no Ensaio 1. Bowmer (1987) e U.S. EPA (1988) atribuíram essa ocorrência à evapotranspiração, que promoveu a saída de parte da água contida na água residuária ao longo do dia. Garcia et al. (2004) atribuíram essas diferenças entre TDH_r e TDH_n às irregularidades do fundo dos SACs-EHSS, desníveis indesejados na superfície do substrato (meio poroso) e até a erros de estimativa da porosidade do meio. Autores como Jimenez et al. (1988); Nardi et al. (1999); Borges et al. (2009); Calheiros et al. (2009) e Vilas Bôas (2012) acreditam que este comportamento se deve ao forte efeito de cauda, causado pelo aprisionamento do traçador em zonas mortas do sistema. Neste trabalho acredita-se que tanto o efeito de cauda como as oscilações diárias de evaporação durante o período do ensaio podem ter interferido. Essa hipótese se baseia no fato de que as diferenças entre TDH_r e TDH_n foram menores no segundo ensaio, no qual foi possível notar menor efeito de cauda que no Ensaio 1. Quanto à evaporação, acredita-se que essa tenha interferido, tal como pode ser visto pelo forte comportamento oscilatório apresentado pelos sistemas, em ambos ensaios.

No Ensaio 2, apesar de também superiores, nota-se redução no valor de TDH_r quando comparado aos valores obtidos no Ensaio 1. Essa redução tem ligação com a redução do volume útil, decorrente do crescimento do biofilme e intensificação de caminhos preferenciais que levam à ocorrência de curto circuito. Grismer et al. (2001), ao realizarem ensaio com traçador, durante três anos consecutivos, em dois SACs, um denominado “novo”, por

não ter recebido água residuária, e outro denominado “antigo”, por já ter sido utilizado no tratamento de água residuária, obtiveram TDH_r menor no SAC antigo e atribuíram isso ao crescimento do biofilme e consequente redução no volume útil do sistema.

A variância adimensional, σ^2_θ , foi menor no Ensaio 2 que no Ensaio 1. Ou seja, o desenvolvimento do biofilme devido à passagem de ES alterou as condições de dispersão iniciais. Em todos os ensaios, pôde-se verificar que os valores de σ^2_θ mantiveram uma relação inversamente proporcional ao valor da razão L/B . A ocorrência desse mesmo fenômeno foi verificada também por Garcia et al. (2004).

No que diz respeito à eficiência volumétrica, valor igual a 1,0 indica utilização de todo volume disponível para escoamento e valores maiores ou menores que 1,0 ineficiência na utilização do volume poroso. Neste trabalho foram encontrados, em todos os casos, valores que excederam à unidade, muitos deles acima de 100%. De acordo com Guimarães (2013), valores de e_v acima de 100% são encontrados quando o TDH_r é superior ao TDH_n , como foi anteriormente verificado, porém esse não era um resultado esperado, no presente trabalho. Essa ocorrência também é justificada pelas perdas hídricas e aprisionamento do traçador em zonas mortas do sistema. Os valores de e_v foram sempre inferiores no SAC 3, que é aquele que recebeu maior carga orgânica maior por área transversal, estando sujeito, assim, a mais rápida obstrução dos poros e redução no volume efetivo para escoamento. Entretanto, a maior redução da eficiência volumétrica ocorrida entre os Ensaios 1 e 2, foi observada no SAC 2.

Avaliando o parâmetro λ , critério estabelecido por Persson et al. (1999) que determina valor mínimo de 0,75 para sistemas com boa eficiência hidráulica, verifica-se que todos os sistemas apresentaram eficiências muito altas, sendo as obtidas no ensaio 2 ainda maiores do que as obtidas no ensaio 1.

De acordo com o índice de Modril (IDM), que assume valor igual a 1,0 para fluxo pistão ideal e 22,0 para mistura completa, verifica-se que os SACs-ESS, tanto no Ensaio 1 como no Ensaio 2, apresentaram valores que estiveram mais próximos ao limite inferior (1), portanto mais próximo a um fluxo em pistão do que de mistura completa. Nota-se, ainda que, após a

passagem do ES (Ensaio 2), as características desse índice modificaram, fazendo com que os valores obtidos em todos os SACs-ESS fossem reduzidos, ou seja, houve redução na dispersão longitudinal em todos reatores. Apesar do SAC3 possuir L/B 7,3 vezes maior que o SAC1, os valores do IDM do SAC3 foram levemente superiores aos obtidos no SAC1, ou seja, as diferentes geometrias dos SACs-ESS estudados não proporcionaram grandes alterações neste parâmetro.

Para um entendimento maior acerca dos efeitos dispersivos de cada um dos reatores, calculou-se o número de dispersão (d) do modelo disperso e o número de tanques (N) do modelo de tanques em série, como é destacado na Tabela 6

Tabela 6 - Número de dispersão (d) segundo três condições de contorno e número de tanques em série (N) dos SAC1, SAC2 e SAC3.

Condição de contorno	Ensaio 1			Ensaio 2		
	SAC1	SAC2	SAC3	SAC1	SAC2	SAC3
d (fechado-fechado)	0,35	0,26	0,21	0,20	0,13	0,12
d (aberto-aberto)	0,15	0,13	0,11	0,11	0,09	0,08
d (aberto-fechado)	0,18	0,16	0,14	0,13	0,10	0,09
N	2,13	2,58	2,97	3,17	4,36	4,71

Nota: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

Buscando demonstrar que a adoção de inadequada condição de contorno do modelo disperso pode acarretar em interpretação incorreta da dispersão, foram calculados os valores de d para as três possíveis condições. Apesar de Kadlec e Knight (1996) recomendarem a aplicação da condição de contorno de vaso fechado-fechado para representar SACs-EHSS, acredita-se que a condição de contorno que mais se adequa à condição do presente experimento é a de vaso aberto-fechado, uma vez que a solução traçadora foi adicionada em tubulação que a leva diretamente ao interior do meio suporte, sendo o efluente coletado na tubulação de saída, fora do SAC.

Sendo assim, percebe-se em todos os casos, tanto do Ensaio 1 como no Ensaio 2, que os valores de d estiveram dentro da faixa de dispersão

moderada ($0,05 < d < 0,20$), tal como estabelecido por Metcalf e Eddy (2003). Nota-se que foram próximos aos resultados encontrados em outras publicações: 0,07 a 0,35 (KADLEC; KNIGHT, 1996; KING et al., 1997); 0,079 (LEVENSPIEL, 2000); 0,05 a 0,16 (SANDOVAL-COBO; PEÑA, 2007, citados por PAOLI; VON SPERLING, 2013); 0,19 para sistemas não plantados e entre 0,14 a 0,31 para sistemas plantados (VILLASEÑOR et al., 2011); 0,14 para o sistema não plantado e 0,16 e 0,32 para os plantados (MATOS, 2015).

Observou-se que os valores de d (condição aberto-fechado) obtidos nos SACs-EHSS, nos dois ensaios, pouco diferiram entre si. Esperava-se que essa diferença, principalmente entre os dos SACs-EHSS de maior diferença geométrica, SAC1 ($L/B = 1,0$) e SAC3 ($L/B = 7,3$), fosse mais acentuada, assim como encontrado por Vilas Bôas (2012).

Todos os SACs-EHSS apresentaram diminuição nos valores de d , do Ensaio 1 para o Ensaio 2, ou seja, houve diminuição dos efeitos dispersivos no meio. Este comportamento, de diminuição da dispersão após um tempo de operação, foge do que era esperado. Acredita-se que tal fenômeno possa ter ligação com o fato de ter sido utilizado água de torneira para realização do Ensaio 1, ou seja, ao adicionar o traçador, solução carregada de sais, em um ambiente de baixa concentração de sais pode ter ocorrido um grande efeito difusivo, principalmente, por se tratar de um ambiente com baixa velocidade de escoamento. Este fenômeno pode, então, ter acarretado em um valor superestimado da variância obtida na curva C_{pulso} e consequentemente no valor de d que depende desta variável. Diferentemente da redução do parâmetro d verificada nesse trabalho, Matos (2015) observou aumento na magnitude desse parâmetro ao comparar os resultados do seu ensaio (0,16 e 0,32 no sistema plantado e 0,14 no sistema não plantado), com os resultados obtidos por Paoli e von Sperling (2013) (0,084 no sistema plantado e 0,079 no não plantado), obtidos cerca de cinco anos atrás, no mesmo sistema. Ou seja, diante do aumento da colmatção, o sistema apresentou maiores valores de d .

Por meio da análise do número de tanques em série (N), em que N igual a 1 indica fluxo ideal do tipo mistura completa e valores superiores a 1 indicam distanciamento deste comportamento com tendência ao comportamento pistonado, chega-se às mesmas considerações feitas para d , ou seja, que os sistemas apresentaram comportamento disperso e que houve redução da dispersão do Ensaio 1 para o 2. Como pode ser visto pelos maiores valores de N no Ensaio 2.

Além disso, a análise de N também demonstrou semelhança entre as características hidrodinâmicas dos SACs-EHSS, como pode ser observado pelos valores próximos de N obtidos nos SACs 1 e 3, tanto no Ensaio 1 como no SAC2, apesar da grande diferença geométrica existente entre eles, ($L/B = 1,0$ e $7,3$).

Os valores de N obtidos neste trabalho foram menores que os valores encontrados por Paoli e von Sperling (2013), 6,9 para o sistema não plantado e 6,5 para o plantado. No entanto, foram muito semelhantes aos observados por Matos (2015), 3 para o sistema plantado e 4 para o sistema não plantado, que avaliou o mesmo sistema que os autores anteriores, cerca de cinco anos mais tarde. Comparando essas duas publicações, nota-se que após anos de tratamento, quando o sistema se encontrava com elevado grau de colmatção, os valores de N , ao contrário de d , sofreram redução. Outras publicações, como a de Sandoval-Cobo e Peña (2007), citada por Paoli e von Sperling (2013), encontraram valores de N na faixa de 4,3 a 15,8; Chazarenc et al. (2003), ao avaliarem SACs-EHSS cultivados com diferentes espécies vegetais, sob diferentes condições operacionais, encontraram valores de N entre 7 e 14; e Villaseñor et al. (2011) que também encontrou valores próximos aos obtidos nesse trabalho, 2,7 para o sistema não plantado e entre 1,6 e 3,5 para os sistemas plantados. Após analisar d e N , vê-se que as diferentes geometrias pouco influenciaram no comportamento hidrodinâmico nos SACs-EHSS. Prova disso é vista pelo SAC3, que apesar de possuir a geometria mais alongada ($L/B = 7,3$), próxima da condição de fluxo em pistão, esteve longe de apresentar um fluxo deste tipo. Portanto, esta constatação só vem a corroborar diversas publicações, que acreditam que o comportamento de um SAC-EHSS foge do comportamento de um pistão ideal (BRIX; SCHIERUP, 1990; NETTER,

1994; WERNER; KADLEC, 2000; GARCIA et al., 2004; BRASIL et al., 2007). Com base nos resultados obtidos, verificou-se que a melhor classificação para o modelo do escoamento em todos os reatores é a de fluxo disperso.

5.2 Condições ambientais e operacionais do sistema

As temperaturas do afluente e efluente dos SACs-EHSS, em cada uma das coletas, juntamente com a temperatura ambiente na hora da coleta, estão exibidas na Figura 7.

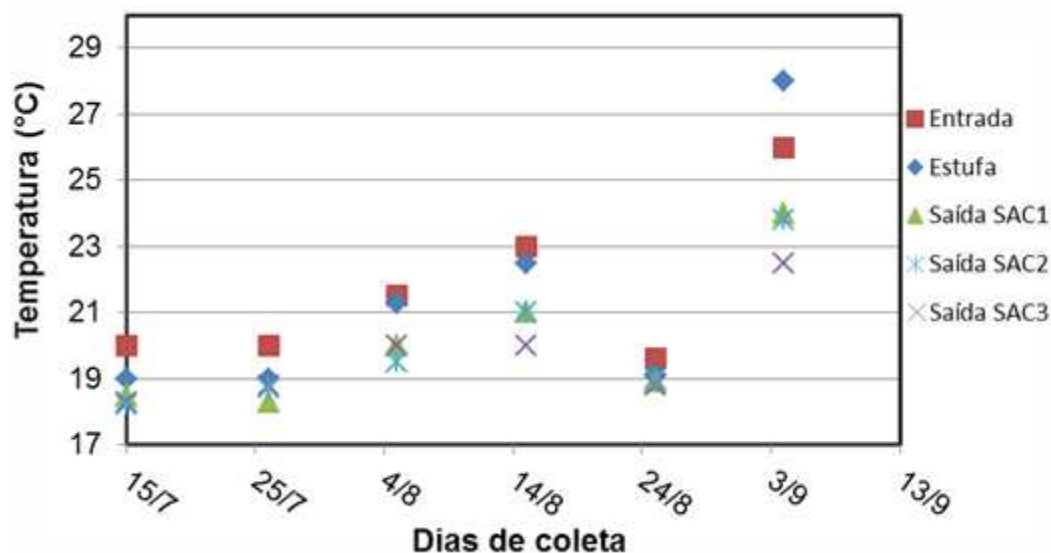


Figura 7 - Temperatura do afluente e do efluente de cada SAC-EHSS e temperatura do ar no interior da casa-de-vegetação, no horário da coleta.

Verifica-se, em todos os casos, que os SACs-EHSS possuem a mesma capacidade de atenuar as temperaturas do afluente, estando a temperatura do efluente, em todos os SACs-EHSS, bem próxima.

Por vezes, durante o período experimental, ocorreu que as bombas dosadoras proporcionassem pequenas alterações na vazão distribuída, devido à ocorrência de entupimentos e oscilação no funcionamento do próprio equipamento. Por isso, as vazões afluentes eram frequentemente aferidas e ajustadas para que se mantivessem iguais a $0,03024 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. A vazão efluente ao sistema foi também medida nos dias de coleta e em

alguns momentos durante o período de experimentação, sendo os valores médios dessas medidas apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Valores médios de vazão efluente do sistema juntamente com o desvio padrão das amostras.

Vazão efluente dos reatores			
	SAC1	SAC2	SAC3
Q (m ³ .d ⁻¹)	0,0281 ± 0,0018	0,0288 ± 0.0024	0,0297 ± 0,0032

Nota: os valores médios são referentes ao conjunto de 6 amostras para cada ponto. SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

Verificou-se, em todos os SACs-EHSS, que as vazões efluentes foram menores que a afluente. Esse fenômeno pode ser atribuído à elevada temperatura e baixa umidade relativa do ar no interior da casa-de-vegetação, proporcionando a ocorrência de baixas perdas de água por evaporação (7,1%, no SAC1, 4,8% no SAC2 e 1,8% no SAC3) assim como relatado por Brasil (2005), Fia (2009) e Ferres (2012) em outros experimentos conduzidos no mesmo local.

Como pode se visto, as perdas por evaporação variaram entre os SACs-EHSS, sendo o SAC1, de formato quadrado, o que apresentou a maior perda e o SAC 3, mais alongado, a menor. Observa-se que as diferentes geometrias promoveram perdas distintas, apesar da área superficial exposta ser a mesma. Esses resultados evidenciaram o efeito parede na efetividade da ação evaporativa do vento. Essas perdas por evaporação em cada SAC-EHSS foram utilizadas, tal como já comentado, para efetuar as correções nas concentrações das variáveis *CE*, *DQO* e *DBO* total e solúvel do líquido em tratamento.

5.3 *pH* e condutividade elétrica

Na Tabela 8 estão apresentados os valores médios e os respectivos desvios padrões do *pH* medido no afluente, efluente e ao longo do comprimento dos SACs-EHSS.

Tabela 8 – Valores médios e desvio padrão de *pH* obtidos no afluente, efluente e pontos intermediários dos SACs-EHSS.

	Valores de <i>pH</i>					
	Afluente	1	2	3	4	Efluente
SAC1	7,09 ± 0,15	7,16 ± 0,11	7,23 ± 0,09	7,28 ± 0,09	7,31 ± 0,09	7,49 ± 0,07
SAC2	7,09 ± 0,15	7,09 ± 0,14	7,16 ± 0,13	7,21 ± 0,11	7,24 ± 0,12	7,43 ± 0,17
SAC3	7,09 ± 0,15	7,12 ± 0,11	7,13 ± 0,11	7,26 ± 0,07	7,34 ± 0,05	7,53 ± 0,06

Nota: os valores médios são referentes ao conjunto de 6 amostras para cada ponto.

SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

Nota-se que os valores médios de *pH* mantiveram-se dentro da neutralidade e mesmo tendo sofrido pequeno aumento ao longo dos SACs-EHSS, permaneceram dentro da faixa ideal para a sobrevivência dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica no meio (METCALF; EDDY, 2003) cuja faixa ideal está entre 7,2 e 7,5. Além disso, nota-se que todos os pontos apresentaram pequeno desvio padrão, o que segundo Valentim (2003) é indício do grande poder de tamponamento do sistema. Este comportamento tampão é também descrito no estudo realizado por Kadlec e Wallace (2008), que fizeram um levantamento do comportamento do *pH* na água residuária entre a entrada e a saída de SACs-EHSS instalados em diversos locais do mundo, e perceberam que na grande maioria dos casos os sistemas se mantiveram próximo à neutralidade e apresentaram elevado poder de tamponamento.

Como pode ser observado na Tabela 8 houve tendência de aumento do *pH* ao longo dos SACs-EHSS. Segundo Kadlec e Wallace (2008), essa pequena elevação do potencial hidrogeniônico no líquido em tratamento, pode estar associado à remoção de sólidos e de material orgânico, principalmente na porção inicial do sistema. No caso do presente estudo, acredita-se que o aumento no *pH* seja devido à ausência de cobertura vegetal e à pequena coluna de água mantida, características essas que

podem ter possibilitado a ocorrência mais intensas de trocas gasosas do líquido em tratamento com a atmosfera, desfavorecendo, assim, as condições anaeróbias e portanto, reduzindo a produção de ácidos orgânicos, abaixadores do *pH* do meio.

Outros autores também relataram a mesma tendência, Santiago (2008) no tratamento do efluente de um sistema decanto digestor; Fia (2009) no tratamento da água residuária de suinocultura após tratamento preliminar; Abrahão (2006) no tratamento da água residuária de laticínios (ARL); Matos (2015) no tratamento de ES após reator UASB; e Shepherd et al. (2001b) no tratamento de vinhoto. Muitos autores, como Abrahão (2006), Matos (2015), creditaram esse aumento do *pH* à liberação de íons, tais como Ca, Mg, K, N, com a mineralização do material orgânico, e mesmo à liberação proporcionada pelo meio filtrante.

Valentim (2003), ao tratar ES após tanque séptico modificado, notou o aumento no *pH* somente no efluente dos sistemas não cultivados, enquanto nos sistemas cultivados foi verificada diminuição. Ji et al. (2002) verificaram redução do *pH* no efluente ao estudarem o tratamento de água residuária de refinaria de petróleo após lagoa facultativa, os autores atribuíram essa redução à elevada atividade microbiana do sistema. Belmont e Metcalfe (2003) observaram efeito tamponante do sistema com redução do *pH* ao tratarem água residuária de laticínios; Mantovi et al. (2003), ao tratar ES sintético em SACs-EHSS, notou redução do *pH* no sistema plantado e inalteração do *pH* no sistema não plantado e Trang et al. (2010) também observou redução do *pH* ao tratar esgoto doméstico.

Como é possível notar, de modo geral, os SACs-EHSS promoveram tamponamento do líquido em tratamento, as pequenas variações, seja de aumento ou redução no *pH*, parecem estar associadas ao tipo de água residuária a ser tratada, ao tipo de material utilizado como meio suporte, e também à presença ou não de cobertura vegetal.

Na Tabela 9 estão apresentados os dados de condutividade elétrica (CE) não corrigidos no que se referem às perdas por evaporação.

Tabela 9 – Valores médios e desvio padrão de condutividade elétrica obtidos no afluente, efluente e em amostras coletadas em posições intermediárias, desconsiderando-se as correções, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

Valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)						
	Afluente	1	2	3	4	Efluente
SAC1	870,8 $\pm$ 171,4	822,2 $\pm$ 160,9	814,3 $\pm$ 145,3	795,3 $\pm$ 133,4	769,3 $\pm$ 120,9	766,2 $\pm$ 119,7
SAC2	870,8 $\pm$ 171,4	839,9 $\pm$ 153,8	825,1 $\pm$ 138,6	806,4 $\pm$ 129,9	776,4 $\pm$ 106,0	755,0 $\pm$ 89,6
SAC3	870,8 $\pm$ 171,4	831,8 $\pm$ 152,8	825,9 $\pm$ 132,4	804,2 $\pm$ 133,3	771,2 $\pm$ 121,1	749,3 $\pm$ 79,9

Nota: os valores médios são referentes ao conjunto de 6 amostras para cada ponto. SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

Percebe-se que essa variável apresentou comportamento decrescente ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, indicando, com isso, possível redução na concentração de íons solúveis e ácidos orgânicos na água residuária em escoamento nos SACs. Hunt et al. (1994), ao estudarem o tratamento de água residuária de suinocultura após lagoa anaeróbia em SACs-EHSS, também notam valores inferiores de CE no efluente. Os autores acreditam que este comportamento esteja relacionado com os diversos mecanismos físico, químicos e biológicos que ocorrem dentro do SAC como precipitação, fixação pelo substrato, retirada pelas plantas, incorporação nas células microbianas, volatilização da amônia e desnitrificação. Acredita-se que no presente trabalho tais mecanismos, com exceção da absorção pelas plantas, teriam também contribuído com a redução dessa variável, principalmente a incorporação de íons pela biomassa.

