

II-445 - INFLUÊNCIA DO TEMPO DE REAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS DE ALTA CARGA EM WETLANDS CONSTRUÍDOS

Joice Maciel dos Santos ⁽¹⁾

Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal do Ceará, campus Limoeiro do Norte. Mestranda em Tecnologia e Gestão Ambiental no IFCE campus Fortaleza.

Sara Maria Paula da Rocha Rodrigues ⁽²⁾

Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal do Ceará, campus Sobral. Mestranda em Tecnologia e Gestão Ambiental no IFCE campus Fortaleza.

Antônio Marcelo Magalhães Gomes ⁽³⁾

Tecnólogo em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal do Ceará, campus Sobral. Mestrando em Tecnologia e Gestão Ambiental no IFCE campus Fortaleza.

Rinaldo dos Santos Araújo ⁽⁴⁾

Químico Industrial pela Universidade Federal do Ceará. Mestre em Engenharia Química pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Doutor em Química pela Universidade Federal do Ceará.

Gloria Maria Marinho Silva ⁽⁵⁾

Farmacêutica pela Universidade Federal do Ceará. Mestre em Engenharia Civil (Saneamento Ambiental) pela Universidade Federal do Ceará. Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos/USP.

Endereço ⁽¹⁾: Avenida 13 de Maio, 2180 - Benfica - Fortaleza - CE - CEP: 60040-531 - Brasil - Tel: +55 88 996735544 - e-mail: joice.maciел.santos60@aluno.ifce.edu.br

RESUMO

O estudo investigou a influência do tempo de reação em Wetlands Construídos (WC) no tratamento de águas cinzas de alta carga. Utilizando substratos alternativos e água cinza sintética. Os sistemas foram montados e operados com diferentes tempos de reação (TR). Os resultados indicaram que o TR teve impacto significativo na remoção de nitrogênio amoniacal e fósforo total, com eficiências variadas. Observou-se uma tendência de aumento na estabilização do fósforo total com o prolongamento do TR, enquanto a remoção de nitrogênio amoniacal foi afetada negativamente com TR de 4 dias. Quanto à Demanda Química de Oxigênio (DQO) e sólidos, não houve diferenças estatisticamente significativas entre os diferentes TRs. O estudo concluiu que TRs mais longos, como 7 ou 10 dias, podem ser mais favoráveis para atender aos padrões de lançamento de efluentes, enquanto TRs mais curtos, como 4 dias, podem ser viáveis para situações que demandem um tratamento rápido. Esses achados destacam a importância de considerar o TR na operação de WC para otimizar o desempenho do tratamento de águas cinzas de alta carga.

PALAVRAS-CHAVE: Wetlands Construídos, Águas Cinzas, Tempo de Reação, Eficiência de Remoção.

INTRODUÇÃO

Os sistemas de Wetlands Construídos (WC) têm um forte potencial de aplicação nos países em desenvolvimento, tanto pela sua eficiência e por não requerem grandes investimento, quando comparado aos sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias, uma vez que são compostos por componentes de tratamento mecanizados e com utilização intensiva de energia, requerendo assim, grandes investimentos com elevados custos operacionais. Em contrapartida, os sistemas de Wetlands Construídos (WC) não requerem grandes investimento e têm um forte potencial de aplicação nos países em desenvolvimento (VYMAZAL, 2010; MUSTAFA, 2013; Feitosa, 2023).

Os WC são tecnologias aplicadas para o tratamento de águas residuárias de modo a simular processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem em zonas úmidas naturais (CHAVAN e MUTNURI, 2020). As vantagens comprovadas na utilização dos WC para tratamento de águas residuárias como tecnologia verde e sustentável foram discutidas por muitos pesquisadores e resultaram em avanços tanto na pesquisa quanto nas aplicações, como resultado simultâneo na sustentabilidade ambiental (ABUNADA e NASSAR, 2014; BOANO et al., 2020).

As vantagens dos WC incluem (i) o baixo custo de construção em comparação com outros métodos de remediação, (ii) uma abordagem ecológica ambiente, que é vista com bons olhos pelo público, (iii) baixos custos de manutenção e operação, (iv) elevada flexibilidade no desenho paisagístico para fornecer habitat à vida selvagem e aos organismos, e (v) zonas húmidas facilitam a reutilização de água tratada (Hassan et al., 2021). Contudo, muitas reações biogeoquímicas importantes dependem do tempo de contato entre os constituintes da água residuária, os microrganismos e o meio suporte, por conseguinte torna o tempo de contato um fator determinante no processo de remoção de alguns poluentes (PAOLI E VON SPERLING, 2013).