O decréscimo na CE no ES ao longo do comprimento dos SACs-EHSS é um comportamento também observado por outros autores Brasil (2005), no tratamento de ES após tanque séptico; Freitas (2006), no tratamento de água residuária da suinocultura; Santiago (2008), no tratamento de ES após decanto digestor e Kyambadde et al. (2005), no tratamento de ES após lagoa de estabilização na cidade de Kampala em Uganda. Costa et al. (2003), ao tratarem curso d'água contaminado com

esgoto sanitário observaram redução na CE no sistema não plantado e aumento no sistema plantado, aumento também observado por Oliveira et al. (2015), em SACs-EHSS de bancada, tratando água cinza. Da mesma forma, Matos et al. (2010), no tratamento de água residuária da suinocultura sob diversas taxas de carregamento orgânico, obtiveram aumento na CE, que atribuíram à mineralização do material orgânico em suspensão às altas perdas hídricas por evapotranspiração no sistema vegetado e evaporação no sistema não vegetado, que promoveram aumento da concentração iônica na água residuária em tratamento.

Comparando estatisticamente as médias efluentes dos três SACs-EHSS estudados, pelo teste de Kruskal-Wallis a 5%, devido à distribuição não paramétrica dos dados, verifica-se igualdade estatística entre os três valores de CE, indicando que os três sistemas produziram efluente com mesmo valor de CE, tal comportamento pode ser devido ao fato de todos os sistemas possuírem o mesmo volume útil e operaram em condições iguais.

Na Tabela 10 estão apresentados os valores de CE corrigidos, no que se referem às perdas hídricas por evaporação no sistema.

Tabela 10 – Valores médios e desvio padrão de condutividade elétrica obtidos no afluente, efluente e em amostras coletadas em posições intermediárias, corrigidos no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

Valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)						
	Afluente	1	2	3	4	Efluente
SAC1	870,8 $\pm$ 171,4	810,6 $\pm$ 158,6	791,3 $\pm$ 141,2	761,5 $\pm$ 127,8	725,7 $\pm$ 114,0	711,9 $\pm$ 111,3
SAC2	870,8 $\pm$ 171,4	831,9 $\pm$ 152,3	809,3 $\pm$ 136,0	783,3 $\pm$ 126,2	746,8 $\pm$ 102,0	719,1 $\pm$ 85,3
SAC3	870,8 $\pm$ 171,4	828,9 $\pm$ 152,2	820,0 $\pm$ 131,5	795,6 $\pm$ 131,9	760,1 $\pm$ 119,4	735,9 $\pm$ 78,5

Nota: os valores médios são referentes ao conjunto de 6 amostras para cada ponto. SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

Ao comparar os valores de CE efluente não corrigidos com os corrigidos, nota-se um decréscimo percentual de 7,1; 4,8 e 1,8% respectivamente para os efluentes dos SACs 1, 2, e 3. Comparando-se as médias efluentes dos dados não corrigidos com as do corrigidos utilizando-se o teste de Wilcoxon a 5% de significância, uma vez que todos pares de dados comparados apresentaram distribuição não paramétrica, verificou-se

em todos os casos que as médias foram diferentes ($p = 0,031$), ou seja, as correções implicaram em diferenças.

As diferenças provavelmente seriam mais acentuadas caso os sistemas fossem vegetados, uma vez que a evapotranspiração promove grandes perdas hídricas no sistema, como é relatado por Brasil e Matos (2008) ao avaliarem SACs-EHSS cultivados com taboa no tratamento de ES após tanque séptico, condição em que foram observadas perdas entre 11 e 27% em relação à lamina afluyente aplicada. Souza et al. (2004) estudando tratamento de ES após reator UASB na cidade de Campina Grande, relataram perdas hídricas de até 50 % devido à evapotranspiração intensa em alguns meses do ano, quando a temperatura atingia 34°C.

5.4 Remoção de matéria orgânica nos SACs

Na Tabela 11 estão apresentadas as concentrações afluyente e efluyente, em termos de *DQO* e *DBO* bruta e solúvel, bem como as eficiências na remoção obtidas em cada um dos SACs-EHSS desconsiderando-se as perdas de água por evaporação. Nota-se, que o afluyente aos SACs apresentou baixas concentrações de *DBO* e *DQO*, o que acredita ser resultante das condições de instalação e do procedimento operacional do sistema. Como foi dito anteriormente, o ES foi bombeado de um tanque para um caixa d'água instalada na casa-de-vegetação. Nestes dois ambientes havia sedimentação de material orgânico particulado, além disso, o ES armazenado na caixa d'água era repostado a cada 5 dias, durante este tempo pode-se considerar que ocorria degradação de parte do material orgânico, principalmente por se tratar de um ambiente propício a altas temperaturas. Outro fato que reforça essa hipótese é a elevada porção da *DQO* e da *DBO* que se encontram na fração solúvel tanto no afluyente quanto, principalmente no efluyente, o que indica baixos valores de material particulado. Este mesmo fenômeno foi também observado por Prata et al. (2013) ao trabalhar com ES da mesma fonte após passagem por tanque séptico.

Tabela 11– Concentrações médias e desvio-padrão de *DQO* e *DBO* bruta e solúvel no afluente e efluente de cada um dos SACs-EHSS, além das respectivas eficiências na remoção média e desvio-padrão, desconsiderando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

	<i>DQO</i>			<i>DQO</i> solúvel		
	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)	Eficiência (%)	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)	Eficiência (%)
SAC1	187 ± 37	60 ± 12	67 ± 6	160 ± 25	53 ± 18	67 ± 7
SAC2	187 ± 37	56 ± 17	69 ± 7	160 ± 25	49 ± 21	70 ± 10
SAC3	187 ± 37	53 ± 16	71 ± 8	160 ± 25	51 ± 14	68 ± 6
	<i>DBO</i>			<i>DBO</i> solúvel		
	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)	Eficiência (%)	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)	Eficiência (%)
SAC1	126 ± 45	41 ± 9	64 ± 9	94 ± 40	32 ± 10	64 ± 10
SAC2	126 ± 45	34 ± 9	71 ± 6	94 ± 40	29 ± 12	68 ± 4
SAC3	126 ± 45	32 ± 11	73 ± 5	94 ± 40	25 ± 11	72 ± 7

Nota: Médias seguidas de letras iguais, em cada grupo, não diferem entre si, a 5% de significância, pelo teste F.

Os valores médios são referentes ao conjunto de 6 amostras para cada ponto.

SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

Na Tabela 12 são apresentados os dados de eficiência dos SACs-EHSS considerando as perdas por evaporação. Como era esperado em todos os casos pode-se notar redução das concentrações efluente e aumento da eficiência após a correção, sendo que esse efeito se apresentou de forma mais pronunciado nos SACs 1 e 2 e em menor magnitude no SAC3 devido às diferentes perdas hídricas sofridas pelos SACs-EHSS.

Tabela 12– Concentrações médias e desvio-padrão de *DQO* e *DBO* bruta e solúvel no afluente e efluente de cada um dos SACs-EHSS, além das respectivas eficiências na remoção média e desvio-padrão, considerando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação. nos SACs-EHSS.

	<i>DQO</i>			<i>DQO</i> solúvel		
	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)	Eficiência (%)	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)	Eficiência (%)
SAC1	187 ± 37	56 ± 12	69 ± 6	160 ± 25	49 ± 16	69 ± 6
SAC2	187 ± 37	53 ± 16	71 ± 7	160 ± 25	46 ± 20	71 ± 9
SAC3	187 ± 37	52 ± 16	71 ± 8	160 ± 25	50 ± 14	69 ± 5
	<i>DBO</i>			<i>DBO</i> solúvel		
	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)	Eficiência (%)	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)	Eficiência (%)
SAC1	126 ± 45	38 ± 8	67 ± 8	94 ± 40	29 ± 9	66 ± 9
SAC2	126 ± 45	32 ± 9	72 ± 6	94 ± 40	28 ± 11	69 ± 3
SAC3	126 ± 45	31 ± 10	74 ± 5	94 ± 40	24 ± 11	73 ± 7

Nota: Médias seguidas de letras iguais, em cada grupo, não diferem entre si, a 5% de significância, pelo teste F. Os dados apresentaram normalidade a 5% de significância pelo teste Shapiro-Wilk.

Os valores médios são referentes ao conjunto de 6 amostras para cada ponto.

SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

Conforme pode ser visto, as médias de eficiência de remoção da *DQO*, tanto bruta como solúvel, se mantiveram na faixa de 67 a 70%, para os dados não corrigidos e 69 a 71% quando realizada a correção das perdas hídricas por evaporação. As eficiências de remoção da *DBO* nas formas bruta e solúvel mantiveram dentro da faixa de 64 a 73%, para os dados não corrigidos e 66 a 74% para os dados corrigidos.

A partir das médias de eficiência de remoção de cada SAC-EHSS para cada variável, apresentadas nas Tabela 11 Tabela 12, foram realizadas análises estatísticas como é exibido na Tabela 13. Segundo muitos autores, como Oliveira (2006), dados ambientais geralmente apresentam distribuição não paramétrica, por este motivo os dados foram previamente analisados quanto à distribuição apresentada pelo teste de Shapiro-Wilk a 5% de significância. Posteriormente, as médias foram comparadas segundo ANOVA e também pelo teste não paramétrico Kruskal-Wallis, ambos a 5% de significância. A opção de utilização do teste de Kruskal-Wallis, mesmo quando os dados apresentavam distribuição paramétrica, foi feita para dar mais robustez à análise.

Como pode ser verificado, somente os valores relativos à *DBO* solúvel, tanto não corrigidos como corrigidos apresentaram distribuição não paramétrica. Além disso, em todos os casos avaliados tanto pela ANOVA, como pelo teste de Kruskal-Wallis, verificou-se, sempre, um valor de *p* calculado superior ao do limite de significância estabelecido, indicando, com isso, a inexistência de diferença entre os três tratamentos. Em outras palavras, os SACs 1, 2 e 3 apresentaram eficiências de remoção iguais para todas as variáveis avaliadas, indicando que as diferentes configurações geométricas não implicaram em diferenças no que se refere à eficiência de remoção. Apesar de serem estatisticamente iguais, nota-se que somente no caso da *DQO* solúvel, tanto dos dados não corrigidos como nos corrigidos, não foi verificado aumento na eficiência à medida que se aumentou a relação *L/B*.

Tabela 13 – Comparação das médias de eficiência entre os SACs 1, 2 e 3 para cada uma das variáveis analisadas, não corrigidas e corrigidas, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

		Shapiro-Wilk (p-valor)	ANOVA (p-valor)	Kruskal-Wallis (p-valor)
Não corrigido	<i>DQO</i>	0,177	0,636	0,684
	<i>DQO solúvel</i>	0,389	0,828	0,823
	<i>DBO</i>	0,094	0,137	0,164
	<i>DBO solúvel</i>	< 0,05	-	0,08
Corrigido	<i>DQO</i>	0,223	0,848	0,932
	<i>DQO solúvel</i>	0,571	0,818	0,884
	<i>DBO</i>	0,074	0,237	0,318
	<i>DBO solúvel</i>	< 0,05	-	0,203

Nota: Para todos os testes avaliados foi considerado um nível de significância igual a 5%, ou seja, α igual a 0,05. Sendo a hipótese nula H_0 (existe igualdade entre as médias) rejeitada para todos os casos em que o valor de *p* calculado for menor do que α .

Foram comparadas também as médias de eficiência de remoção para cada parâmetro em cada SAC-EHSS antes e após as correções das perdas hídricas por evaporação. Para isto, novamente, foi avaliada a distribuição

dos dados pelo teste de Shapiro-Wilk a 5% de significância, para que fosse aplicado o teste *t* pareado a 5% de significância. Além disso, para dar mais robustez às análises foi aplicado em todos os casos o teste não paramétrico de Wilcoxon, também a 5% de significância. Os resultados dessa análise estão apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 – Análise estatística entre os dados de eficiência de remoção de cada variável antes e após a correção, no que se referem às perdas hídricas por evaporação..

		Shapiro-Wilk (p-valor)	t pareado (p-valor)	Wilcoxon (p-valor)
<i>DQO</i>	SAC1	0,545	< 0,001	0,031
	SAC2	0,289	< 0,001	0,031
	SAC3	0,688	< 0,001	0,031
<i>DQO solúvel</i>	SAC1	0,221	0,007	0,063
	SAC2	0,203	0,026	0,063
	SAC3	< 0,05	-	0,438
<i>DBO</i>	SAC1	0,25	< 0,001	0,031
	SAC2	0,142	< 0,001	0,031
	SAC3	0,677	< 0,001	0,031
<i>DBO solúvel</i>	SAC1	0,1	< 0,001	0,031
	SAC2	0,052	< 0,001	0,031
	SAC3	< 0,05	-	0,031

Nota: Para todos os testes avaliados foi considerado um nível de significância igual a 5%, ou seja, α igual a 0,05. Sendo a hipótese nula H_0 (existe igualdade entre as médias) rejeitada para todos os casos em que o valor de p calculado for menor do que α .

Analizando os dados apresentados na Tabela 14 verifica-se que somente no caso da comparação entre os dados de eficiência de remoção da *DQO* e *DBO* solúvel do SAC3, antes e após as correções, não apresentaram normalidade. Em todos os casos avaliados pelo teste *t* pareado, foram constatadas diferenças entre as médias de eficiência antes e após as correções das perdas hídricas por evaporação, como pode ser notado pelo valor de p calculado menor do que α (0,05). Já o teste de Wilcoxon apresentou discordância em relação ao *t* pareado para as médias de eficiência de *DQO* solúvel em todos os SACs-EHSS, ou seja, segundo o teste de Wilcoxon não há diferença significativa entre essas médias. De forma geral, pode-se afirmar que, apesar das perdas evaporativas não terem

sido intensas, a consideração dessas perdas sobre os dados analisados implicou em mudanças nos resultados para a maioria dos dados avaliados, ou seja, houve diferença estatística para maioria dos casos avaliados após efetuada essa correção.

Ao serem comparados os valores de eficiência de remoção alcançados neste trabalho com os obtidos por outros autores, percebe-se que estes se encontram dentro da normalidade. Von Sperling e Paoli (2013) e Costa et al. (2013), ao tratarem ES após reator UASB, obtiveram, respectivamente, 68 e 69 % de remoção da *DQO*, sendo ainda que o segundo autor observou 72 % de remoção da *DBO*; Fia et al. (2012), obtiveram eficiências entre 55 e 58 % em relação à *DQO* e na faixa de 66 a 73 % à *DBO*, ao tratarem ARS após passagem em peneira de 0,001 m, para remoção de sólidos; Fia (2009) e Ramos (2011) em torno de 80 % na *DQO* e 85% na *DBO*, ao tratarem ARS após passagem por tratamento preliminar e reator anaeróbio híbrido; Karathanasis et al. (2003), de 63 % na *DBO* ao tratarem ES pré-tratado em tanque séptico. Por sua vez, Chagas et al. (2011), ao utilizarem SACs-EHSS cultivados com lírio-amarelo no tratamento de ES, após tratamento preliminar, sob diferentes taxas de carregamento orgânico (TOC), obtiveram eficiências de remoção da *DQO* da ordem de 70 %; Santiago (2008) verificou remoções inferiores, cerca de 63 % da *DQO* e 64 % da *DBO*, no tratamento de ES, após passagem em decanto digestor, em SACs-EHSS cultivados com capim-tifton 85.

Geralmente, SACs-EHSS plantados apresentam maiores eficiências de remoção, exemplo disso são os resultados reportados por Conley et al. (1991), ao avaliar resultados de diversos experimentos com SACs-EHSS, em varias regiões do mundo, notaram que a remoção da *DBO* ficou em torno de 64 a 96 %, ou Vymazal (2002) que, em SACs plantados na República Tcheca, obteve eficiências médias de remoção da *DBO* de 88 % e 75 % da *DQO*. Em condições tropicais brasileiras, Brasil et al. (2007) obtiveram de 87 a 90 % de eficiência na remoção da *DQO*, ao tratar ES efluente de tanque séptico, sob taxas de aplicação orgânicas crescentes; e Matos et al. (2011), em SACs-EHSS cultivados com diferentes espécies vegetais, no período do verão, operando com TDH_n de 6,4 dias no tratamento de água residuária da suinocultura, chegou a valores de remoção de 92 % da *DQO*.

Assim, observa-se que as eficiências de remoção são dependentes dentre outros fatores, da carga orgânica aplicada, do cultivo ou não de plantas no sistema e qual espécie empregada, das condições ambientais, além das configurações do sistema, sobretudo *TDH* proporcionado. Especula-se que, dada às pequenas dimensões das unidades, a relação *L/B* não tenham proporcionado diferenças significativas entre as eficiências de remoção dos três SACs-EHSS, porém as perdas hídricas, mesmo em pequenas proporções, implicaram em diferença nos valores de eficiência após as correções.

Buscando acompanhar o modo em que se dá o decaimento das frações orgânicas ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, construiu-se a Figura 8 e a Figura 10, respectivamente para os dados não corrigidos no que se referem às perdas hídricas por evaporação, de *DQO* e de *DBO*, e a Figura 9 e Figura 11, para os dados corrigidos de *DQO* e *DBO*, respectivamente.

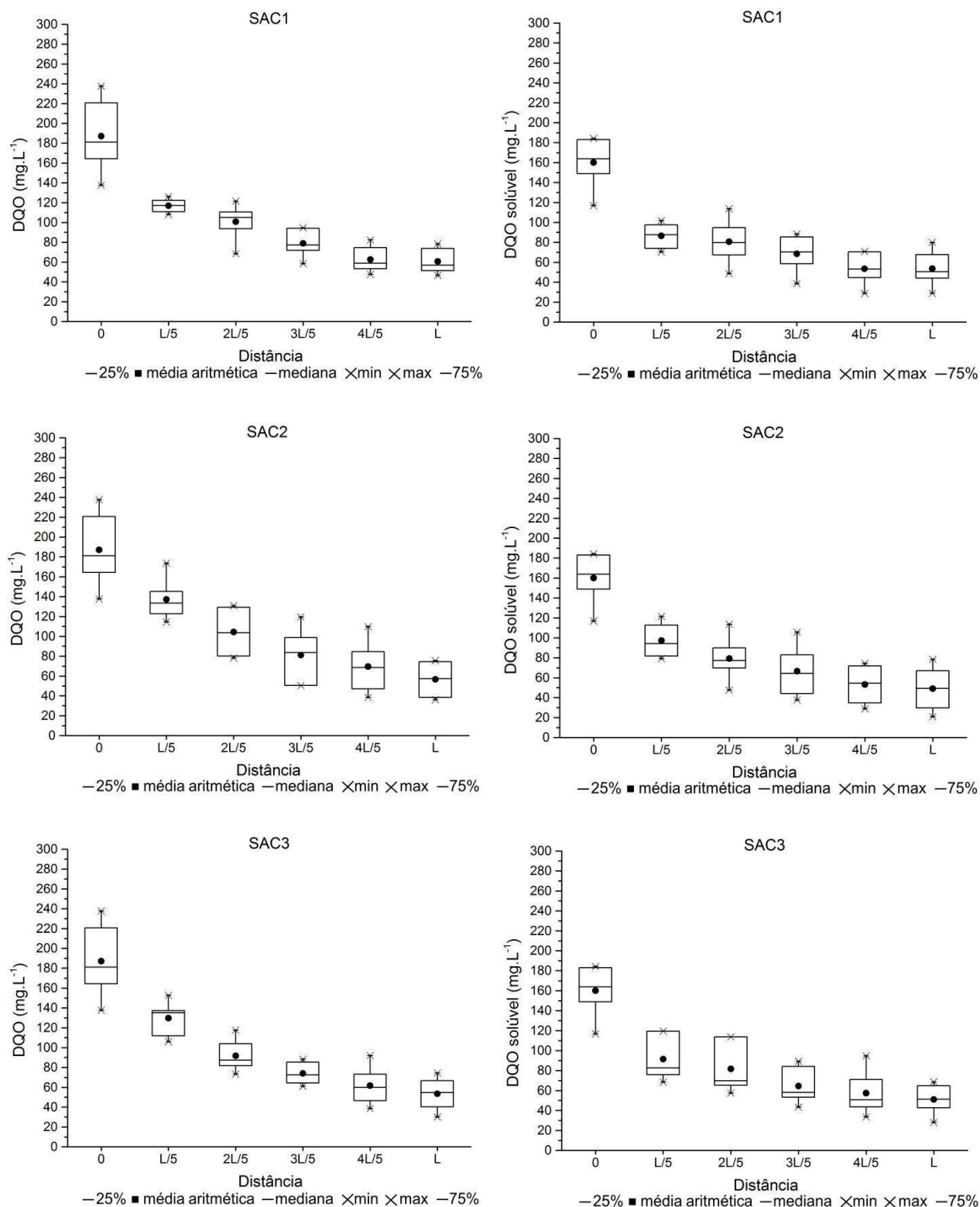


Figura 8 – Curvas de decaimento da concentração de matéria orgânica, em termos de *DQO* e *DQO* solúvel, do esgoto sanitário ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, desconsiderando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

Nota: o eixo das abscissas foi representado por frações do comprimento *L* devido às diferenças de comprimentos entre os SACs-EHSS: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

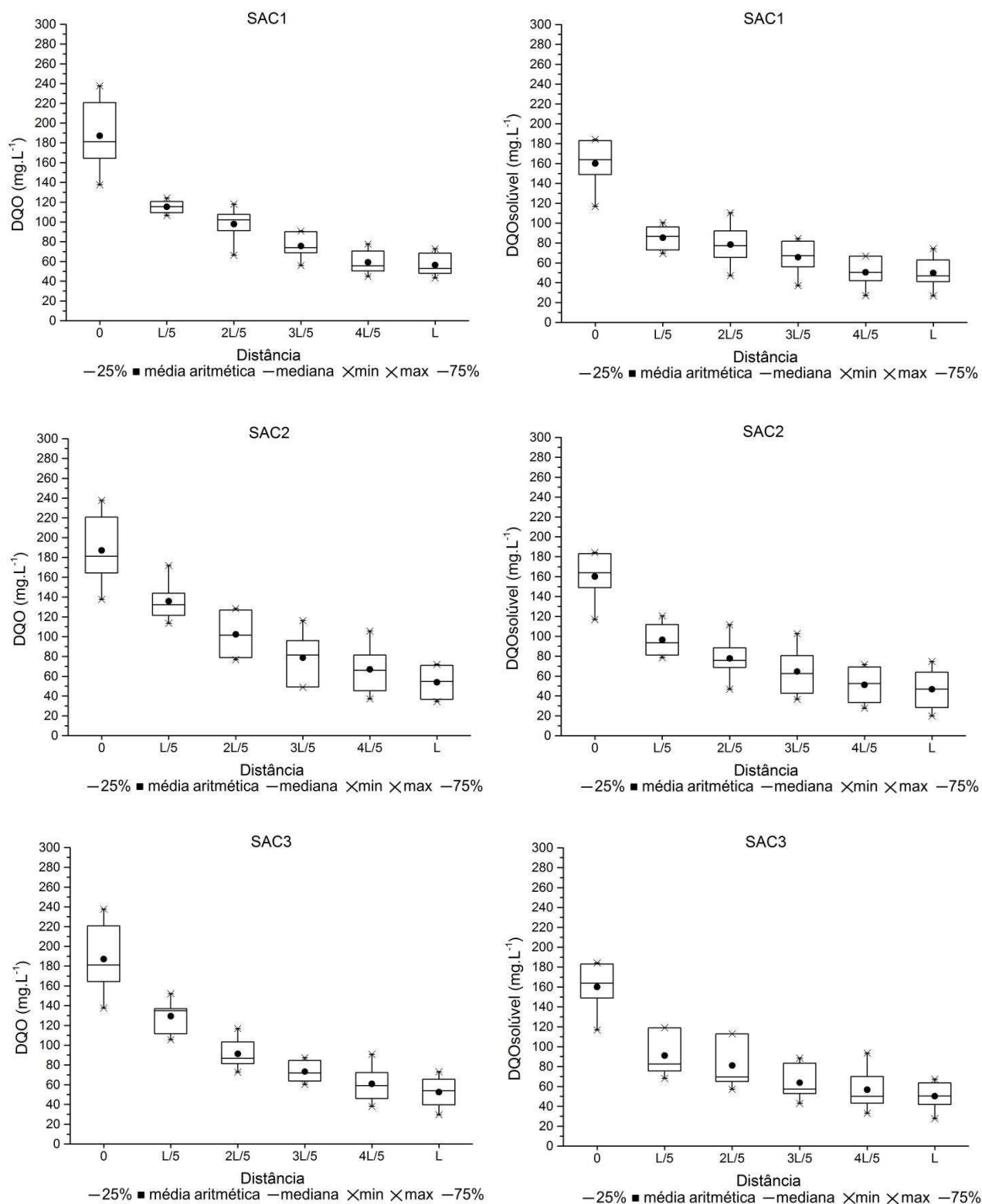


Figura 9 – Curvas de decaimento da concentração de matéria orgânica, em termos de *DQO* e *DQO* solúvel, do esgoto sanitário ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, considerando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

Nota: o eixo das abscissas foi representado por frações do comprimento *L* devido às diferenças de comprimentos entre os SACs-EHSS: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

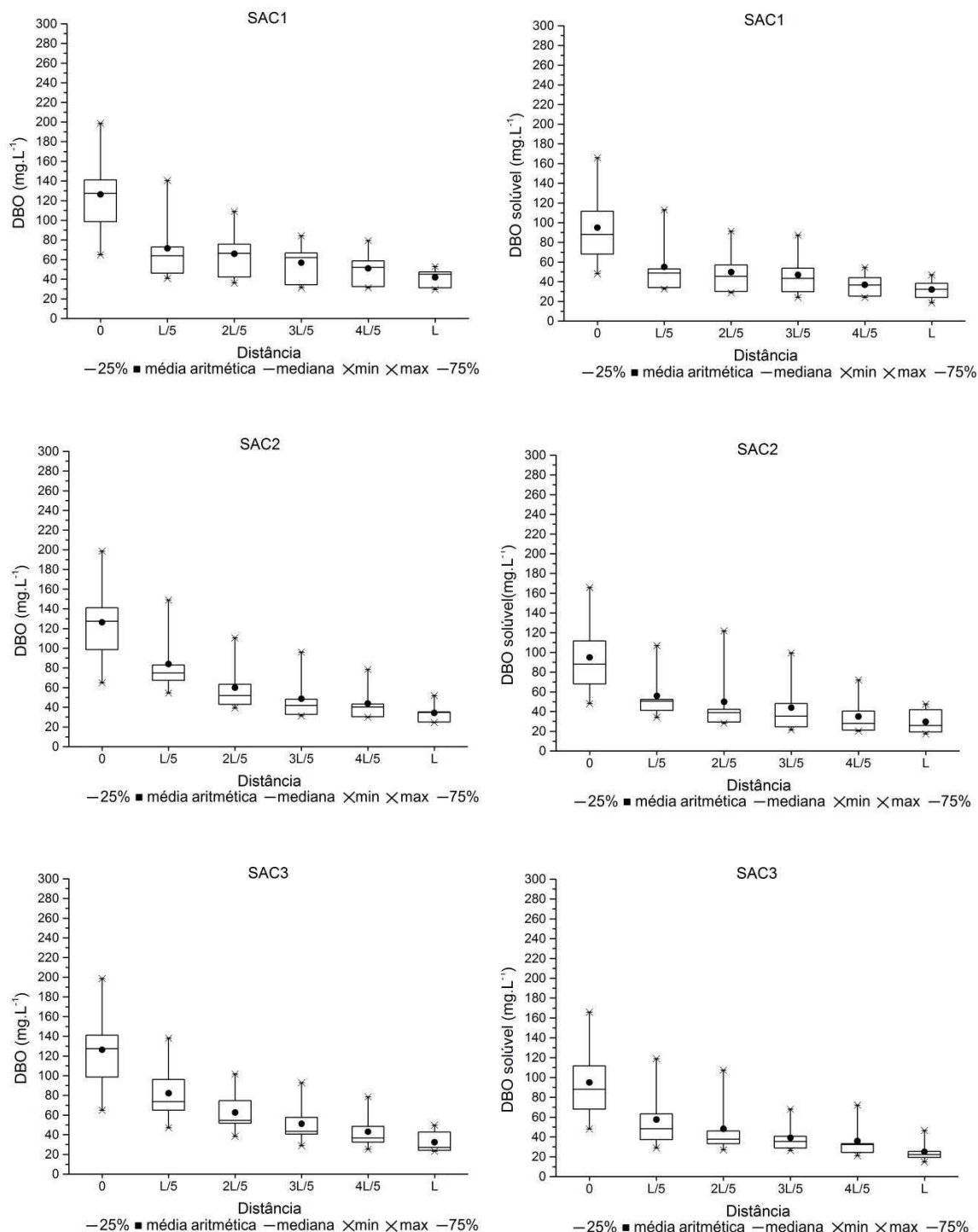


Figura 10 – Curvas de decaimento da matéria orgânica em termos de *DBO* e *DBO* solúvel, ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, desconsiderando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

Nota: o eixo das abscissas foi representado por frações do comprimento *L* devido às diferenças de comprimentos entre os SACs-EHSS: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

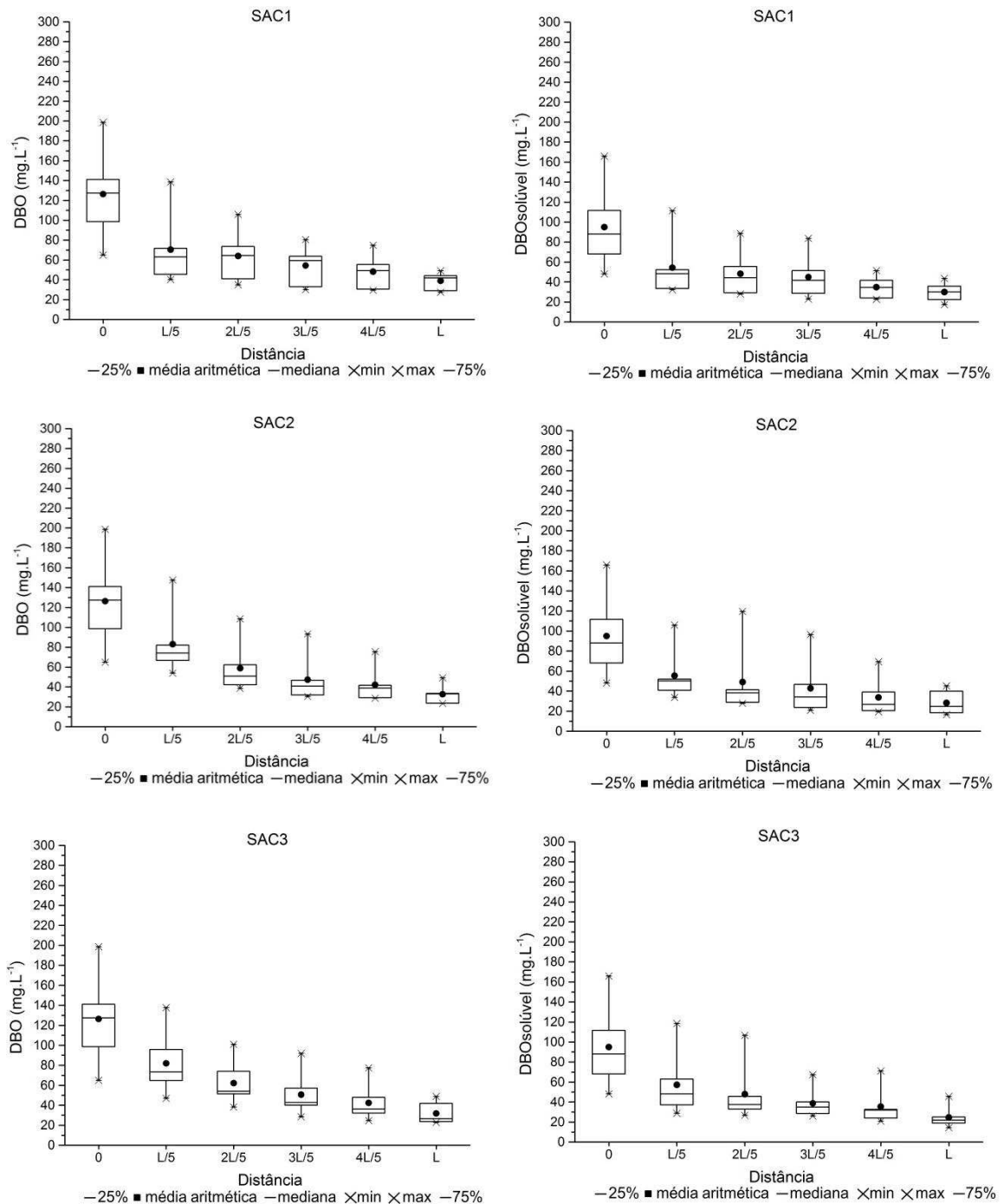


Figura 11 – Curvas de decaimento da matéria orgânica em termos de *DBO* e *DBO* solúvel, ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, considerando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

Nota: o eixo das abscissas foi representado por frações do comprimento *L* devido às diferenças de comprimentos entre os SACs-EHSS: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

Verifica-se, em todos os casos, que as diferenças entre os dados não corrigidos e os corrigidos, considerando-se as perdas por evaporação, foram tão pequenas que não possibilitam diferenças nas curvas de decaimento do material orgânico nos SACs-EHSS. Resultados semelhantes foram observados por von Sperling e Paoli (2013), que também não verificaram diferenças entre as curvas de decaimento dos dados não corrigidos e os corrigidos no que se referem às perdas hídricas por evapotranspiração nos SACs-EHSS, apesar de terem encontrado perdas hídricas iguais a 30 % para o sistema plantado e 23 % para o sistema não plantado.

Em todos os casos, observa-se que, o maior percentual de redução na concentração de matéria orgânica do ES em tratamento ocorreu, sempre, na primeira metade do comprimento dos SACs-EHSS, fato já relatado por outros autores (BRASIL et al., 2007; CHAGAS et al., 2011; MATOS et al., 2011; VON SPERLING; PAOLI, 2013). Sendo mais específico, nota-se que a fração bruta da *DQO* sofreu forte redução até o terceiro quinto do comprimento do sistema, já a *DBO* até o segundo quinto e as frações solúveis foram intensamente removidas logo no primeiro quinto do comprimento. Isto indica que não só os mecanismos físicos são de grande intensidade nos primeiros metros dos SACs-EHSS estudados, mas os mecanismos biológicos também. Pode-se dizer que as porções finais dos sistemas em muito pouco contribuíram na remoção da *DBO* e *DQO*, porém podem vir a contribuir no futuro quando as unidades estiverem colmatadas.

Novamente verifica-se que todos os SACs-EHSS apresentaram comportamento similar no que se refere à remoção de matéria orgânica ao longo do comprimento, reforçando a ideia anteriormente mencionada de que a geometria dos SACs-EHSS não proporcionou mudanças acentuadas na remoção do material orgânico do ES. Acredita-se que isto se deva à grande remoção que ocorre logo no início dos SACs-EHSS, com participação pouco expressiva do restante do sistema, tendo as partes finais dos SACs-EHSS funcionado apenas como um equalizador da remoção obtida nos sistemas.

Von Sperling e Paoli (2013), utilizando SACs-EHSS, no tratamento de ES, verificaram que grande parte da redução na concentração de *DQO* ocorreu até a metade do comprimento dos sistemas, sendo da ordem de 57 e 42 %, respectivamente para os sistemas plantados e não plantados,

considerando dados não corrigidos, e de 66 e 49 %, respectivamente, considerando-se os dados corrigidos. Os autores perceberam, ainda, que no sistema não plantado, tal como o utilizado no presente trabalho, a redução na *DQO* até a metade do comprimento dos SACs-EHSS não é significativamente alterada mesmo após considerada as correções relativas às perdas por evaporação.

Chagas et al. (2011), ao trabalharem com tratamento de ES em SACs-EHSS plantados, obtiveram redução média de 55 % na *DQO* até a metade do comprimento dos sistemas. Fia et. al (2012), tratando ARS em SACs-EHSS não plantados de escala laboratorial, obtiveram redução média na concentração de *DQO* também superior a 50 % mesmo sob a aplicação de cargas crescentes de ARS. Por fim, Brasil et al. (2007), tratando ES e Matos et al. (2011), tratando ARS, em SACs-EHSS plantados, observaram reduções médias da concentração de *DQO* da ordem de 80 % até a metade do comprimento dos sistemas.

5.5 Relação *DQO/DBO*

Para compreender a degradabilidade da matéria orgânica ao longo dos SACs-EHSS utilizou-se a razão *DQO/DBO* que, segundo von Sperling (2005), apresenta valores entre 1,7 e 2,4 (0,59 e 0,42 caso a relação seja *DBO/DQO*) para esgotos domésticos brutos e em torno de 2,5 (0,4, caso a relação seja *DBO/DQO*) para esgotos tratados. Ou seja, quanto maior essa relação maior será a recalcitrância do material orgânico do esgoto em tratamento. Nas Figura 12 e Figura 13 estão apresentados os gráficos, no formato *box plot*, dessa relação, tanto na forma bruta como na solúvel, ao longo do comprimento de cada SAC-EHSS, sendo a Figura 12 referente aos dados não corrigidos e a Figura 13 aos corrigidos considerando-se as perdas por evaporação.