O objetivo do presente estudo objetivou avaliar a influência do tempo de reação de 4, 7 e 10 dias em wetlands construídos, compostos por substratos alternativos, no tratamento de água cinza sintética de alta carga.

MATERIAIS E MÉTODOS

MONTAGEM DOS SISTEMAS

Nesta pesquisa, optou-se por utilizar fragmentos de tijolos, conchas marinhas e areia como substratos em três sistemas de Wetlands Construídos (WC). As conchas marinhas da espécie *Anomalocardia brasiliana* (Nascimento et al., 2022) foram doadas por marisqueiras da cidade de Acaraú-CE. Os tijolos cerâmicos e a areia, por sua vez, foram reutilizados a partir dos resíduos provenientes da construção civil.

Os leitos foram montados em uma proporção de 3:1:1 para tijolo, concha e areia, respectivamente. Essas proporções foram as mesmas estudadas por Feitosa (2023) e Bermúdez (2022). Nessa proporção, os substratos ocuparam 53% do volume útil de 16 L do reator, dessa forma o volume de esgoto afluente era de 8 L por sistema. Na Figura 1(A), estão representados os fragmentos de tijolos durante o processo de limpeza; na 1(B) as conchas marinhas e na 1(C) apresenta-se as camadas dos leitos de tijolo e concha dentro do sistema.



Figura 1: Substratos que compuseram os wetlands construídos

Para a construção dos wetlands construídos (WC), foram empregadas caixas plásticas com um volume útil de 16 L, cada. Para a alimentação, instalou-se uma tubulação de PVC com diâmetro de 25 mm sobre a caixa. As extremidades dessa tubulação foram isoladas com caps do mesmo diâmetro da tubulação, com três furos na parte inferior da tubulação, cada um com 3 mm de diâmetro e espaçados a 10 cm. Na parte superior da tubulação, realizou apenas um furo para acoplar uma mangueira de ½" x 1,5 mm, a qual foi conectada ao registro do tanque de alimentação de 10 L de volume útil. O registro de saída do efluente tratado foi instalado a uma altura de 3 cm em relação ao fundo do tanque. Na Figura 2(A), é apresentado um esquemático dos sistemas em vista frontal, enquanto na Figura 2(B) é apresentada a vista lateral.

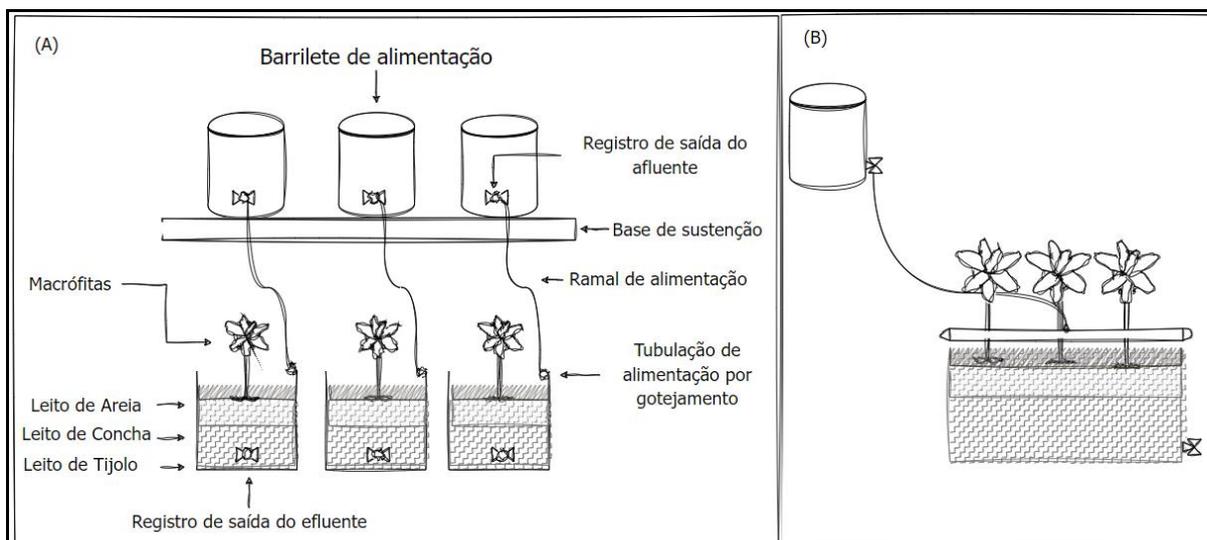


Figura 2: Representação esquemática dos sistemas

ÁGUA CINZA SINTÉTICA DE ALTA CARGA

Os sistemas WC foram alimentados com água cinza sintética de alta carga, reportada por Feitosa (2023) adaptado de Abed e Scholz (2016) e de Bermúdez (2022), Na Tabela 1 está apresentada a composição da referida água cinza.