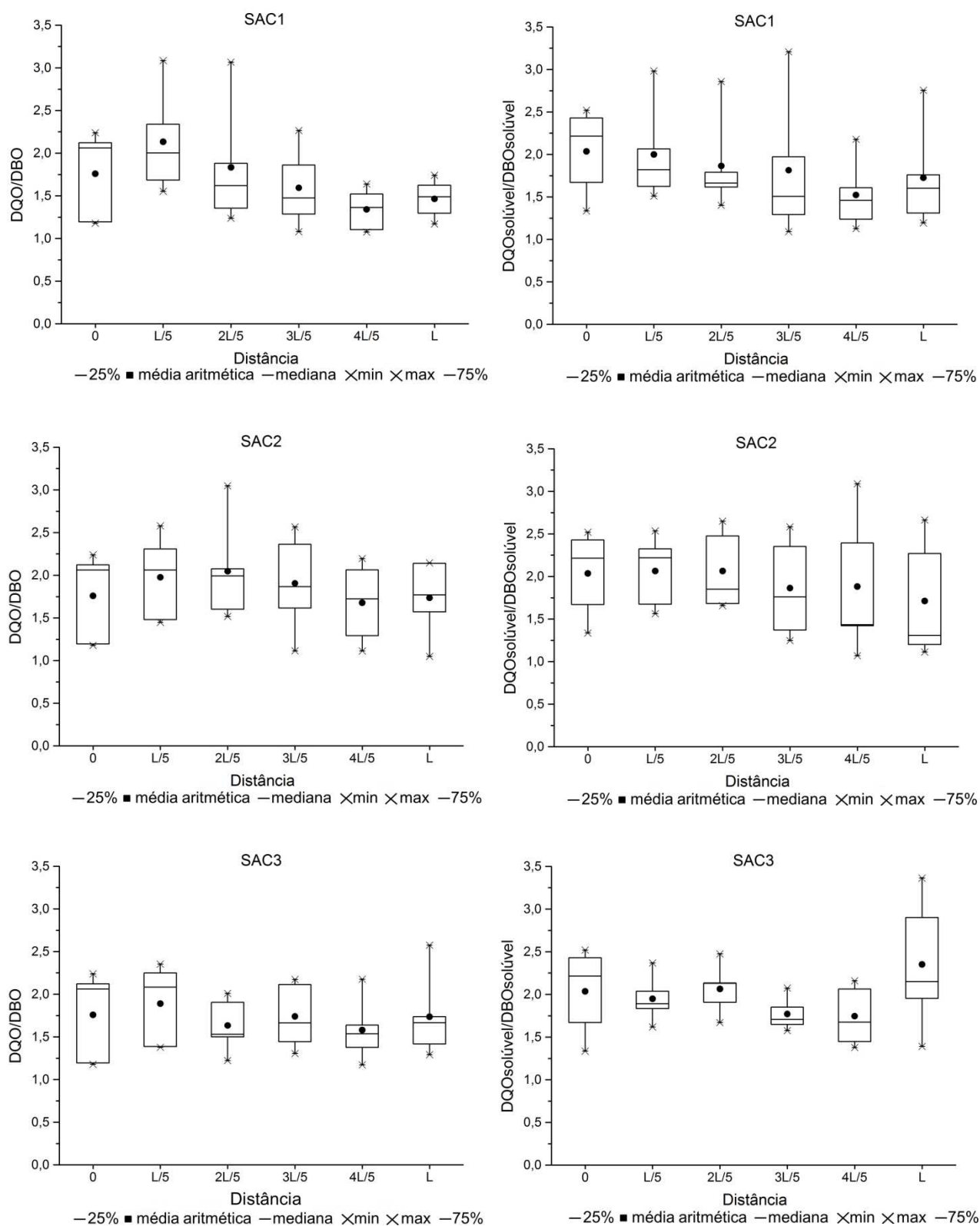


Figura 12 – Relação DQO/DBO no esgoto sanitário em tratamento nos SACs-EHSS, em termos de DQO e DBO bruta e solúvel, desconsiderando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

Nota: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

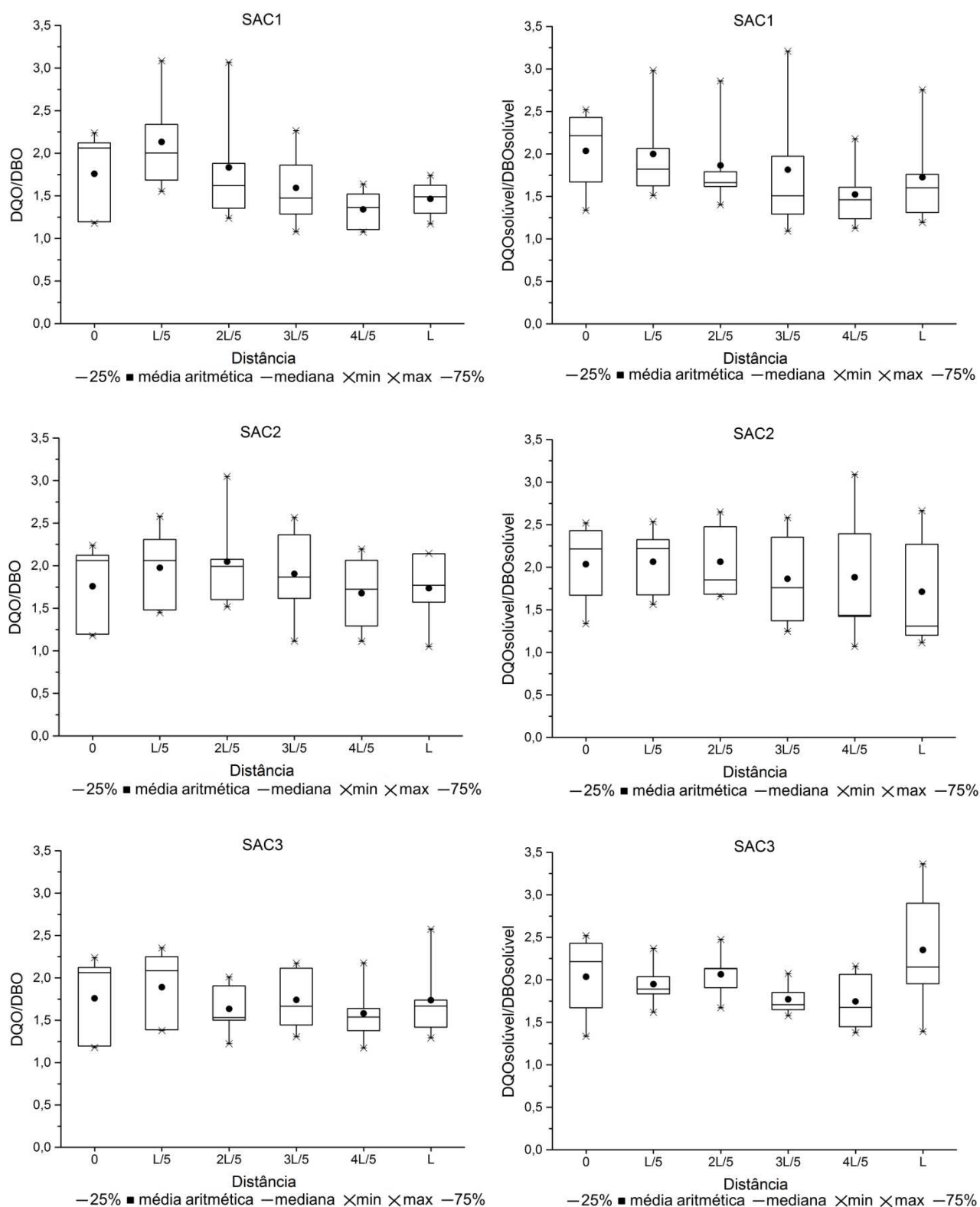


Figura 13 – Relação DQO/DBO no esgoto sanitário em tratamento nos SACs-EHSS, em termos de DQO e DBO bruta e solúvel, considerando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

Nota: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

Verifica-se que as diferenças entre os gráficos não corrigidos e corrigidos, são muito sutis e não podem ser percebidas devido aos efeitos dos cálculos estatísticos, como média e mediana. Portanto, pode-se dizer que o fato de considerar as perdas por evaporação no cálculo da relação DQO/DBO , não trouxe mudanças, no que se refere ao comportamento dessa variável ao longo do comprimento dos sistemas.

O comportamento praticamente estável dessa razão, em todos os gráficos, sem tendência de decaimento ou crescimento ao longo do comprimento dos sistemas, corroboram os dados apresentados nas Tabela 11 e Tabela 12, os quais indicaram ausência de diferença na eficiência de remoção de DQO e DBO , tanto na forma bruta como solúvel. Assim, não seria de se esperar alterações significativas na razão DQO/DBO ao longo dos sistemas.

Com base nos dados obtidos, verifica-se que não houve variação na biodegradabilidade do ES em tratamento, ao longo do comprimento dos SACs-EHSS. Esses resultados fogem do que era esperado, de que haveria aumento dessa relação à medida que o tratamento fosse ocorrendo. Tal suposição é embasada na ideia de que a fração mais lábil da matéria orgânica (expressa pela DBO) seria removida em maiores taxas no início dos SACs-EHSS. No entanto, o elevado desvio padrão observado em todos os pontos amostrais impede de que se afirme categoricamente que não houve alteração dessa relação ao longo dos SACs-EHSS. Para solucionar essa dúvida, seria necessário um número maior de repetições para que pudesse reduzir o desvio e assim verificar o real comportamento.

As médias obtidas, em todos os casos, ficaram, dentro da faixa estabelecida por von Sperling (2005) para esgotos domésticos, entretanto ficaram abaixo do valor de referência (2,5) para esgoto doméstico tratado, que seria um valor esperado nas amostras coletadas ao final dos SACs-EHSS. Uma explicação plausível deste comportamento encontrado, seria a remoção física do material mais grosseiro nos SACs, em sua maioria não biodegradável que poderia compensar a remoção biológica da DBO . Um indício é a maior relação DQO/DBO solúvel ao final dos SACs em comparação com os valores não filtrados.

Santiago (2008) apresentou resultados semelhantes aos obtidos neste trabalho, de não observância de aumento na razão DQO/DBO ao tratar água residuária doméstica em SACs-EHSS cultivados com capim-tifton 85. Freitas (2006) e Matos et al. (2010) encontraram redução na razão DQO/DBO entre os valores afluentes e efluentes em SACs-EHSS cultivados utilizados no tratamento de ARS. Segundo os últimos autores, esse comportamento se deve à maior redução na fração inerte (não biodegradável) da ARS em tratamento. Cota (2011) e Prata et al. (2013), que estudaram SACs-EHSS no tratamento de ES, observaram, no entanto, aumento na relação DQO/DBO do afluente para o efluente.

5.6 Cinética de decaimento da matéria orgânica

Para compreensão da cinética de remoção da matéria orgânica, o modelo de decaimento proposto por Brasil et al. (2007) foi ajustado aos dados de DQO e DBO bruta e solúvel, estando os resultados obtidos apresentados nas Figura 14 e Figura 15, para os dados de DQO , não corrigidos e corrigidos, respectivamente, e nas Figura 16 e Figura 17, os dados de DBO não corrigidos e corrigidos, respectivamente, no que se referem às perdas hídricas por evaporação no sistema.

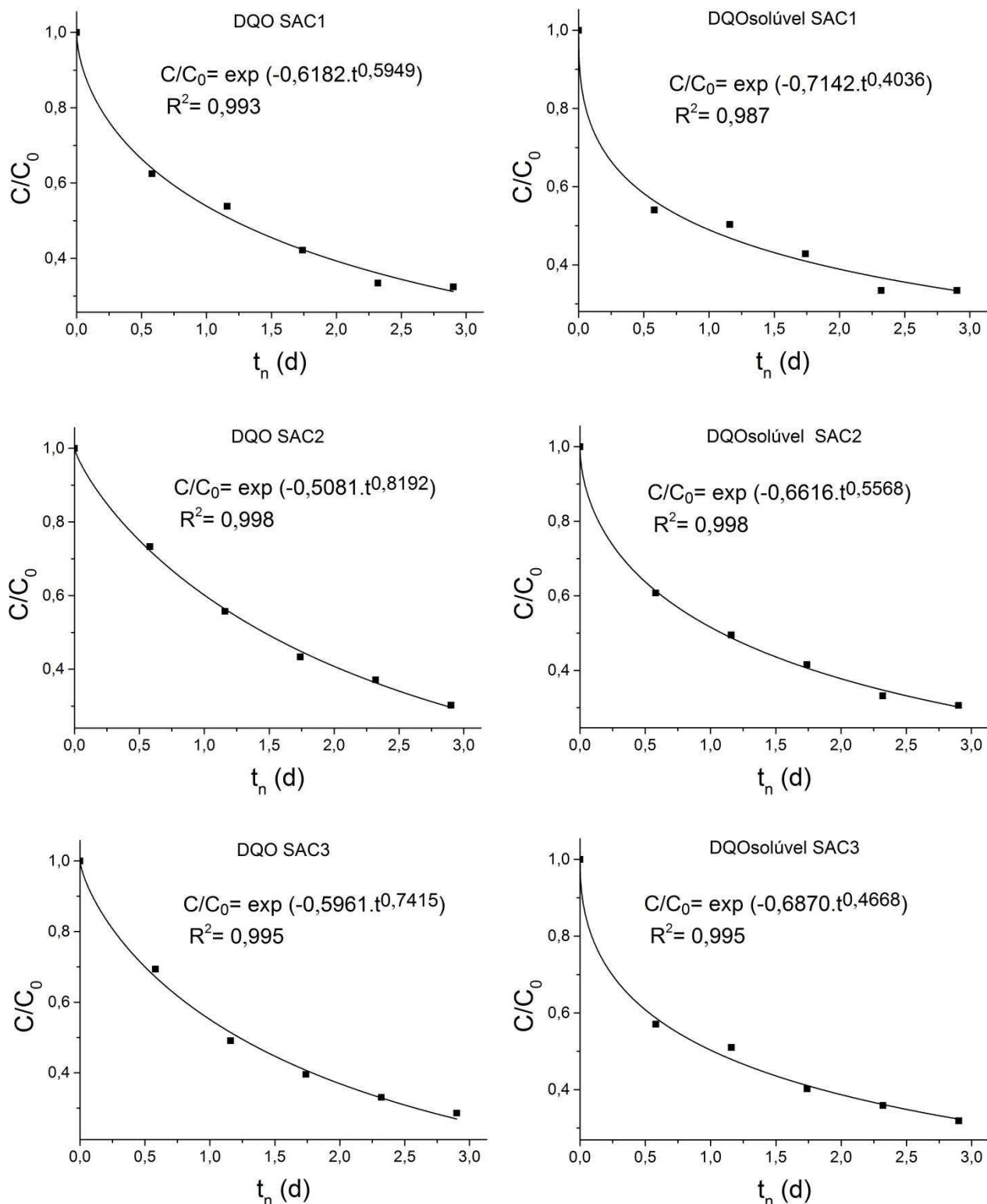


Figura 14 – Curva de decaimento da *DQO* bruta e solúvel ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, desconsiderando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

Nota: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

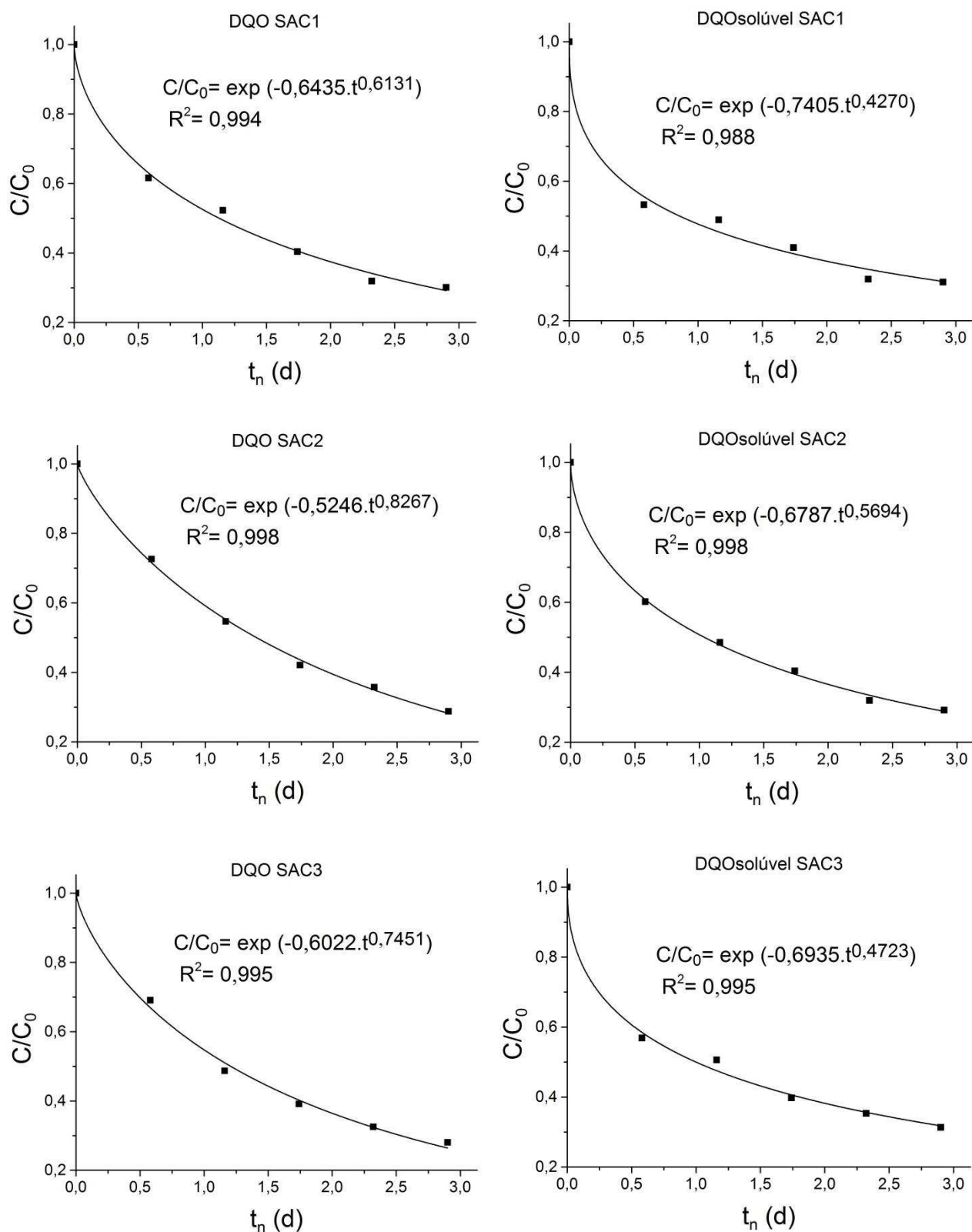


Figura 15 – Curva de decaimento da *DQO* bruta e solúvel ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, considerando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

Nota: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

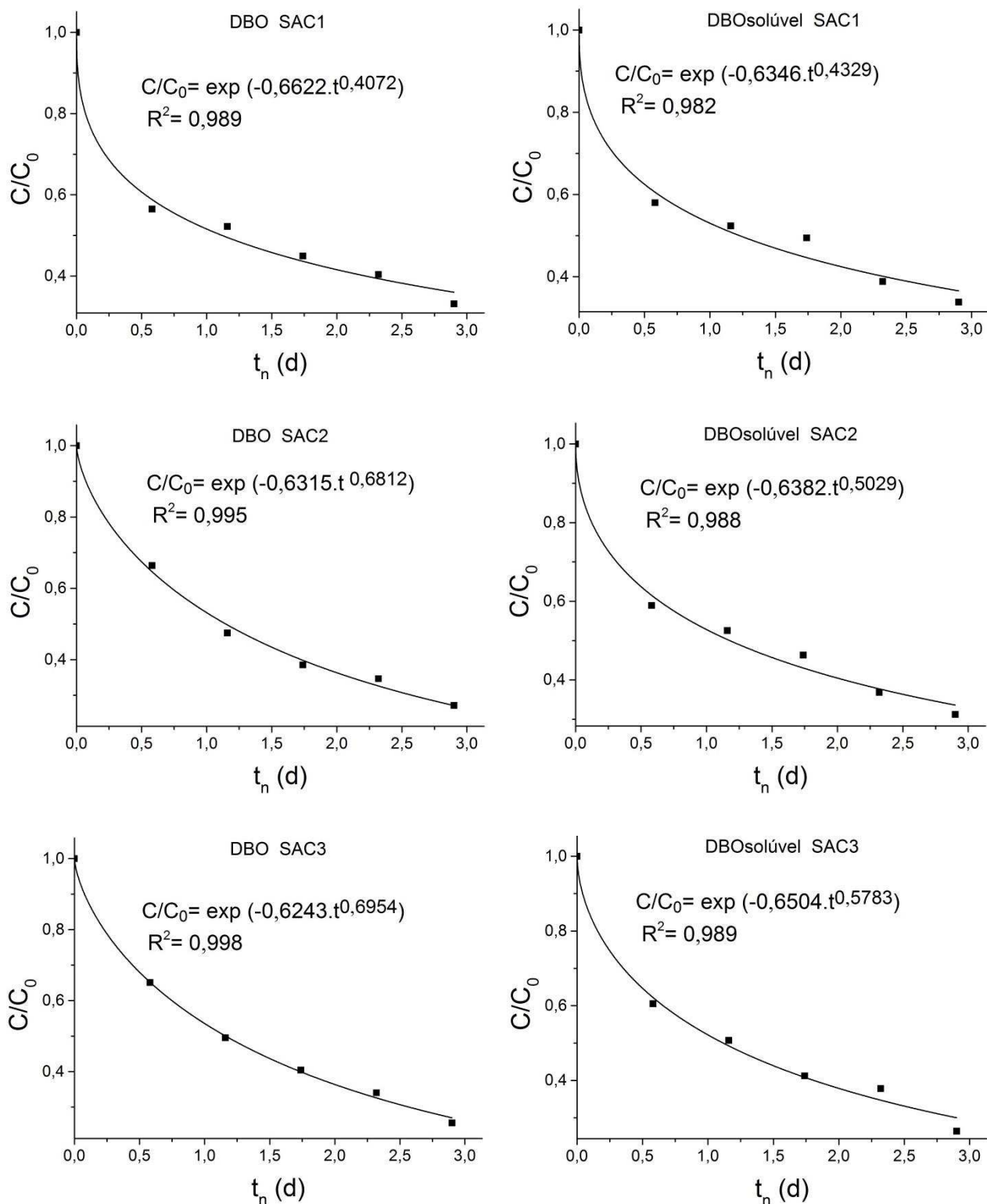


Figura 16 – Curva de decaimento da *DBO* bruta e solúvel ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, desconsiderando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