Tabela 1: Composição da água cinza

REAGENTES	COMPOSIÇÃO QUÍMICA	CONCENTRAÇÃO (mg/L)
Surfactante	$C_{18}H_{29}O_3SNa$	12,0
Amido Solúvel	-	83,2
Bicarbonato de sódio	$NaHCO_3$	99,7
Celulose	-	16,0
Cloreto de Amônio	NH_4Cl	248,8
Cloreto de Cálcio	$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	15,8
Cloreto de Magnésio	$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	15,8
Cloreto de sódio	$NaCl$	82,4
Extrato de levedura	-	100,0
Fosfato de Potássio	K_2HPO_4	180,0
Sacarose	$C_{12}H_{22}O_{11}$	830,7

OPERAÇÃO E MONITORAMENTO DOS SISTEMAS

Com os sistemas montados e plantados com macrófitas da espécie *Echinodorus subalatus*, deu-se início à etapa de operação. Inicialmente, os sistemas foram operados com solução nutritiva durante um período de 60 dias (04/09 a 04/11) para que as plantas atingissem um tamanho de 30 a 40 cm. Após esse período, iniciou-se a etapa de adaptação com a água cinza sintética a 25%, 50%, 75% e 100%. Cada ciclo de adaptação foi operado com um Tempo Reacional (TR) de 7 dias. Após isso, os sistemas foram operados com diferentes TR de 4, 7 e 10 dias para os WC 1, 2 e 3, respectivamente. Na Figura 3(A) estão mostrados os três sistemas na fase de alimentação e a 3(B) apresenta a medição do tamanho da parte aérea da *Echinodorus subalatus*.

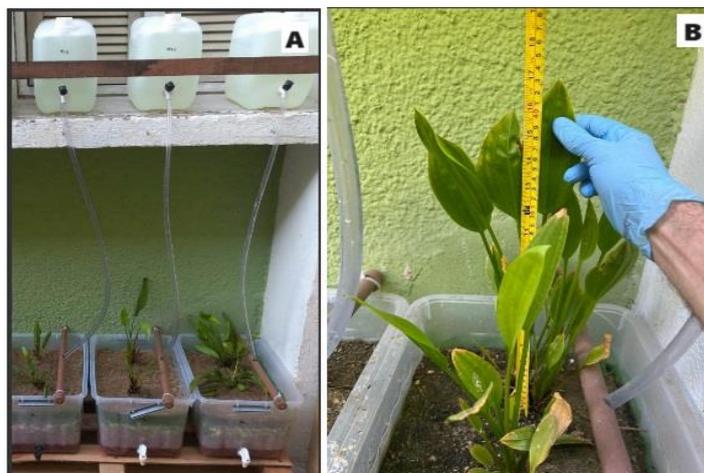


Figura 3: Wetlands construídos plantados com *Echinodorus subalatus*

O monitoramento do desempenho dos WC foi conduzido com ênfase em parâmetros que caracterizassem, especialmente, o material orgânico e as formas inorgânicas de nitrogênio, além de outros parâmetros, que em sua grande maioria, não são regidos pela legislação brasileira, mas que podem influenciar diretamente na qualidade dos corpos receptores (Tabela 2).