Nota: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

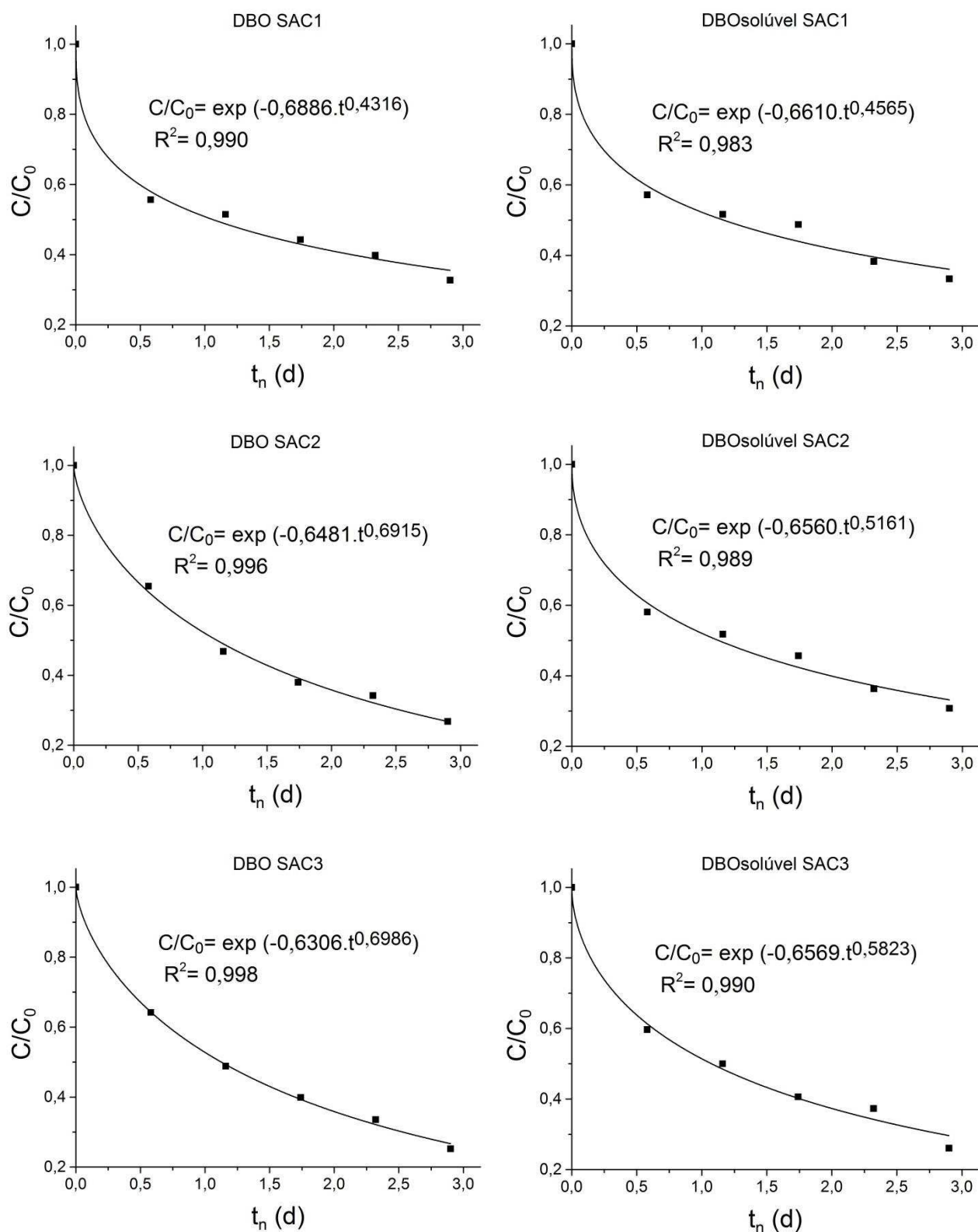


Figura 17 – Curva de decaimento da *DBO* bruta e solúvel ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, considerando-se as correções na concentração, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

Nota: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

Conforme pode ser verificado, as diferenças nas curvas obtidas utilizando-se dados corrigidos e não corrigidos, considerando-se as perdas por evaporação, não podem ser percebidas graficamente. Porém, os parâmetros k e n das equações de ajuste apresentam diferenças. Em todos os casos, os valores de k e n das equações de ajuste obtidas utilizando-se dados corrigidos foram superiores aos obtidos no ajuste das equações considerando-se dados não corrigidos quanto às perdas por evaporação. As diferenças foram maiores nas equações ajustadas aos dados obtidos no SAC1 e bem sutis nas obtidas com dados do SAC3, configuração em que as perdas de água foram menores, principalmente em relação à DBO solúvel. Além disso, em todos os casos, os ajustes representados pelo coeficiente de determinação R^2 foram muito satisfatórios e se mantiveram na mesma magnitude para os dados não corrigidos e corrigidos correspondentes. Isso confirma a grande aderência do modelo ao conjunto de dados experimentais.

Outros autores que utilizaram o mesmo modelo relataram grande ajuste aos dados experimentais. Brasil et al. (2007) encontraram valores de R^2 superiores a 0,97; Chagas et al. (2011), entre 0,75 e 0,99; Matos et al. (2011), superiores a 0,96; e Fia et al. (2012), da ordem de 0,999.

Von Sperling e Paoli (2013) ao compararem curvas de decaimento de primeira ordem para DQO , obtidas considerando-se dados não corrigidos e corrigidos no que se referem às perdas por evapotranspiração, relataram comportamento similar entre as mesmas. Os autores também observaram valores superiores do parâmetro k nos ajustes proveniente dos dados corrigidos, da mesma forma que observado neste trabalho.

Observa-se que, os valores de k proveniente do ajuste aos dados não corrigidos se mantiveram entre 0,51 e 0,71 d^{-1} , ou seja, estiveram próximos aos obtidos por Chagas et al. (2011) que, estudando o tratamento de efluente de tanque séptico em SACs-EHSS submetidos a taxas de aplicação superficial (TAS) iguais a 44 e 98 $kg \cdot ha^{-1} \cdot d^{-1}$, encontraram valores de k iguais a 0,45 e 0,69 d^{-1} , ao ajustarem o modelo de Brasil et al. (2007) a dados de DQO . Esses valores ficaram, porém, muito abaixo dos valores 1,23 e 1,72 d^{-1} obtidos pelos mesmos autores ao aplicarem TAS iguais a 230 e 395 $kg \cdot ha^{-1} \cdot d^{-1}$ respectivamente. Também foram inferiores aos valores 1,67 e 1,62 d^{-1} ,

obtidos por Brasil et al. (2007), ao tratarem ES de tanque séptico; dos valores da faixa de 0,88 a 1,52 d⁻¹, obtidos por Matos et al. (2011), ao tratarem ARS em SACs-EHSS cultivados com diferentes espécies vegetais; e dos obtidos por Fia et al. (2012), que foram de 0,8 a 1,27 d⁻¹, ao tratarem ARS em SACs-EHSS de bancada, sob várias taxas de carregamento orgânico.

Os baixos valores de k obtidos neste trabalho, quando comparados aos obtidos em outros estudos, que utilizaram o mesmo modelo de ajuste, podem ser justificados com base na forma e o tempo de armazenagem do ES dentro da casa de vegetação, que antes de ser encaminhado aos SACs-EHSS pode ter sofrido degradação prévia do material orgânico, diminuindo a biodegradabilidade do afluente. O fato do biofilme formado no meio poroso desses sistemas ainda se encontrar pouco desenvolvido, pode ter prejudicado a remoção da matéria orgânica mais lábil. Supõe-se ainda que as pequenas dimensões do sistema não possibilitaram a reprodução de iguais condições, tal como se obtém em sistemas construídos em maior escala, para a formação de um ecossistema com a complexidade e eficiência na remoção de poluentes.

A proximidade entre os valores de k dos SACs-EHSS indicou que os diferentes arranjos geométricos não proporcionaram mudanças nesse parâmetro, o que também poderia ser, em parte, justificado pelas hipóteses apresentadas.

Na Tabela 15 estão exibidos os valores do parâmetro n , obtidos com o ajuste das equações aos dados de DQO e DBO não corrigidos, no que se referem às perdas por evaporação. Estes ficaram entre 0,40 e 0,82 para as equações ajustadas aos dados de DQO , considerando-se as frações bruta e solúvel, e entre 0,39 a 0,69 para as equações ajustadas aos dados de DBO , considerando-se, da mesma forma, as duas frações orgânicas.

Tabela 15 - Valores do parâmetro n da equação de decaimento proposta por Brasil et al. (2007) ajustada aos dados de DQO e DBO das frações bruta e solúvel, desconsiderando-se as correções, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

Variáveis	Valores de n		
	SAC1	SAC2	SAC3
DQO	0,5949	0,8192	0,7415
$DQO_{solúvel}$	0,4036	0,5568	0,4668
DBO	0,4072	0,6812	0,6954
$DBO_{solúvel}$	0,4329	0,5029	0,5783

Nota: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

Na Tabela 16 estão apresentados os valores do parâmetro n relativos às equações ajustadas aos dados de DQO e DBO corrigidos considerando-se as perdas por evaporação. Estes ficaram compreendidos na faixa de 0,42 a 0,82 para as equações ajustadas aos dados de DQO , considerando-se as frações bruta e solúvel, e entre 0,43 a 0,69 para as equações ajustadas aos dados de DBO , também considerando-se as duas frações orgânicas.

Tabela 16 - Valores do parâmetro n da equação de decaimento proposta por Brasil et al. (2007) ajustada aos dados de DQO e DBO das frações bruta e solúvel, considerando-se as correções, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

Variáveis	Valores de n		
	SAC1	SAC2	SAC3
DQO	0,6131	0,8267	0,7451
$DQO_{solúvel}$	0,4270	0,5694	0,4723
DBO	0,4316	0,6915	0,6986
$DBO_{solúvel}$	0,4565	0,5161	0,5823

Nota: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

Mais uma vez, embora de forma mais expressiva, mas ainda sutil, é possível perceber que todos os valores do parâmetro n das equações ajustadas aos dados corrigidos foram superiores aos das equações ajustadas aos dados não corrigidos. Assim, mesmo que as eficiências não demonstrem essas diferenças, o coeficiente de degradação e a variável de ajuste n , indicam que não corrigir os dados pode implicar em subestimativa

da capacidade do reator. Outra análise que pode ser feita é que essas variáveis (k e n) parecem ser mais sensíveis à influência das perdas hídricas do que a própria eficiência de remoção.

Brasil et al. (2007), ao estudarem SACs-EHSS cultivados com taboa, de L/B iguais a 24, no tratamento de efluente de tanque séptico, encontraram valores de n entre 0,20 e 0,25. Chagas et al. (2011), avaliando o tratamento do efluente de tanque séptico, em SACs-EHSS com L/B iguais a 24, cultivados com lírio, submetidos a diferentes cargas orgânicas, obtiveram valores de 0,45, 0,11, 0,33 e 0,46. Matos et al. (2011) obtiveram valores de n entre 0,07 e 0,52, no período do verão, e 0,32 e 0,63, no período do outono/inverno, no tratamento de ARS em SACs-EHSS de L/B iguais a 21,8, cultivados com diferentes espécies. Fia (2009) utilizando SACs-EHSS de L/B iguais a 4, cultivados com diferentes espécies no tratamento de ARS obteve valores de n de 0,12, 0,15 e 0,21, para o modelo ajustado aos dados de DQO , e valores de 0,20, 0,30 e 0,40, quando modelo foi ajustado aos dados de DBO . Por fim, Fia et al. (2009), no tratamento de ARS em SACs-EHSS de escala laboratorial, de L/B iguais a 4,0 não cultivados, encontraram valores de n de 0,07 e 0,05, quando o modelo foi ajustado aos dados de DQO , e 0,44 e 0,24 quando o modelo foi ajustado aos dados de DBO .

Brasil et al. (2007) sugeriram que o valor de n estaria associado à dispersão no sistema ou a variação da biodegradabilidade do material orgânico ao longo do comprimento dos SACs-EHSS. Conforme já discutido, o aumento na razão DQO/DBO , que seria indicativa de aumento na recalcitrância da matéria orgânica presente no ES, ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, não ficou comprovado. Analisando-se os dados dos valores ajustados para o parâmetro n , verifica-se pequena variabilidade (valores na faixa de 0,40 a 0,69), no que se refere às curvas ajustadas para decaimento da DBO , tanto bruta como solúvel. Nas curvas de DQO , os valores de n não possibilitam a verificação de nenhuma tendência no que se refere ao efeito da geometria dos SACs-EHSS. Os resultados obtidos indicaram que a geometria do SAC não proporcionou alteração significativa ou não mostrou associação identificável com o valor do parâmetro n .

Outros modelos foram também ajustados aos dados corrigidos e não corrigidos do presente estudo, sendo estes: modelo convencional de primeira ordem, modelo $k-C^*$ e o modelo de retardamento. Os parâmetros ajustados para esses modelos, juntamente com os encontrados para Brasil et al. (2007) estão apresentados na Tabela 17, para os dados não corrigidos, e na Tabela 18 para os dados corrigidos.

Tabela 17 – Parâmetros dos modelos ajustados aos dados não corrigidos, no que se referem às perdas hídricas por evaporação, e seus respectivos coeficientes de determinação.

Modelos	<i>DQO</i>			<i>DQO solúvel</i>			<i>DBO</i>			<i>DBO solúvel</i>		
	SAC1	SAC2	SAC3	SAC1	SAC2	SAC3	SAC1	SAC2	SAC3	SAC1	SAC2	SAC3
1ª ordem												
k_0 (d ⁻¹)	0,4947	0,4579	0,5196	0,5199	0,5227	0,5167	0,4751	0,5346	0,5310	0,4589	0,4833	0,5176
R ²	0,925	0,987	0,971	0,818	0,914	0,863	0,815	0,957	0,964	0,827	0,878	0,917
$k-C^*$												
k_0 (d ⁻¹)	0,9148	0,8062	0,6302	0,8126	0,6934	0,7913	0,8565	0,8360	0,8230	0,7204	0,7927	0,6788
C* (mg.L ⁻¹)	46,53	36,10	30,00	28,70	20,80	28,10	29,50	24,60	23,30	18,70	17,30	14,70
R ²	0,981	0,998	0,998	0,895	0,909	0,964	0,909	0,992	0,991	0,893	0,959	0,920
Retardamento												
k_0 (d ⁻¹)	1,0610	0,6021	0,7892	2,4492	1,2557	1,7515	2,2462	0,9178	0,8782	1,9184	1,4523	1,1724
b	1,6242	0,3625	0,6573	6,9741	2,1087	4,0350	6,8333	0,9595	0,8563	5,5521	3,1762	1,8526
R ²	0,990	0,999	0,998	0,983	0,996	0,991	0,984	0,997	0,997	0,974	0,980	0,984
Brasil et al. (2007)												
k (d ⁻¹)	0,6182	0,5081	0,5961	0,7142	0,6616	0,6870	0,6622	0,6315	0,6243	0,6346	0,6382	0,6504
n	0,5949	0,8192	0,7415	0,4036	0,5568	0,4668	0,4072	0,6812	0,6954	0,4329	0,5029	0,5783
R ²	0,993	0,998	0,995	0,987	0,998	0,995	0,989	0,995	0,998	0,982	0,988	0,989

Nota: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.
C* foi definido como o menor valor de concentração observado.

Tabela 18 – Parâmetros dos modelos ajustados aos dados corrigidos, no que se referem às perdas hídricas por evaporação, e seus respectivos coeficientes de determinação.

Modelos	DQO			DQO solúvel			DBO			DBO solúvel		
	SAC1	SAC2	SAC3	SAC1	SAC2	SAC3	SAC1	SAC2	SAC3	SAC1	SAC2	SAC3
1ª ordem												
k_0 (d ⁻¹)	0,5221	0,4756	0,5265	0,5497	0,5425	0,5242	0,4852	0,5448	0,5410	0,4887	0,4932	0,5278
R ²	0,934	0,988	0,973	0,838	0,921	0,867	0,811	0,954	0,960	0,822	0,873	0,913
k-C*												
k_0 (d ⁻¹)	0,9268	0,6984	0,7448	0,8386	0,7168	0,7962	0,8356	0,8466	0,8407	0,7114	0,7345	0,7464
C* (mg.L ⁻¹)	43,2	34,5	29,5	26,7	19,8	27,6	27,4	23,4	23,7	17,3	16,5	14,4
R ²	0,983	0,999	0,995	0,908	0,955	0,931	0,901	0,991	0,990	0,886	0,924	0,950
Retardamento												
k_0 (d ⁻¹)	1,0669	0,6167	0,7935	2,2955	1,2482	1,7328	2,3974	0,9608	0,9219	2,0499	1,5431	1,2394
b	1,4769	0,3426	0,6430	5,8386	1,9468	3,8754	7,3646	1,0389	0,9378	6,0063	3,4373	2,0057
R ²	0,991	0,999	0,998	0,985	0,996	0,991	0,984	0,997	0,997	0,975	0,981	0,985
Brasil et al. (2007)												
k (d ⁻¹)	0,8319	0,5960	0,7366	1,0869	0,9112	0,9895	0,9962	0,8271	0,7886	0,9268	0,8908	0,8708
n	0,2453	0,1164	0,1783	0,3625	0,2758	0,3344	0,3709	0,2231	0,1999	0,3483	0,3052	0,2628
R ²	0,986	0,999	0,999	0,962	0,990	0,976	0,952	0,997	0,993	0,942	0,959	0,972

Nota: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.
C* foi definido como o menor valor de concentração observado.

Observa-se que os parâmetros e o coeficiente de determinação dos modelos ajustado aos dados corrigidos sofreram mudanças mínimas quando comparadas aos ajustados aos dados não corrigidos. Para a maioria dos casos, os valores dos parâmetros dos ajustes corrigidos foram superiores. Este mesmo comportamento foi verificado por von Sperling e Paoli (2013), o que, segundo os autores, decorre da maior remoção apresentada quando se utilizam os dados corrigidos.

Ao comparar o grau de ajuste dos modelos aos dados experimentais por meio do coeficiente de determinação (R^2), verifica-se bom ajuste a todos os modelos, tendo a equação primeira ordem apresentado, em todos os casos, os menores ajustes. Comportamento também verificado por Fia et al. (2012). O modelo $k-C^*$ apresentou valores de R^2 melhores do que o modelo convencional de primeira ordem, porém não tão bons quanto os demais modelos, sendo as diferenças de R^2 entre eles muito pequenas. O modelo de Brasil et al. (2007) foi o que proporcionou o melhor ajuste, dentre todos, com valores de R^2 sempre superiores a 0,98.

Os coeficientes de remoção da matéria orgânica (k), de forma geral, ficaram entre 0,40 e 2,45 d^{-1} . Nota-se que não houve uma tendência entre os modelos a convergir para um valor em comum, ou seja, cada modelo forneceu valores discretos. Em todos os casos avaliados, o modelo de primeira ordem apresentou os valores mais baixos e o modelo de Shepherd et al. (2001a) os valores mais elevados, sendo que a diferença entre estes modelos chegou a ser de 78 % no SAC1 para os dados de *DQO* solúvel e *DBO*. O modelo de Brasil et al. (2007) e o $k-C^*$ apresentaram valores intermediários.

Na maioria dos casos, os valores de k dos modelos ajustados para cada SAC variaram muito pouco, demonstrando, assim como concluído anteriormente para o modelo de Brasil et al. (2007) a inexistência de uma tendência de mudança do k com a relação L/B .

Devido à simplicidade de sua aplicação, o modelo convencional de primeira ordem se apresentou como um dos mais utilizados em diversos estudos, por este motivo se torna interessante comparar os valores do coeficiente k obtidos neste trabalho com os obtidos em outros trabalhos. Von Sperling e Paoli (2013) apresentaram valores de k obtidos no ajuste do

referido modelo aos dados corrigidos e não corrigidos em relação às perdas hídricas por evapotranspiração. Estes autores observaram valores de k_0 iguais a $0,81 \text{ d}^{-1}$ no ajuste aos dados de *DQO* não corrigidos e $0,92 \text{ d}^{-1}$ no de dados corrigidos, sendo os coeficientes de determinação respectivamente iguais a 0,97 e 0,99. Esses valores foram muito semelhantes aos obtidos no presente trabalho, de modo que as pequenas diferenças encontradas devem estar ligadas a fatores como, o tipo de afluente tratado, no caso desse trabalho foi ES após reator UASB e, nesse trabalho, ES bruto. Ou ainda a estabilidade biológica dos sistemas que, no caso deste trabalho é da ordem de meses e dos autores em questão, da ordem de anos.

Von Sperling e Paoli (2013) ao ajustarem o modelo convencional, aos dados de *DQO* de um SAC-EHSS plantado, obtiveram valores de k_0 iguais a $0,84$ e $0,93 \text{ d}^{-1}$ para dados não corrigidos e corrigidos, respectivamente. Villaseñor et al. (2011), avaliando o tratamento de ES sintético em SACs-EHSS no sul da Espanha, encontraram valores iguais a $0,25 \text{ d}^{-1}$ no ajuste do modelo aos dados obtidos para sistema não plantado e valores de $0,22$ a $0,55 \text{ d}^{-1}$ para sistemas plantados. Observa-se, portanto, que os valores encontrados por esses últimos autores (tanto para o SAC não plantado como plantado) foi muito menor não só diante dos observados no presente trabalho, mas também em comparação com os observados por von Sperling e Paoli (2013). Assim, como von Sperling e Paoli (2013), os autores verificaram valores maiores para o sistema plantado em comparação ao não plantado, exceto para um dos SACs. Freitas (2006), tratando água residuária da suinocultura em SACs-EHSS, obteve k_0 médios bem próximos aos da presente pesquisa, $0,57$ e $0,49 \text{ d}^{-1}$, respectivamente para ajuste aos dados de *DQO* e *DBO* proveniente de sistemas não plantados. Para sistemas plantados, os valores entre $0,49$ e $0,58 \text{ d}^{-1}$ obtidos no ajuste do modelo aos dados de *DBO* e de $0,42$ a $0,53 \text{ d}^{-1}$ para ajuste aos dados de *DQO*.

Ainda a respeito dos valores de k obtidos no ajuste ao modelo convencional de primeira ordem, Brasil et al. (2007) obtiveram valores de $0,50$ a $1,44 \text{ d}^{-1}$ ao aplicar cargas orgânicas crescentes de ES após tratamento em tanque séptico, em sistemas plantados; Fia (2009) relatou a obtenção de coeficientes iguais a $0,70$ e $0,98 \text{ d}^{-1}$ para ajuste a dados de *DBO* e $1,23$ e $1,39 \text{ d}^{-1}$ nos ajustes aos dados de *DQO*, ao aplicar cargas

orgânicas crescentes de água residuária de suinocultura em SACs-EHSS plantados; Fia et al. (2012) obtiveram valores iguais a 1,25 e 1,94 d⁻¹ em ajustes a dados de *DBO* e 0,79 e 1,28 d⁻¹ para ajustes aos dados de *DQO*, ao aplicaram cargas orgânicas crescentes de água residuária de suinocultura em SACs-EHSS não plantados de bancada. Na revisão realizada por Conley et al. (1991) são relatados valores entre 0,21 a 2,92 d⁻¹ proveniente de distintos sistemas. Von Sperling e Paoli (2013) citaram valores entre 0,8 e 1,1 d⁻¹ obtidos por Reed et al. (1988) e 0,46 a 0,75 d⁻¹ por Sandoval-Cabo e Peña (2007).

Valores de *k* obtidos no ajuste ao modelo de *k*-C* se encontraram entre 0,69 e 0,92 d⁻¹, no que se referem aos dados de *DQO*, e entre 0,71 a 0,85 d⁻¹, aos dados de *DBO*, considerando dados não corrigidos e corrigidos, em ambas as frações. Estes valores foram superiores aos de 0,51 d⁻¹ para o sistema não plantado, e entre 0,31 a 0,83 d⁻¹ em sistema plantado obtidos por Villaseñor et al. (2011), ao trabalharem com ES sintético; inferiores aos valores iguais a 1,08 e 1,54 d⁻¹ no ajuste aos dados de *DBO* e 3,28 e 4,75 d⁻¹ no ajuste aos dados de *DQO* observados por Fia (2009), ao tratarem água residuária de suinocultura; aos valores entre 2,84 e 7,17 d⁻¹ no ajuste aos dados de *DBO* e 6,06 e 12,03 d⁻¹ no ajuste aos dados de *DQO* observados por Fia et al. (2012), ao tratarem água residuária de suinocultura em sistemas de bancada não plantados; aos de 1,15 d⁻¹ obtidos em sistemas plantados e 1,12 d⁻¹ em sistemas não plantados, em relação a dados de *DQO* por von Sperling e Paoli (2013) ao tratarem ES após reator UASB; e dentro da faixa de 0,31 a 2,65 d⁻¹ em sistemas plantados e 0,16 a 2,07 d⁻¹ em sistemas não plantados, sendo os dados ajustados a dados de *DQO* por Stein et al. (2006) ao tratarem ES secundário sintético.

Apesar de serem encontrados poucos trabalhos que utilizaram o modelo de retardamento, este tem demonstrado apresentar boa adequação aos dados experimentais, como foi visto no presente trabalho. Exemplo de valores do coeficiente de decaimento resultante deste modelo são observados em trabalhos como o de Villaseñor et al. (2011), avaliando o tratamento de ES sintético em SACs-EHSS no sul da Espanha, obtiveram *k₀* de 0,75 d⁻¹ para sistema não plantado e entre 0,38 a 2,26 d⁻¹ em sistemas plantados, ao ajustarem dados de *DQO*; Grismer et al. (2003), tratando água

residuária de vinícola, obtiveram k_0 de $0,31 \text{ d}^{-1}$ em sistema plantado, ao ajustarem dados de *DQO*; Shepherd et al. (2001a) que obtiveram k_0 entre 2,4 e $12,0 \text{ d}^{-1}$ em sistemas plantados, ao tratarem água residuária de vinícola, sendo ajustados dados de *DQO*.

Como pode ser visto, os diferentes modelos retornaram diferentes valores de k . Além disso, avaliando-se o coeficiente de determinação (R^2), verifica-se que todos os modelos, de modo geral, apresentaram bom ajuste aos dados experimentais, sendo que o modelo de primeira ordem foi o que menos se adequou e o modelo de Brasil et al. (2007) o que proporcionou os melhores ajustes.

5.7 Estudo de correlação entre o número de dispersão “ d ” e o parâmetro n da equação de Brasil.

Procurando verificar a existência de correlação entre o número de dispersão (d) do sistema e o parâmetro n da equação de Brasil et al. (2007) proveniente dos dados de *DQO* e *DBO* não corrigidos quanto às perdas por evaporação, construiu-se a Tabela 19.

Tabela 19 - Correlação entre os valores do número de dispersão (d) e o parâmetro n da equação de decaimento proposta por Brasil et al. (2007) ajustada aos dados não corrigidos, no que se referem às perdas hídricas por evaporação em SACs-EHSS de diferentes configurações geométricas.

Correlação linear				
		SAC1	SAC2	SAC3
	d	0,13	0,10	0,09
<i>DQO</i>	n	0,5949	0,8192	0,7415
	Pearson		-0,83	
<i>DQO</i> solúvel	n	0,4036	0,5568	0,4668
	Pearson		-0,65	
<i>DBO</i>	n	0,4072	0,6812	0,6954
	Pearson		-0,98	
<i>DBO</i> solúvel	n	0,4329	0,5029	0,5783
	Pearson		-0,95	

Nota: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

Na Tabela 20 estão apresentados os resultados do estudo de correlação entre d e os valores de n resultantes do ajuste do modelo de Brasil et al. (2007) aos dados de DQO e DBO corrigidos no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

Tabela 20 - Correlação entre os valores do número de dispersão (d) e o parâmetro n da equação de decaimento proposta por Brasil et al. (2007) ajustada aos dados corrigidos, no que se referem às perdas por evaporação, em SACs-EHSS de diferentes configurações geométricas.

Correlação linear				
		SAC1	SAC2	SAC3
d		0,13	0,10	0,09
DQO	n	0,6131	0,8267	0,7451
	Pearson		-0,81	
$DQO_{solúvel}$	n	0,4270	0,5694	0,4723
	Pearson		-0,56	
DBO	n	0,4316	0,6915	0,6986
	Pearson		-0,98	
$DBO_{solúvel}$	n	0,4565	0,5161	0,5823
	Pearson		-0,95	

Nota: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

Para avaliação da correlação foi utilizado o coeficiente de Pearson, com o qual se mede a intensidade da correlação entre variáveis. Esse coeficiente apresenta valores que vão de -1 a 1, sendo que, quanto mais próximo dos extremos maior a correlação e quanto mais próximo de 0, menor a correlação. Valores iguais a 0 indicam inexistência de correlação, negativos demonstram que a correlação é inversamente proporcional, enquanto os positivos indicam que correlação é diretamente proporcional.

Como é possível verificar, os valores dos coeficientes de correlação entre d e n , obtidos no ajuste da equação de Brasil et al. (2007) aos dados de DQO , foram menores do que os obtidos no ajuste da mesma equação aos dados de DBO , sendo a menor correlação obtida para os valores de n proveniente da fração solúvel de DQO . Diante desses resultados, verificou-se que a variável d e o parâmetro n se correlacionam de forma inversa como pode ser observado pelo sinal negativo do coeficiente de Pearson. Com

base nos resultados obtidos, acredita-se que n possa ser influenciado, diretamente, pelas condições de dispersão no meio.

Nos dois casos, dados corrigidos e não corrigidos, as correlações entre os parâmetros n , do ajuste aos dados de DBO , e d foram semelhantes, como está apresentado nas Tabela 19 e Tabela 20. No entanto, esse comportamento não ocorreu entre o parâmetro n , do ajuste aos dados de DQO , e d . Neste caso, nota-se um decréscimo na correlação, quando os dados são corrigidos, indicando que a correção dos dados impactou mais o valor de n proveniente dos dados de matéria orgânica total do que n proveniente dos dados da sua fração biodegradável.

Buscando maior entendimento do comportamento de d e n em SACs-EHSS, fez-se um ajuste linear entre essas variáveis, tal está apresentado na Figura 18, para os valores de n obtidos a partir das equações ajustadas aos dados não corrigidos, e, na Figura 19, para os corrigidos. Cabe ressaltar, que as equações apresentadas nas Figura 18 e Figura 19 têm, como único objetivo, proporcionar uma melhor compreensão do comportamento entre essas variáveis e não o de propor um modelo que as relacione, uma vez que para isso seriam necessários maior número de tratamentos e de amostras.

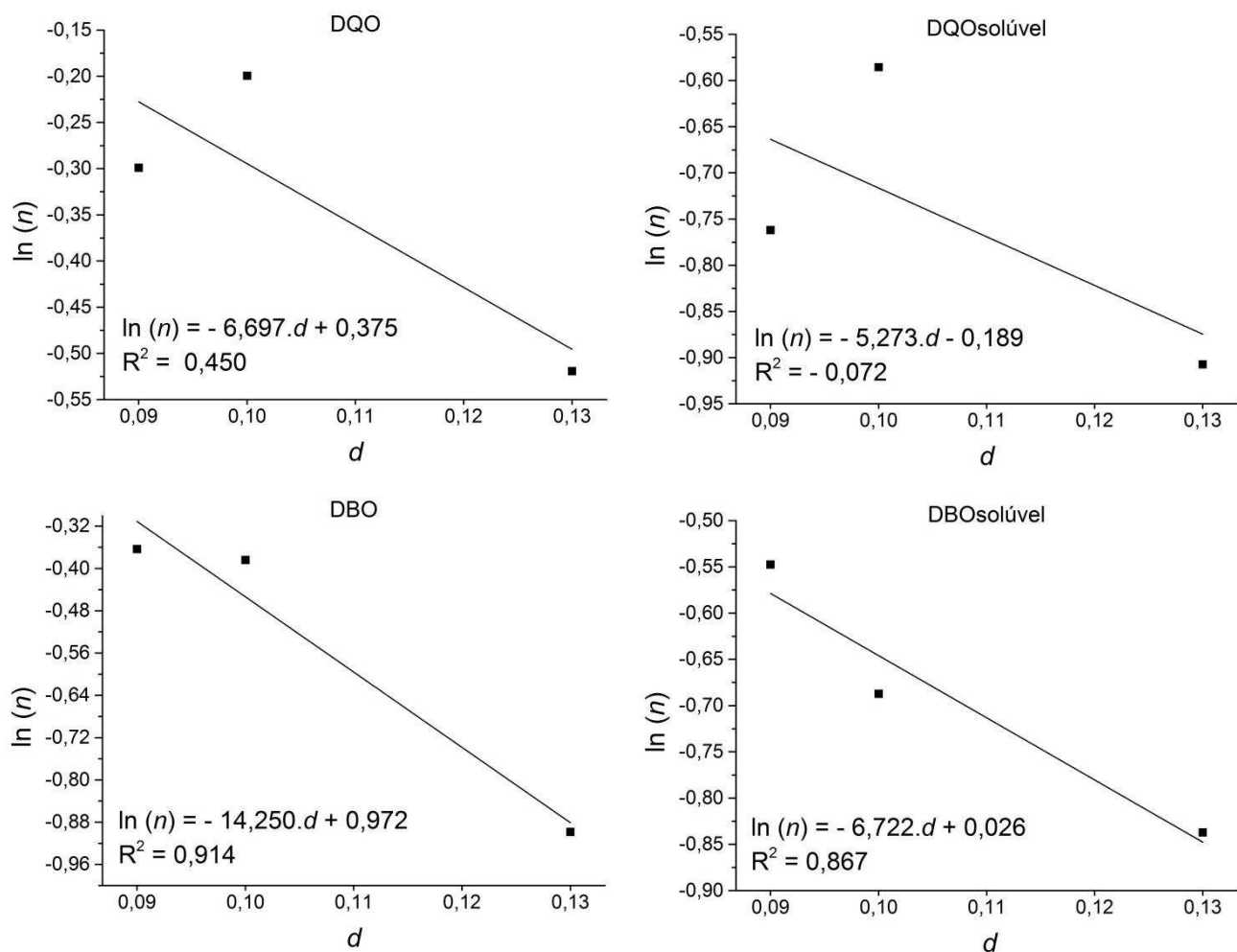


Figura 18 – Regressão linear entre os valores de d e $\ln(n)$, sendo n obtido nas equações ajustadas aos dados não corrigidos, no que se referem às perdas por evaporação.

Nota: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

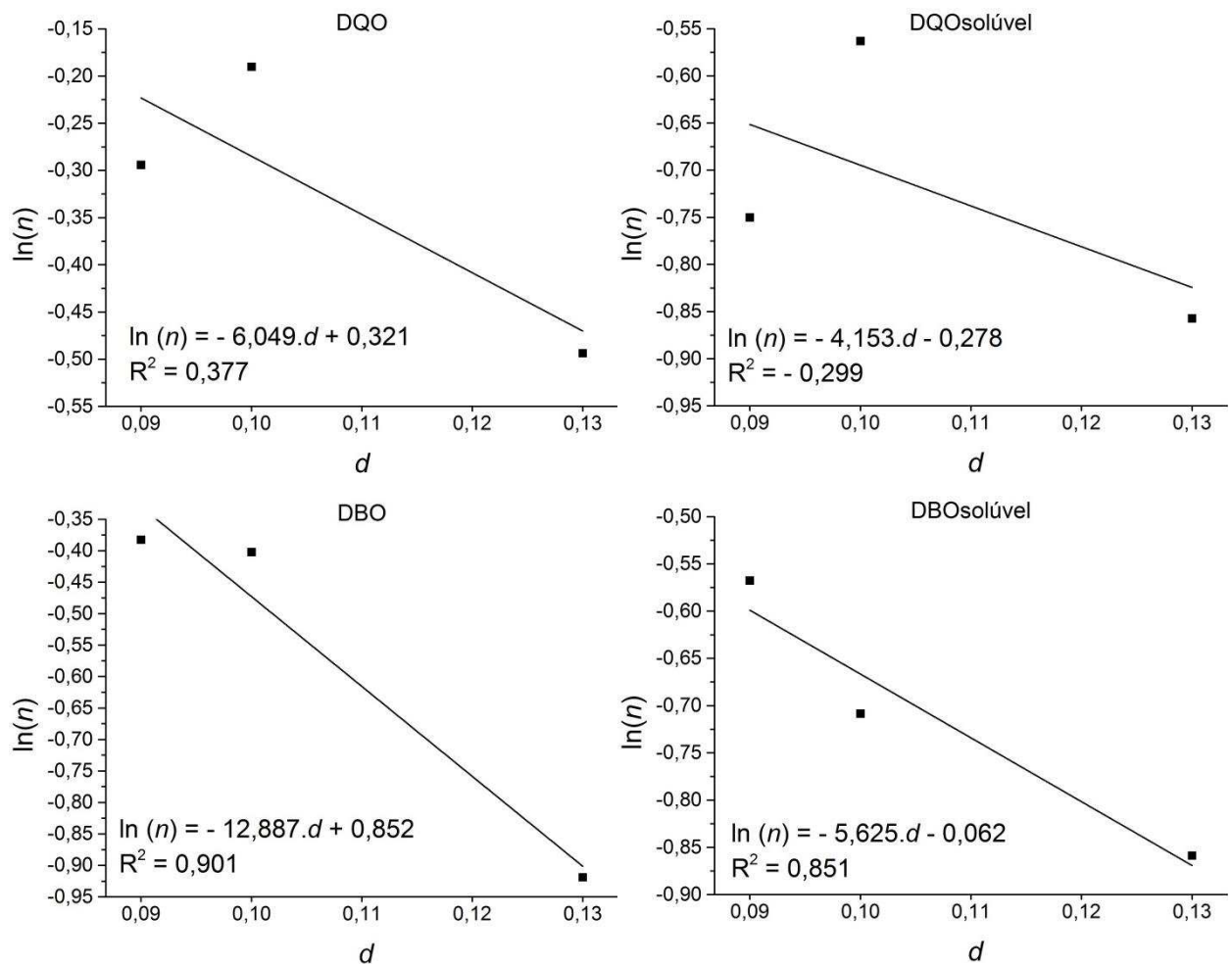


Figura 19 - Regressão linear entre os valores de d e $\ln(n)$, sendo n obtido nas equações ajustadas aos dados corrigidos, no que se referem às perdas por evaporação.

Nota: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

Como pode ser visto, não é possível notar diferenças gráficas nas curvas de ajustes entre dados não corrigidos e corrigidos, dada à grande semelhança que essas guardam entre si. Porém, as equações que foram obtidas, apenas com o intuito de se avaliar o comportamento, demonstraram, avaliando-se os parâmetros ajustados e o coeficiente de determinação obtido, pequenas diferenças.

Nota-se em todos os casos que os parâmetros n e d apresentaram tendência ao comportamento inverso entre si, como pode ser visto pela inclinação da curva de ajuste e pelo sinal negativo do parâmetro que acompanha d na equação, em outras palavras, verifica-se que à medida que d cresceu n decresceu. Novamente verifica-se que os valores de n

encontrados para as equações ajustadas aos dados de *DQO* apresentaram as menores correlações com *d*, acredita-se que isso esteja ligado ao fato desses dados apresentarem grande desvio padrão.

Quanto ao ajuste dos valores de *n*, obtidos a partir das equações ajustadas aos dados de *DBO*, verifica-se melhores resultados e também menor dispersão entre os dados, principalmente para *n* da *DBO* bruta. Na busca de compreender a associação do parâmetro *n* com os aspectos experimentais, assumiu-se o valor de *TDH_r*, obtido no ensaio hidrodinâmico, como tempo de detenção hidráulica do sistema para o ajuste da equação de Brasil et al. (2007). Esperava-se, com isso, encontrar novos valores para *n*, os quais seriam correlacionados novamente com *d*, no intuito de verificar alguma diferença na correlação, para isso construiu-se a Tabela 21, para os dados não corrigidos, e a Tabela 22, para os dados corrigidos no que se refere às perdas de água por evaporação. Ao analisar os dados apresentados nessas tabelas, notou-se um comportamento não esperado, ou seja, após o novo ajuste, apenas os valores de *k* se alteraram, enquanto os de *n* permaneceram iguais aos anteriormente obtidos utilizando os valores de *TDH_n*. Esses resultados indicaram que apresenta comportamento completamente independente do tempo.

Percebendo isso, avaliou-se, também, como o parâmetro *n* se comportava diante de variações na relação *C/C₀*. Para isto, compararam-se os valores de *n* obtidos nas diferentes condições de *C/C₀* (*DQO*, *DQO solúvel*, *DBO* e *DBO solúvel*, tanto as não corrigidas quanto as corrigidas quanto às perdas hídricas por evaporação), verificando-se que, diferentemente do que ocorreu com o parâmetro *k*, que apresenta comportamento completamente aleatório, *n* apresentava correlação com esses valores.

A suspeita passou a ser de uma possível correlação entre o valor de *n* e a intensidade do decaimento da relação *C/C₀*, que ocorre no primeiro quinto do comprimento dos SACs-EHSS, $(\Delta C/C_0)_1$. Assumiu-se, então, a hipótese de que o valor de *n* estaria relacionado com os processos físicos e biológicos de grande intensidade que ocorrem no início dos SACs-EHSS, onde ocorre maior redução na concentração de matéria orgânica. No presente trabalho, essa região foi responsável por uma redução da

concentração do afluente de até 46 % para *DQO solúvel* no SAC1. Em um dos SACs-EHSS, utilizados no trabalho desenvolvido por Brasil et al. (2007), essa remoção no início do sistema chegou a 75 % da afluente.