Tabela 2: Parâmetros de monitoramento e desempenho

PARÂMETRO	MÉTODO	REFERÊNCIA
DQO	Espectrofotométrico – refluxo fechado	5220 C. APHA, 2005
SDT	Gravimétrico	2540 C. APHA, 2005
SST	Gravimétrico	2540 D. APHA, 2005
CE	Condutivimetria	2510 B. APHA, 2005
AGV	Titulométrico	Kapp (1984) apud Buchauer (1998)
N- NH ₄ ⁺	Espectrofotométrico – Nesslerização direta	4500 F. APHA, 2005
N - NO ₂ ⁻	Espectrofotométrico - Colorimétrico	4500 B. APHA, 2005
N-NO ₃ ⁻	Espectrofotométrico - Salicilato de Sódio	RODIER, 1975
PT	Espectrofotométrico - Ácido Ascórbico	4500-P E APHA, 2005
pH	Potenciométrico	4500 H+. APHA 2005
POR	Eletrométrico	2580 B. APHA, 2005

Legenda: DQO: Demanda Química de Oxigênio; SDT: Sólidos Dissolvidos Totais; SST: Sólidos Suspensos Totais; CE: Condutividade Elétrica; AGV: Ácidos Graxos Voláteis; PT: Fósforo Total; pH: Potencial Hidrogeniônico; POR: Potencial de Óxido Redução.

ANÁLISE ESTATÍSTICA

A análise estatística empregada neste estudo foi conduzida por meio da técnica da Análise de Variância (ANOVA), reconhecida por sua eficácia na comparação de médias entre três ou mais grupos independentes. Os grupos independentes foram definidos com base nos TR de 4 dias, 7 dias e 10 dias. Assim, cada grupo representa uma condição temporal distinta. Para cada análise de ANOVA, foi atribuído um grau de liberdade igual a 2, considerando a variação entre os grupos. Além disso, a ANOVA foi conduzida com um nível de significância de 0,05, o que corresponde a um nível de confiança de 95,0%.

RESULTADOS

Os resultados de DQO, SST, SDT e AGV, juntamente com seus desvios padrão e coeficientes de variância correspondentes para os diferentes TRs avaliados, estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3: comportamento da DQO, sólidos e AGV

	DQO			SST			SDT			AGV		
	Média (mg/L)	D.P	CV (%)	Média (mg/L)	D.P	CV (%)	Média (mg/L)	D.P	CV (%)	Média (mg/L)	D.P	CV (%)
Afluente	1033,67	7,7	0,01	110,00	14,1	0,13	1793	76,3	0,06	70,46	3,9	0,06
Efluente WC 1	47,00	2,6	0,05	28,00	4,0	0,14	1278	76,3	0,06	93,01	11,9	0,13
Efluente WC 2	37,00	0,0	0,00	10,00	2,8	0,28	1274	25,4	0,02	67,08	39,8	0,59
Efluente WC 3	43,67	0,0	0,00	20,67	1,1	0,06	1346	25,0	0,02	43,12	1,9	0,05

Legenda: DQO: Demanda Química de Oxigênio; SST: Sólidos Suspensos Totais; SDT: Sólidos Dissolvidos Totais; AGV: Ácidos Graxos Voláteis; DP: Desvio padrão; CV: Coeficiente de Variação.

Ao analisar os parâmetros de DQO, SST e SDT, fica evidente que a concentração residual no WC1 foi superior ao WC2, enquanto o WC2 foi inferior ao WC3. Apesar disso, os valores são estatisticamente semelhantes, evidenciando que os TR avaliados não influenciaram significativamente nas concentrações remanescentes dos referidos parâmetros ($P > 0,05$).

No entanto, observou-se um comportamento distinto no que diz respeito aos Ácidos Graxos Voláteis (AGV). Enquanto houve uma redução de aproximadamente 50% conforme o TR se estendeu de 7 para 10 dias, uma produção de 32% de AGV foi registrada com TR de 4 dias. Essa diferença pode estar associada a uma redução da atividade dos microrganismos envolvidos, possivelmente devido ao esgotamento das fontes de energia, bem como dos aceptores finais de elétrons, uma vez que a produção de AGV caracteriza a degradação da matéria orgânica por via anaeróbia. No entanto, a produção nos primeiros 4 dias de reação reflete o momento de maior interação entre microrganismo e água cinza sintética, indicando que, possivelmente, houve maior degradação da matéria orgânica nesses primeiros dias de reação. Além disso, a eficiência de remoção para esse TR já era superior a 95%. Esses comportamentos observados evidenciam uma relação significativa entre o TR e a produção de AGV ($P < 0,05$), deduzindo um possível esgotamento das fontes de energia disponíveis após 4 dias de reação.