Tabela 21 - Tabela comparativa entre as relações $C/C_0 \times TDH_n$ e $C/C_0 \times TDH_r$ e os respectivos valores de k , n e R^2 , obtidos por meio do ajuste da equação de Brasil et al. (2007) aos dados não corrigidos, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

		Pontos amostrais						
		Entrada	1	2	3	4	Saída	
		Tempo relativo TDH_n (d)	0	0,58	1,16	1,74	2,32	2,9
		Tempo relativo TDH_r (d)	0	1,17	2,34	3,51	4,68	5,85
SAC1	DQO	Conc. Média (mg.L ⁻¹)	187,13	116,93	100,70	78,95	62,58	60,65
		C/C_0	1,00	0,62	0,54	0,42	0,33	0,32
		Parâmetros	$TDH_n \times C/C_0$	k = 0,6182		n = 0,5949		R ² = 0,993
			$TDH_r \times C/C_0$	k = 0,4072		n = 0,5949		R ² = 0,993
	DQOsolúvel	Conc. Média (mg.L ⁻¹)	160,13	86,51	80,60	68,54	53,53	53,56
		C/C_0	1,00	0,54	0,50	0,43	0,33	0,33
		Parâmetros	$TDH_n \times C/C_0$	k = 0,7142		n = 0,4035		R ² = 0,987
			$TDH_r \times C/C_0$	k = 0,5381		n = 0,4035		R ² = 0,987
	DBO	Conc. Média (mg.L ⁻¹)	126,33	71,34	65,93	56,75	50,99	41,88
		C/C_0	1,00	0,56	0,52	0,45	0,40	0,33
Parâmetros		$TDH_n \times C/C_0$	k = 0,6622		n = 0,4072		R ² = 0,989	
		$TDH_r \times C/C_0$	k = 0,4977		n = 0,4072		R ² = 0,989	
DBOsolúvel	Conc. Média (mg.L ⁻¹)	94,95	55,06	49,72	46,94	36,87	32,12	
	C/C_0	1,00	0,58	0,52	0,49	0,39	0,34	
	Parâmetros	$TDH_n \times C/C_0$	k = 0,6346		n = 0,4329		R ² = 0,982	
		$TDH_r \times C/C_0$	k = 0,4684		n = 0,4329		R ² = 0,982	
SAC2	DQO	Conc. Média (mg.L ⁻¹)	187,13	129,75	91,83	74,03	61,76	53,47
		C/C_0	1,00	0,69	0,49	0,40	0,33	0,29
		Parâmetros	$TDH_n \times C/C_0$	k = 0,5961		n = 0,7415		R ² = 0,995
			$TDH_r \times C/C_0$	k = 0,4160		n = 0,7415		R ² = 0,995
	DQOsolúvel	Conc. Média (mg.L ⁻¹)	160,13	91,41	81,63	64,39	57,41	51,06
		C/C_0	1,00	0,57	0,51	0,40	0,36	0,32
		Parâmetros	$TDH_n \times C/C_0$	k = 0,6870		n = 0,4668		R ² = 0,995
			$TDH_r \times C/C_0$	k = 0,5478		n = 0,4668		R ² = 0,995
	DBO	Conc. Média (mg.L ⁻¹)	126,33	82,25	62,57	51,11	43,01	32,31
		C/C_0	1,00	0,65	0,50	0,40	0,34	0,26
Parâmetros		$TDH_n \times C/C_0$	k = 0,6243		n = 0,6954		R ² = 0,998	
		$TDH_r \times C/C_0$	k = 0,4456		n = 0,6954		R ² = 0,998	
DBOsolúvel	Conc. Média (mg.L ⁻¹)	94,95	57,46	48,16	39,11	35,90	25,07	
	C/C_0	1,00	0,61	0,51	0,41	0,38	0,26	
	Parâmetros	$TDH_n \times C/C_0$	k = 0,6504		n = 0,5783		R ² = 0,989	
		$TDH_r \times C/C_0$	k = 0,4914		n = 0,5783		R ² = 0,989	
SAC3	DQO	Conc. Média (mg.L ⁻¹)	187,13	137,16	104,32	81,11	69,52	56,60
		C/C_0	1,00	0,73	0,56	0,43	0,37	0,30
		Parâmetros	$TDH_n \times C/C_0$	k = 0,5081		n = 0,8192		R ² = 0,998
			$TDH_r \times C/C_0$	k = 0,2999		n = 0,8192		R ² = 0,998
	DQOsolúvel	Conc. Média (mg.L ⁻¹)	160,13	97,31	79,24	66,57	53,11	49,06
		C/C_0	1,00	0,61	0,49	0,42	0,33	0,31
		Parâmetros	$TDH_n \times C/C_0$	k = 0,6616		n = 0,5568		R ² = 0,998
			$TDH_r \times C/C_0$	k = 0,4623		n = 0,5568		R ² = 0,998
	DBO	Conc. Média (mg.L ⁻¹)	126,33	83,89	59,99	48,69	43,80	34,30
		C/C_0	1,00	0,66	0,47	0,39	0,35	0,27
Parâmetros		$TDH_n \times C/C_0$	k = 0,6315		n = 0,6812		R ² = 0,995	
		$TDH_r \times C/C_0$	k = 0,4074		n = 0,6812		R ² = 0,995	
DBOsolúvel	Conc. Média (mg.L ⁻¹)	94,95	55,94	49,89	43,97	34,97	29,64	
	C/C_0	1,00	0,59	0,53	0,46	0,37	0,31	
	Parâmetros	$TDH_n \times C/C_0$	k = 0,6382		n = 0,5029		R ² = 0,988	
		$TDH_r \times C/C_0$	k = 0,4620		n = 0,5029		R ² = 0,988	

Nota: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

Tabela 22 - Tabela comparativa entre as relações $C/C_0 \times TDHn$ e $C/C_0 \times TDHr$ e os respectivos valores de k , n e R^2 , obtidos por meio do ajuste da equação de Brasil et al. (2007) aos dados corrigidos, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

		Pontos amostrais					
		Entrada	1	2	3	4	Saída
		Tempo relativo $TDHn$ (d)	0	0,58	1,16	1,74	2,32
		Tempo relativo $TDHr$ (d)	0	1,17	2,34	3,51	4,68
DQO	Conc. Média ($mg.L^{-1}$)	187,13	115,27	97,85	75,60	59,04	56,35
	C/C_0	1,00	0,62	0,52	0,40	0,32	0,30
	Parâmetros	$TDHn \times C/C_0$	$k = 0,6435$		$n = 0,6131$		$R^2 = 0,994$
		$TDHr \times C/C_0$	$k = 0,4185$		$n = 0,6131$		$R^2 = 0,994$
DQOsolúvel	Conc. Média ($mg.L^{-1}$)	160,13	85,29	78,32	65,63	50,50	49,77
	C/C_0	1,00	0,53	0,49	0,41	0,32	0,31
	Parâmetros	$TDHn \times C/C_0$	$k = 0,7405$		$n = 0,4270$		$R^2 = 0,988$
		$TDHr \times C/C_0$	$k = 0,5487$		$n = 0,4270$		$R^2 = 0,988$
SAC1	Conc. Média ($mg.L^{-1}$)	126,33	70,33	64,07	54,34	48,10	38,91
	C/C_0	1,00	0,56	0,51	0,43	0,38	0,31
	Parâmetros	$TDHn \times C/C_0$	$k = 0,6886$		$n = 0,4316$		$R^2 = 0,990$
		$TDHr \times C/C_0$	$k = 0,5086$		$n = 0,4316$		$R^2 = 0,990$
DBO	Conc. Média ($mg.L^{-1}$)	94,95	54,28	48,31	44,95	34,78	29,85
	C/C_0	1,00	0,57	0,51	0,47	0,37	0,31
	Parâmetros	$TDHn \times C/C_0$	$k = 0,6610$		$n = 0,4565$		$R^2 = 0,983$
		$TDHr \times C/C_0$	$k = 0,4798$		$n = 0,4565$		$R^2 = 0,983$
DBOsolúvel	Conc. Média ($mg.L^{-1}$)	187,13	135,86	102,33	78,79	66,87	53,91
	C/C_0	1,00	0,73	0,55	0,42	0,36	0,29
	Parâmetros	$TDHn \times C/C_0$	$k = 0,5246$		$n = 0,8267$		$R^2 = 0,998$
		$TDHr \times C/C_0$	$k = 0,2937$		$n = 0,8267$		$R^2 = 0,998$
SAC2	Conc. Média ($mg.L^{-1}$)	160,13	96,38	77,73	64,66	51,09	46,72
	C/C_0	1,00	0,60	0,49	0,40	0,32	0,29
	Parâmetros	$TDHn \times C/C_0$	$k = 0,6787$		$n = 0,5694$		$R^2 = 0,998$
		$TDHr \times C/C_0$	$k = 0,4551$		$n = 0,5694$		$R^2 = 0,998$
DBO	Conc. Média ($mg.L^{-1}$)	126,33	83,09	58,85	47,30	42,13	32,67
	C/C_0	1,00	0,66	0,47	0,37	0,33	0,26
	Parâmetros	$TDHn \times C/C_0$	$k = 0,6481$		$n = 0,6915$		$R^2 = 0,996$
		$TDHr \times C/C_0$	$k = 0,3990$		$n = 0,6915$		$R^2 = 0,996$
DBOsolúvel	Conc. Média ($mg.L^{-1}$)	94,95	55,40	48,94	42,72	33,64	28,23
	C/C_0	1,00	0,58	0,52	0,45	0,35	0,30
	Parâmetros	$TDHn \times C/C_0$	$k = 0,6560$		$n = 0,5161$		$R^2 = 0,989$
		$TDHr \times C/C_0$	$k = 0,4566$		$n = 0,5161$		$R^2 = 0,989$
SAC3	Conc. Média ($mg.L^{-1}$)	187,13	129,29	91,18	73,23	60,88	52,52
	C/C_0	1,00	0,69	0,49	0,39	0,33	0,28
	Parâmetros	$TDHn \times C/C_0$	$k = 0,6022$		$n = 0,7451$		$R^2 = 0,995$
		$TDHr \times C/C_0$	$k = 0,3570$		$n = 0,7451$		$R^2 = 0,995$
DQOsolúvel	Conc. Média ($mg.L^{-1}$)	160,13	91,09	81,05	63,70	56,59	50,15
	C/C_0	1,00	0,57	0,51	0,40	0,35	0,31
	Parâmetros	$TDHn \times C/C_0$	$k = 0,6935$		$n = 0,4723$		$R^2 = 0,995$
		$TDHr \times C/C_0$	$k = 0,4979$		$n = 0,4723$		$R^2 = 0,995$
DBO	Conc. Média ($mg.L^{-1}$)	126,33	81,96	62,12	50,57	42,39	31,73
	C/C_0	1,00	0,65	0,49	0,40	0,34	0,25
	Parâmetros	$TDHn \times C/C_0$	$k = 0,6306$		$n = 0,6986$		$R^2 = 0,998$
		$TDHr \times C/C_0$	$k = 0,3863$		$n = 0,6986$		$R^2 = 0,998$
DBOsolúvel	Conc. Média ($mg.L^{-1}$)	94,95	57,26	47,81	38,70	35,38	24,62
	C/C_0	1,00	0,60	0,50	0,41	0,37	0,26
	Parâmetros	$TDHn \times C/C_0$	$k = 0,6569$		$n = 0,5823$		$R^2 = 0,990$
		$TDHr \times C/C_0$	$k = 0,4366$		$n = 0,5823$		$R^2 = 0,990$

Nota: SAC1 reator quadrado, $L/B = 1,0$; SAC2 reator retangular intermediário, $L/B = 4,0$; SAC3 reator mais alongado, $L/B = 7,3$.

Portanto, para se verificar a existência de correlação entre o decaimento da matéria orgânica ocorrido no primeiro quinto do comprimento dos SACs-EHSS e o parâmetro n , construiu-se a Tabela 23, onde são apresentados os valores de n obtidos das equações ajustadas aos dados não corrigidos, a partir da qual foi gerada a Figura 20, e a Tabela 24, para os valores provenientes das equações ajustadas aos dados corrigidos, que gerou a Figura 21. Ou seja, a diferença entre o valor de C/C_0 do ponto amostral 1 em relação ao do afluente, e o respectivo valor de n após ajuste da equação proposta por Brasil et al. (2007).

Tabela 23 - Valores de variação da relação C/C_0 obtidos no primeiro setor dos SACs-EHSS e os respectivos n obtidos no ajuste da equação proposta por Brasil et al. (2007) aos dados não corrigidos, no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

Varição C/C_0 no primeiro quinto do comprimento $(\Delta C/C_0)_1$ do SAC1, SAC2 e SAC3.	n
0,27	0,8192
0,31	0,7415
0,34	0,6812
0,35	0,6954
0,38	0,5949
0,39	0,5568
0,39	0,5783
0,41	0,5029
0,42	0,4329
0,43	0,4668
0,44	0,4072
0,46	0,4036

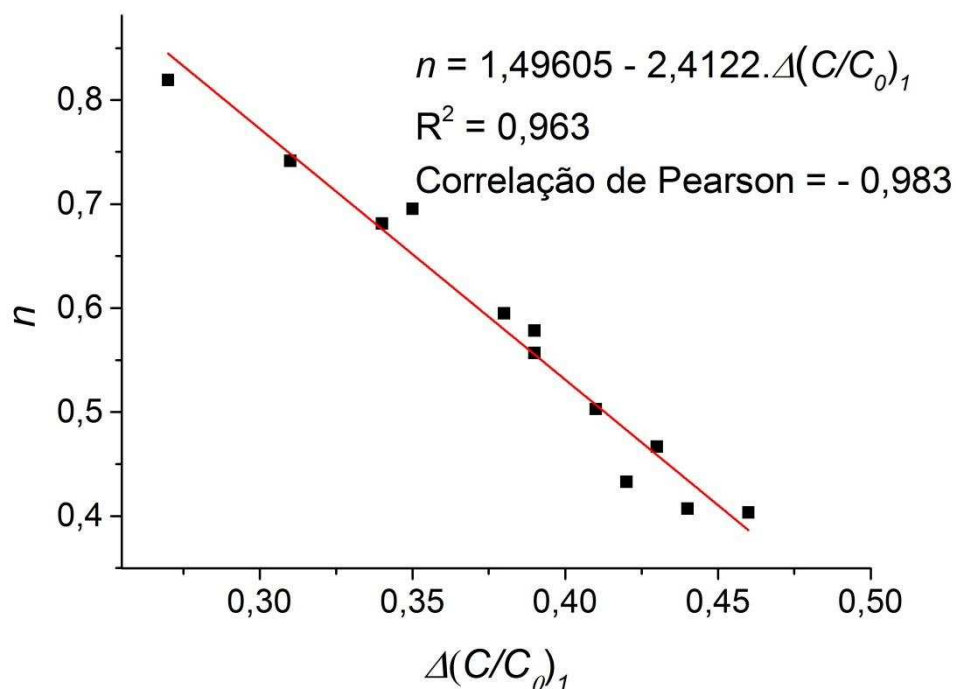


Figura 20 - Gráfico de dispersão entre os valores de variação de C/C_0 no primeiro quinto do comprimento ($\Delta(C/C_0)_1$) e n obtido nas equações ajustadas aos dados não corrigidos, no que se referem às perdas hídricas por evaporação, juntamente com a equação linear ajustada.

Tabela 24 - Valores de variação da relação C/C_0 obtidos no primeiro setor dos SACs-EHSS e os respectivos n obtidos nas equação proposta por Brasil et al. (2007), ajustada aos dados corrigidos no que se referem às perdas hídricas por evaporação.

Variação C/C_0 no primeiro quinto do comprimento ($\Delta C/C_0)_1$ do SAC1, SAC2 e SAC3.	n
0,27	0,8267
0,31	0,7451
0,34	0,6915
0,35	0,6986
0,38	0,6131
0,40	0,5694
0,40	0,5823
0,42	0,5161
0,43	0,4565
0,43	0,4723
0,44	0,4316
0,47	0,4270

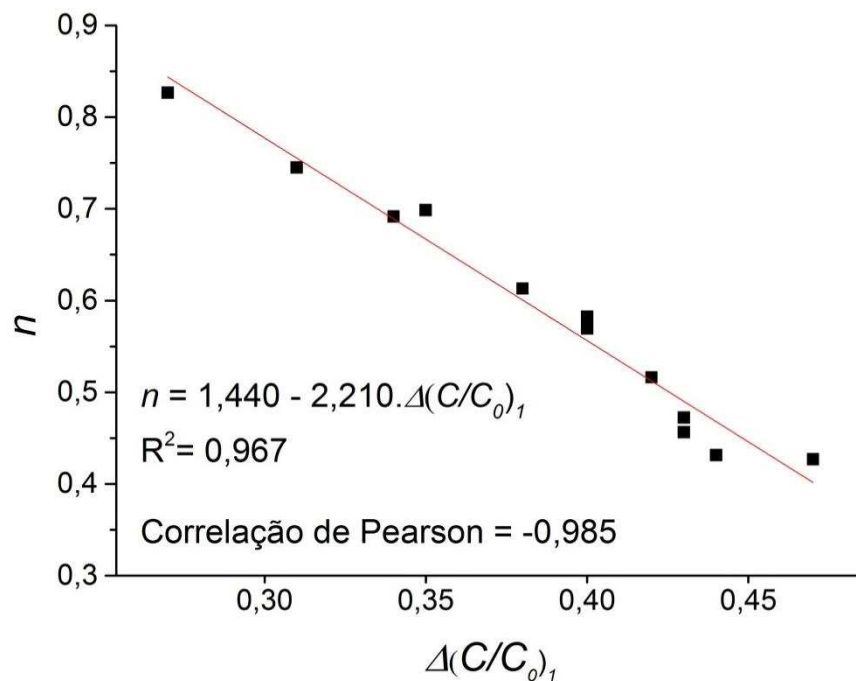


Figura 21 - Gráfico de dispersão entre os valores de variação de C/C_0 do no primeiro quinto do comprimento ($\Delta(C/C_0)_1$) e n obtido nas equações ajustadas aos dados corrigidos, no que se referem às perdas hídricas por evaporação, juntamente com a equação linear ajustada.

Como é possível perceber, em ambos os casos n está fortemente correlacionado ao decaimento da matéria orgânica que ocorre logo no início dos SACs-EHSS, independente da natureza da matéria orgânica (*DBO* ou *DQO*, bruta ou solúvel). Essa correlação é exibida tanto graficamente como pelo coeficiente de Pearson, que resultou em valores iguais a -0,983 e -0,985, indicando existência de forte correlação inversamente proporcional entre as variáveis estudadas. Em outras palavras, quanto maior for a magnitude da variação ocorrida nas concentrações de matéria orgânica, no início dos SACs-EHSS, menor será o valor de n , diferente do que foi verificado por Matos et al. (2011) que observaram relação direta entre n e a coeficiente de decaimento de *DQO*.

Na Figura 22 está apresentado um gráfico com os dados obtidos neste trabalho, juntamente com os dados de Brasil et al. (2007) e Chagas (2011), obtidos em SAC de $L/B = 24$. Apesar de não ter sido um R^2 elevado, percebe-se que o comportamento inverso de n em relação a $\Delta(C/C_0)_1$ se mantém, mesmo num conjunto de dados tão diverso, obtidos em condições de operação distintas e de SACs-EHSS também diferentes.

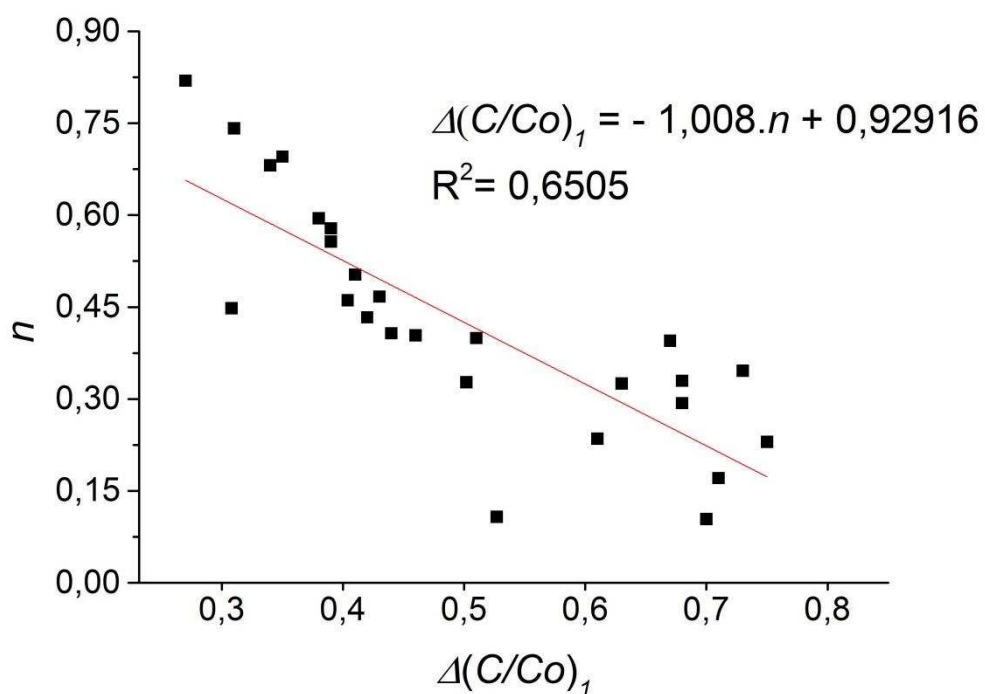


Figura 22 – Regressão linear entre os pares ordenados n e $\Delta(C/Co)_1$ obtidos em três estudos cinéticos: Brasil et al. (2007), Chagas et al. (2011) e no presente trabalho.