No que se refere aos SST, García Zumalacarregui et al., (2018) apud Moraes (2019) observaram essa tendência de comportamento, operando com um ciclo de alimentação estendido de 7 dias. A concentração média do efluente no 1º dia foi de 113 mg. L⁻¹, superior à do 3º dia (54 mg. L⁻¹), atingindo 198 mg. L⁻¹ no último dia do ciclo. Isso deduz que a eficiência na remoção de matéria orgânica pode diminuir à medida que o tempo de reação se estende, pois tempos prolongados podem levar à saturação da atividade metabólica dos microrganismos e do substrato, conforme De Paoli e Von Sperling (2013) destacaram. Diferentemente do que foi observado por Md Sa'at et al. (2019) que encontraram eficiências de remoção de DQO de aproximadamente 50% em 3 dias, cerca de 70% em 6 dias e 95% em 12 dias. No entanto, é importante notar que a macrófita e os substratos utilizados diferem dos empregados no presente estudo.

Comparando os resultados obtidos com o Valor Máximo Permitido (VMP) para lançamento, conforme a Resolução COEMA Nº 02 de 2017, observa-se que os três sistemas atenderam aos VMP para DQO e SST, como mostrado na Figura 4. Salienta-se que os parâmetros SDT e AGV não são regidas pela legislação em questão.

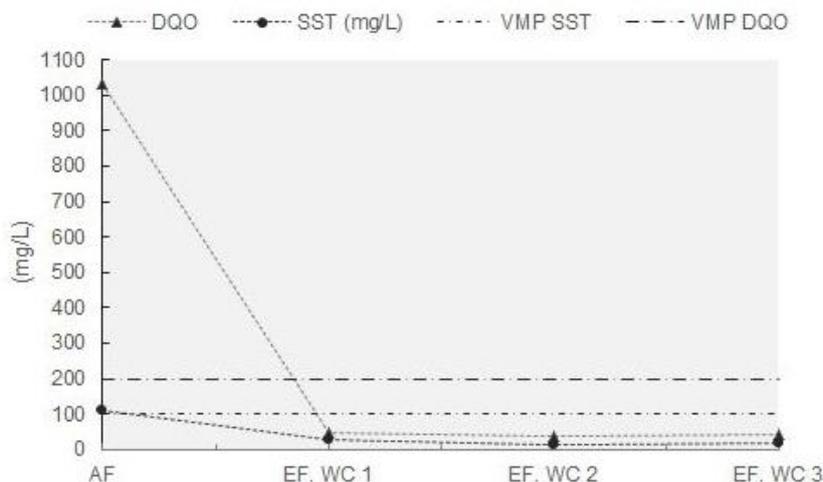


Figura 4: Comparação dos resultados obtidos com os padrões para lançamento

Um aspecto relevante identificado nesta pesquisa foi o incremento da Condutividade Elétrica (CE). No ponto de entrada, a CE foi registrada em $1673 \pm 1,0 \mu\text{S}/\text{cm}$, enquanto após o tratamento, foi medida em $2263 \pm 5,7$, $1883 \pm 5,7$ e $2103 \pm 7,3 \mu\text{S}/\text{cm}$ com TR de 4, 7 e 10 dias, respectivamente. Isso representa um aumento de 35%, 12% e 25% para os respectivos tempos de reação de 4, 7 e 10 dias. Esses valores observados estimam flutuações na concentração de íons dissolvidos em relação ao tempo de contato. As variações podem estar associadas às diferentes interações, como físicas, químicas e biológicas, em razão da engenharia do próprio sistema. Contudo, os valores encontrados não atendem ao VMP da Resolução COEMA N° 02 de 2017 para a disposição no solo, que deve ser inferior a $1000 \mu\text{S}/\text{cm}$. Entretanto, eles se adequam aos critérios para reuso, uma vez que estão abaixo de $3000 \mu\text{S}/\text{cm}$.

As formas inorgânicas de nitrogênio medidas em amônia, nitrito e nitrato apresentaram comportamento similares entre os wetlands monitorados ($P > 0,05$). Com eficiência de remoção para N-NH_4^+ de 60% no WC1 e 68% no WC2 e WC3, pode-se perceber que houve uma remoção completa de 33% do nitrogênio da água cinza sintética, uma vez que não houve residual de nitrito e nitrato no efluente final. Além disso, foram observados valores positivos de Potencial de Óxido Redução (POR) entre 100 mV e 350 mV e pH próximos a neutralidade $7,05 \pm 0,5$, confirmam que os ambientes de WC eram favoráveis para a desnitrificação, conforme relatado por Faulwetter et al., (2009), que essas condições indicam zonas favoráveis para redução de nitratos. Na Tabela 4 estão apresentados dados de monitoramento do POR e das formas inorgânicas de nitrogênio.

Tabela 4: Dados de monitoramento do POR e desempenho das formas inorgânicas de nitrogênio

	N- NH_4^+			N - NO_2^-			N- NO_3^-			POR		
	Média (mg/L)	D.P	CV (%)	Média (mg/L)	D.P	CV (%)	Média (mg/L)	D.P	CV (%)	Média (mg/L)	D.P	CV (%)
Afluente	57,52	0,89	0,02	0,00	0,00	1,39	16,00	0,03	0,002	257,00	4,36	0,02
Efluente WC 1	22,52	1,29	0,06	0,01	0,01	1,344	0,00	0,01	-	162,33	3,06	0,02
Efluente WC 2	17,16	1,01	0,06	0,00	0,01	1,357	0,00	0,02	-	167,00	1,00	0,01
Efluente WC 3	18,14	0,63	0,04	0,02	0,02	1,222	0,00	0,00	-	145,33	1,53	0,01

Legenda: POR: Potencial de Óxido Redução.



Na pesquisa de Li et al. (2019) foi aplicado um TR de 3 dias e obteve-se uma eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal de 85% a 98%, com nitrificação completa, mas não obteve-se desnitrificação, causando acúmulo de N-NO₃⁻. Em Md Sa'at et al. (2019) também obteve eficiência significativas na remoção de amônia, sendo de aproximadamente 70% com 3 dias, cerca de 90% em 6 dias e 95% para TR de 12 dias. Valores diferentes dos que foram encontrados no presente estudo, os quais indicaram menores eficiências de remoção, mas apresentaram desnitrificação completa.

Com relação ao fósforo total, a estabilização aumentou progressivamente com o aumento do tempo de reação (TR), alcançando 35%, 40% e 48% para TR de 4, 7 e 10 dias, respectivamente. A concentração média de fósforo na água cinza sintética foi de 37,97±0,7 mg/L, com um residual de 19,79±0,7 mg/L para o TR máximo. Esses resultados indicam a relevância dos tempos de reação avaliados neste estudo para o parâmetro de fósforo total (P<0,05), sugerindo a necessidade de prolongar o TR para uma melhor remoção de fósforo ao aplicar esta tecnologia de tratamento.

Estes valores são semelhantes aos observados por Bermúdez (2022) e Feitosa (2023), que reportaram eficiências de 46% e 40%, respectivamente, ao operar WC com um TR de 7 dias. Assim, prolongar excessivamente o tempo de reação pode levar a resultados positivos na estabilização do fósforo, porém, pode não ser favorável para outros contaminantes. Uma outra variável relevante é a capacidade de adsorção do substrato que compõe o leito destes WC. As conchas marinhas contêm carbonato de cálcio, o que também confere potencial de adsorção de fósforo (Monaco et al., (2012) apud Bermúdez (2022)). Assim, o desempenho observado nos WC desta pesquisa, pode ter sido influenciado pelo substrato, especialmente aqueles compostos por conchas marinhas.

CONCLUSÕES

No âmbito ambiental, os tempos de reação investigados tiveram impacto positivo na concentração final do nitrogênio amoniacal, exceto quando o tempo de reação foi de 4 dias. No entanto, em termos estatísticos, não houve significância observada nos tempos de reação avaliados para o nitrogênio amoniacal. Em contrapartida, os resultados para o fósforo total indicaram uma eficácia próxima do esperado em todos os tempos de reação. Foi observado que tempos de reação mais curtos resultaram em menor eficiência na remoção de fósforo total.

Quanto à DQO e aos sólidos, não foram encontradas diferenças estatisticamente significantes, demonstrando que o tempo de reação não influenciou na concentração final destes constituintes. Assim, é viável operar os sistemas de wetlands construídos com tempos de reação inferiores a 4 dias, caso esse seja o objetivo principal. No entanto, ressalta-se a importância de investigar intervalos de tempo menores dentro do intervalo de dias avaliado.