Desse modo, verificou-se nesse estudo que existe uma tendência de que quanto maior a eficiência na remoção de matéria orgânica no início dos SACs, menor será o parâmetro de potência (n) do tempo de detenção no sistema e que a dispersão hidráulica do meio é um fator que também pode interferir no valor de n , guardando entre si um comportamento inverso.

6 CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos neste trabalho, pode-se concluir que:

- Todos os SACs-EHSS demonstraram comportamento disperso no que se refere ao desempenho hidráulico, por esta razão, equações que consideram que, em SACs-EHSS, ocorre o regime de escoamento pistonado, tal como a de cinética de primeira ordem convencional podem ser consideradas menos adequadas para descrever o comportamento destes reatores;
- As diferentes configurações não proporcionaram grandes diferenças no que se refere à dispersão entre os SACs-EHSS avaliados, o que pôde ser verificado pelos valores próximos do número de dispersão obtidos nos três SACs-EHSS avaliados;
- As diferentes geometrias dos SACs-EHSS não proporcionaram alterações no que diz respeito à remoção global de matéria orgânica;
- Ao comparar as eficiências de um mesmo SAC para dados corrigidos e não corrigidos no que se referem às perdas hídricas por evaporação, verificou-se que em todos os casos, diferenças, exceto em relação aos dados de DQO solúvel;
- A maior parte da remoção de material orgânico lábil ocorreu até o terceiro quinto do comprimento dos SACs-EHSS;
- A correção dos dados em relação às perdas hídricas por evaporação proporcionou melhorias muito sutis no que se refere ao ajuste do modelo de Brasil et al (2007) e também dos demais modelos;
- Todos os modelos apresentaram bom ajuste, tendo maiores coeficientes de determinação os modelos de $k-C^*$, de retardamento e de Brasil et al. (2007).
- Os valores de d apresentaram boa correlação com os parâmetro n , sendo a maior correlação foi verificada para n proveniente do ajuste aos dados de DBO na forma bruta e solúvel e a menor correlação foi verificada para n proveniente do ajuste aos dados de DQO solúvel;
- n e d guardaram correlação inversa entre si, ou seja, a medida que a dispersão no sistema aumentou a magnitude de n decresceu;

- Verificou-se a inexistência de associação entre os valores de n e do tempo de detenção hidráulica nos sistemas, havendo, no entanto, elevada correlação entre n e a taxa de decaimento da matéria orgânica obtida para o trecho relativo ao primeiro quinto do comprimento dos SACs-EHSS.

BIBLIOGRAFIA

ABBAS, H.; NASR, R.; SEIF, H. Study of waste stabilization pond geometry for the wastewater treatment efficiency. **Ecological Engineering**, v. 28, n. 1, p. 25-34, 2006.

ABRAHÃO, S. S. **Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG, 110p., 2006.

AGUNWAMBA, J. C.; EGBUNIWE, N.; ADEMILUYI, J. O. Prediction of the dispersion number in waste stabilization ponds. **Water Research**, v. 26, n. 1, p. 85-89, 1992.

APHA, A. P. H. A.-. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19°. ed. Washington, D.C: APHA, 1995. 1100 p.

BABATUNDE, A. O.; ZHAO, Y. Q.; O'NEILL, M.; O'SULLIVAN, B. Constructed wetlands for environmental pollution control: A review of developments, research and practice in Ireland. **Environment International**, v. 34, n. 1, p. 116-126, 2008.

BELMONT, M. A.; METCALFE, C. D. Feasibility of using ornamental plants (*Zantedeschia aethiopica*) in subsurface flow treatment wetlands to remove nitrogen, chemical oxygen demand and nonylphenol ethoxylate surfactants—a laboratory-scale study. **Ecological Engineering**, v. 21, n. 4–5, p. 233-247, 2003.

BOON, A. G. **Report of a visit by members and staff of WRc to Germany (GFR) to investigate the Root Zone Method for treatment of waste waters**. Water Research Centre, 1985.

BORGES, A. C.; MATOS, A.; CALIJURI, M. D. C.; OLIVEIRA, G.; ROLDÃO, J. S. 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.

BOWMER, K. H. Nutrient removal from effluents by an artificial wetland: Influence of rhizosphere aeration and preferential flow studied using bromide and dye tracers. **Water Research**, v. 21, n. 5, p. 591-599, 1987.

BRASIL, M. S. **Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 160p. 2005.

BRASIL, M.; MATOS, A.; SOARES, A.; FERREIRA, P. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. suplemento, 2005.

BRASIL, M. D. S.; MATOS, A. T. D. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 13, p. 323-328, 2008.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SILVA, C. M.; CECOM, P. R.; SOARES, A. A. Modeling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. **Agrartechnische Forschung**, v. 13, n. 2, p. 48-56, 2007.

BRIX, H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants-the root-zone method. **Water Science and Technology**, v. 19, n. 1/2, p. 107-118, 1987.

BRIX, H.; SCHIERUP, H.-H. Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. **Constructed wetlands in water pollution control**, p. 53-66, 1990.

CALHEIROS, H. C.; PERICO, A. C. S.; NUNES, C. F. Estudo experimental de aspectos hidrodinâmicos e da partida de um reator anaeróbio sequencial tratando esgotos domésticos. **Revista de estudos ambientais** (Online) v.12, n. 2, p. 74-92, jul./dez. 2010.

CHAGAS, R. C.; MATOS, A. T. D.; CECOM, P. R.; MONACO, P. A. V. L.; FRANÇA, L. G. F. Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 1186-1192, 2011.

CHAZARENC, F.; MERLIN, G.; GONTHIER, Y. Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 21, n. 2-3, p. 165-173, 2003.

CHAZARENC, F.; NAYLOR, S.; COMEAU, Y.; MERLIN, G.; BRISSON, J. Modeling the Effect of Plants and Peat on Evapotranspiration in Constructed Wetlands. **International Journal of Chemical Engineering**, v.2010, 6p., 2010.

CONLEY, L. M.; DICK, R. I.; LION, L. W. An Assessment of the Root Zone Method of Wastewater Treatment. **Research Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 63, n. 3, p. 239-247, 1991.

COOPER, P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 1-9, 1999.

COSTA, J. F.; DE PAOLI, A. C.; SEIDL, M.; VON SPERLING, M. 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, L. L., CEBALLOS, B. S. O., MEIRA, C. M. B. S., CAVALCANTI, M. L. F. Eficiência de Wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colífagos e bacteriófagos. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. (online), v.3, n.1. 2003.

COTA, R. D. S. **Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais plantados e não plantados com alimentação em pulso, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto**. Tese. (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 195p., 2011.

CRITES, R.; TCHOBANOGLOUS, G. **Small and Decentralized Wastewater Management Systems**. WCB and McGraw, New York, USA, 1998. 1084 p.

CRITES, R.; MIDDLEBROOKS, J.; REED, S. **Natural wastewater treatment systems**, CRC, Taylor and Francis Group, Boca Raton, FL 2006. 576 p.

DE 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.

FERREIRA, D. C. **Pós-tratamento de água residuária da suinocultura em sistemas alagados construídos combinados**. Dissertação. (Doutorado em Saneamento Rural). Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 227p. 2012.

FERRES, G. C. **Variabilidade da condutividade hidráulica e de formas do nitrogênio em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial**. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 62p; 2012.

FIA, F. R. L. **Modelos de remoção de variáveis qualitativas em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura**. Tese.(Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 156p. 2009.

FIA, F. R. L.; DE MATOS, A. T.; FIA, R.; BORGES, A. C.; TEIXEIRA, D. L. Remoção de matéria orgânica e determinação de parâmetros cinéticos em sistemas alagados construídos em escala laboratório. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 34, n. 2, p. 149-156, 2012.

FIA, R.; MATOS, A. T. D.; FIA, F. R. L.; MATOS, M. P. D.; LAMBERT, T. F.; NASCIMENTO, F. S. Desempenho de forrageiras em sistemas alagados de tratamento de águas residuárias do processamento do café. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 842-847, 2010.

FOGLER, H. S. **Elementos de engenharia das reações químicas**. LTC, Rio de Janeiro, 2008. 892 p.

FREITAS, W. D. S. **Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura**. Tese.(Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 159p. 2006.

GARCIA, J.; CHIVA, J.; AGUIRRE, P.; ÁLVAREZ, E.; SIERRA, J. P.; MUJERIEGO, R. 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.

GRISMER, M. E.; TAUSENDSCHOEN, M.; SHEPHERD, H. L. Hydraulic characteristics of a subsurface flow constructed wetland for winery effluent treatment. **Water Environment Research**, v. 73, n. 4, p. 466-477, 2001.

GRISMER, M. E.; CARR, M. A.; SHEPHERD, H. L. Evaluation of constructed wetland treatment performance for winery wastewater. **Water Environment Research**, v. 75, n. 5, p. 412-421, 2003.

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

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

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.

HUNT, P.G., HUMENIK, F.J., SZOGI, A.A., RICE, J.M., STONE, K.C. AND SADLER, E.J. Swine wastewater treatment in constructed wetlands. In: **Proceedings of the 2nd Conf. on Environmentally Sound Agriculture**, University of Florida, pp. 268-275, 1994.

IBGE, C. D. **Censo demográfico 2010: Características da população e dos domicílios: resultados do universo**. v. 20, Rio de Janeiro, 2011.

IBGE. **Pesquisa nacional de saneamento básico: 2008**. Rio de Janeiro, 2010.

JI, G.; SUN, T.; ZHOU, Q.; SUI, X.; CHANG, S.; LI, P. Constructed subsurface flow wetland for treating heavy oil-produced water of the Liaohe Oilfield in China. **Ecological Engineering**, v. 18, n. 4, p. 459-465, 2002.

JIMENEZ, B.; NOYOLA, A.; CAPDEVILLE, B. Selected dyes for residence time distribution evaluation in bioreactors. **Biotechnology Techniques**, v. 2, n. 2, p. 77-82, 1988.

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

KADLEC, R. H. The inadequacy of first-order treatment wetland models. **Ecological Engineering**, v. 15, n. 1-2, p. 105-119, 2000.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. **Treatment wetlands**. CRC press, 2008. 1046 p.

KAPLAN, D.; BACHELIN, M.; YU, C.; MUÑOZ-CARPENA, R.; POTTER, T.; RODRIGUEZ-CHACÓN, W. A hydrologic tracer study in a small, natural wetland in the humid tropics of Costa Rica. **Wetlands Ecology and Management**, p. 1-16, 2014.

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

KINCANON, R.; MCANALLY, A. S. Enhancing commonly used model predictions for constructed wetland performance: as-built design considerations. **Ecological Modelling**, v. 174, n. 3, p. 309-322, 2004.

KING, A. C.; MITCHELL, C. A.; HOWES, T. Hydraulic tracer studies in a pilot scale subsurface flow constructed wetland. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 189-196, 1997.

KYAMBADDE, J.; KANSIIME, F.; DALHAMMAR, G. Nitrogen And Phosphorus Removal In Substrate-Free Pilot Constructed Wetlands With Horizontal Surface Flow In Uganda. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 165, n. 1-4, p. 37-59, 2005.

LABER, J.; HABERL, R.; SHRESTHA, R. Two-stage constructed welland for treating hospital wastewater in nepal. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 317-324, 1999.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das reações químicas**. São Paulo: Edgard Blucher, 2000. 584p.

LEVENSPIEL, O. **Tracer Technology: Modeling the Flow of Fluids**. Springer Science and Business Media, 2011. 148p.

LIMA, R. D. S. **Expansão urbana e acessibilidade: o caso das cidades médias brasileiras**. Dissertação (Mestrado em Transportes). São Carlos, SP, 81p. 1998.

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

MANTOVI, P.; MARMIROLI, M.; MAESTRI, E.; TAGLIAVINI, S.; PICCININI, S.; MARMIROLI, N. Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater. **Bioresource Technology**, v. 88, n. 2, p. 85-94, 2003.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 1, p. 652-659, 2009.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; FIA, R.; MATOS, M. P. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura visando seu reuso. **Engenharia na Agricultura**, v. 17, n. 5, p. 383-391, 2009.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; MONACO, P. A. L.; SARMENTO, A. P.; MATOS, M. P. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v. 14, n. 12, p. 1311-1317, 2010.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. **Revista Ambiente & Água–Na Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 5, n. 2, p. 119-132, 2010.

MATOS, A. T. D.; FREITAS, W. D. S.; BORGES, A. C. Estudo cinético da remoção de matéria orgânica de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos cultivados com diferentes espécies de vegetais. **Engenharia Agrícola**, v. 31, p. 1179-1188, 2011

MATOS, A. T. **Qualidade do meio físico ambiental: Práticas de laboratório**. Viçosa, MG: UFV, 2012. 150 p.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios. **Engenharia Agrícola**, v. 32, p. 1144-1155, 2012.

MATOS, A. T. **Manual de análise de resíduos sólidos e águas residuárias**. Viçosa, MG: UFV, 2015. 149 p.

MATOS, M. P. **Colmatação de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial: principais fatores e métodos de identificação em unidades plantadas e não plantadas**. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG. 301p., 2015.

METCALF, I.; EDDY, H. **Wastewater engineering; treatment and reuse**. New York: Mc Graw Hill, 2003. 1848 p.

NETTER, R. Flow Characteristics of Planted Soil Filters. **Water Science and Technology**, v. 29, n. 4, p. 37-44, 1994.

OLIVEIRA, S. M. A. C. **Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos**. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Belo Horizonte, MG, 214p., 2006.

OLIVEIRA, D. M. C.; PERALTA, A. H.; CARDOSO, M. L.; COSTANZI, R. N. Tratamento de água cinza através de um sistema alagado construído. **Revista Hipótese**, v. 1, n. 2, 2015.

PAOLI, A. C. D.; 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.

PELISSARI, C.; DECEZARO, S. T.; BENTO, A. P.; WOLFF, D. B.; SEZERINO, P. H. Wetlands construídos aplicados no tratamento de efluente de bovinocultura leiteira. **Revista Engenharia e Construção Civil**, v. 2, n. 2, 2015.

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.

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

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

POLIDORO, M.; AUGUSTO DE LOLLO, J.; VIZINTIM FERNANDES BARROS, M. Impactos decorrentes do sprawl urbano em Londrina-PR. **Revista Eletrônica: Tempo-Técnica-Território**, v. 2, n. 1, p. 1-24, 2014.

PRATA, R. C. C.; MATOS, A. T. D.; CECON, P. R.; MONACO, P. A. V. L.; PIMENTA, L. A. Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com lírio-amarelo. **Engenharia Agrícola**, v. 33, p. 1144-1155, 2013.

RAMOS, N. D. F. S. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados contruídos desempenho e modelagem hidraulica-cinética**. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 88p., 2011.

REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for waste management and treatment**. McGraw-Hill, Inc., 1988. 308 p.

REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for waste management and treatment**. McGraw-Hill, Inc., 1995. 433 p.

RIBEIRO, M. A. A crise ambiental urbana brasileira. **Revista de Administração Pública**, v. 26, n. 4, p. 52-80, 1992.

ROUSSEAU, D. P. L.; VANROLLEGHEM, P. A.; DE PAUW, N. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. **Water Research**, v. 38, n. 6, p. 1484-1493, 2004.

SANDOVAL-COBO, J. J.; PEÑA, M.R. Análisis del desempeño de un humedal artificial de flujo sub-superficial en zonas tropicales basado en modelos hidráulicos y una cinética de primer orden. In: **Seminario Manejo Integral de Aguas Residuales Domésticas** – Conferência Latino Americana (LATINOSAN). Cali, Colombia, 12 a 16 de novembro, 2007.

SANTIAGO, A. D. F. **Sistema condominial de coleta de esgoto e tratamento em decanto-digestor seguido de alagados construídos. Estudo de caso: município de Nova Redenção - BA**. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Hidraulica e Saneamento). Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, SP, 122p., 2008.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, p. 151-158, 2015.

SHEPHERD, H. L.; TCHOBANOGLOUS, G.; GRISMER, M. E. Time-Dependent Retardation Model for Chemical Oxygen Demand Removal in a Subsurface-Flow Constructed Wetland for Winery Wastewater Treatment. **Water Environment Research**, v. 73, n. 5, p. 597-606, 2001a.

SHEPHERD, H. L.; GRISMER, M. E.; TCHOBANOGLOUS, G. Treatment of High-Strength Winery Wastewater Using a Subsurface-Flow Constructed Wetland. **Water Environment Research**, v. 73, n. 4, p. 394-403, 2001b.

SIQUEIRA, R. N. **Desenvolvimento e aperfeiçoamento de critérios de qvaliação da eficiência hidráulica e do cálculo do coeficiente de Mistura em unidades de tratamento de água e efluentes**. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, ES, 126p., 1998.

SIQUEIRA, R. D. N.; REISEN, V.; TEIXEIRA, E. C. Avaliação de diversos indicadores de eficiência hidráulica como ferramenta para a análise do desempenho de UTAE. In: **Desafios para o saneamento ambiental no terceiro milênio**. Rio de Janeiro, RJ, ABES, p. 1-11, 1999.

SOUSA, J. T. D.; VAN HAANDEL, A.; LIMA, E. P. D. C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 9, p. 285-290, 2004.

STEIN, O. R.; BIEDERMAN, J. A.; HOOK, P. B.; ALLEN, W. C. Plant species and temperature effects on the $k-C^*$ first-order model for COD removal in batch-loaded SSF wetlands. **Ecological Engineering**, v. 26, n. 2, p. 100-112, 2006.

TCHOBANOGLOUS, G.; CULP, G. L. Wetland systems for wastewater treatment. In: REED, S. C. e BASTIAN, R. K. (Eds.). **Aquaculture systems for wastewater treatment : an engineering assessment**. Washington D.C: Environmental Protection Agency, v. EPA 430/9-80-007, 1980.

TEEFY, S. **Tracer studies in water treatment facilities: a protocol and case studies**. American Water Works Association, 1996. 154 p.

TRANG, N. T. D.; KONNERUP, D.; SCHIERUP, H.-H.; CHIEM, N. H.; TUAN, L. A.; BRIX, H. Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland system: Effects of hydraulic loading rate. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 4, p. 527-535, 2010.

U.S.EPA, -. E. P. A. **Constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment**. Cincinnati: OH: US EP, 1988. 84 p.

U.S.EPA, -. E. P. A. **Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment: a technology assessment** 1993. 269 p.

U.S.EPA, -. E. P. A. **Manual Cosntructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment**. ORD, U. E. Cicinnati, Ohio: EPA 625-R-99-010 2000a. 169 p.

U.S.EPA, -. E. P. A. **Wastewater Technology Fact Sheet Wetlands: Subsurface Flow**. Washington, DC. 2000b. 9 p.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“constituted wetland”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP, 210p., 2003.

VILAS BÔAS, R. B. **Avaliação de sistemas alagados construídos combinados com diferentes configurações**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Lavras. Lavras, MG, 161p., 2012.

VILLASEÑOR, J.; MENA, J.; FERNÁNDEZ, F. J.; GÓMEZ, R.; DE LUCAS, A. Kinetics of domestic wastewater COD removal by subsurface flow constructed wetlands using different plant species in temperate period. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, v. 91, n. 7-8, p. 693-707, 2011.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte: UFMG, 1996. 134 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452 p.

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.; BRIK, H.; COOPER, P. F.; HABERT, R.; PERFLER, R.; LABER, J. Removal mechanisms and types of constructed wetlands. In: **Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe**. Leiden: Backhuys, , 1998. 366 p.

VYMAZAL, J. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. **Ecological Engineering**, v. 18, n. 5, p. 633-646, 2002.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 25, n. 5, p. 478-490, 2005.

VYMAZAL, J. The use of constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. In: DAVIS, E. B. **Frontiers in environmental research**. New York: Nova Science, , 2006. 160 p.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review. In: Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference, Rajasthan, IN. **Anais**. Rajasthan, IN, . 2007. 980 p.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. **Water**, v. 2, n. 3, p. 530-549, 2010.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience†. **Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 1, p. 61-69, 2011.

WERNER, T. M.; KADLEC, R. H. Wetland residence time distribution modeling. **Ecological Engineering**, v. 15, n. 1–2, p. 77-90, 2000.

ZHANG, D. Q.; JINADASA, K. B. S. N.; GERSBERG, R. M.; LIU, Y.; NG, W. J.; TAN, S. K. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries – A review of recent developments (2000–2013). **Journal of Environmental Management**, v. 141, n. 0, p. 116-131, 2014.