Considerando as variáveis avaliadas nesta pesquisa, conclui-se que, se a prioridade for cumprir os padrões de lançamento de efluentes, e o tempo de reação de 10 dias foi o mais favorável. No entanto, em termos de otimização, um tempo de reação de 7 dias também pode oferecer resultados satisfatórios em conformidade com a legislação. Por outro lado, para tratamento voltado ao reúso do efluente final, operar os wetlands construídos com tempos de reação de até 4 dias mostrou-se como uma condição promissora.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABED, S. N.; SCHOLZ, M. Chemical simulation of greywater. *Environmental technology*, v. 37, n. 13, p. 1631–1646, 2016. DOI: 10.1080/09593330.2015.1123301
2. ABUNADA, Z.; NASSAR, A. Impacts of wastewater irrigation on soil and Alfalfa crop: Case study from Gaza Strip. *Environ. Prog. Sustain. Energy*, v. 33, p. 676–680, 2014.
3. APHA. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, ed. Washington. 1995.
4. BOANO, F.; CARUSO, A.; COSTAMAGNA, E.; RIDOLFI, L.; FIORE, S.; DEMICHELIS, F.; GALVÃO, A.; PISOEIRO, J.; RIZZO, A.; MASI, F. A review of nature-based solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. *Science of The Total Environment*, v. 711, p. 134731, 2020.



SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO
DE ENGENHARIA SANITÁRIA
E AMBIENTAL



5. BERMÚDEZ, V. M. S. Sistema de wetland construído com macrófita nativa *echinodorus subalatus* para tratamento de águas cinzas. Tese de doutorado. Universidade Federal do Ceará, centro de ciências. Fortaleza, 2022. 113 p.
6. BUCHAUER, K. Comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment processes. *Water SA*. v. 24, n. 1. 1998.
7. CHAVAN, R.; MUTNURI, S. Domestic wastewater treatment by constructed wetland and microalgal treatment system for the production of value-added products. *Environmental Technology*, [S.L.], v. 42, n. 21, p. 3304-3317, 14 fev. 2020. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2020.1726471>.
8. CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE - COEMA. (2017). Resolução nº 02, de 2 de fevereiro de 2017 dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, Ceará: COEMA.
9. DE PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). *Gestão e Tecnologias Ambientais*. p. 213-222, 2013.
10. FAULWETTER, J. L.; GAGNON, V.; SUNDBERG, C.; CHAZARENC, F.; BURR, M. D.; BRISSON, J.; CAMPER, A. K.; STEIN, O. R. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*, v. 35, p. 18, 2009.
11. FEITOSA, A. P. Utilização da tecnologia de wetlands construídos em escala de bancada para tratamento de águas cinzas. Dissertação de mestrado. Instituto Federal do Ceará. Fortaleza. 2023. 77p.
12. JING LI, ZHEN HU, FAZHAN LI, JINLIN FAN, JIAN ZHANG, FENGMIN LI, HONGYING HU. Effect of oxygen supply strategy on nitrogen removal of biochar-based vertical subsurface flow constructed wetland: Intermittent aeration and tidal flow. *Chemosphere*, V. 223, p. 366-374, 2019.
13. MD SA'AT, S. K.; ZAMAN, N. Q.; YUSOFF, M. S. Effect of hydraulic retention time on palm oil mill effluent treatment in horizontal subsurface flow constructed wetland. *AIP Conference Proceedings* 2124, 020015, 2019. <https://doi.org/10.1063/1.5117075>.
14. MEIRA, C. M. B. S. Utilização de terras úmidas no tratamento de águas superficiais poluídas: influência do tipo de leito e de macrófita. Tese de doutorado em recursos naturais. Universidade Federal de Campina Grande, 2004. 171p.
15. MORAES, M. A. A. Comportamento hidráulico de um sistema de wetlands construídos de escoamento vertical (primeiro estágio do sistema francês). Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. 2019. 135p.
16. MUSTAFA, A. Constructed Wetland for Wastewater Treatment and Reuse: a case study of developing country. *International Journal Of Environmental Science And Development*, [S.L.], p. 20-24, 2013. *Journal Publishing*. <http://dx.doi.org/10.7763/ijesd.2013.v4.296>.
17. NASCIMENTO, N. G. DO et al. Aspectos da dinâmica populacional de *Anomalocardia brasiliana*: subsídios para a pesca sustentável no Litoral Oeste do Ceará, Brasil. *Ciência animal brasileira*, v. 23, 2022.
18. SOUZA, C. F.; BASTOS, R. G.; GOMES, M. P. M.; PULSCHEN, A. A. Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reuso agrícola. *Rev. Ambient. Água*, Taubaté, v. 10, n. 3, p. 587- 597, Sept. 2015. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1549>.
19. VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environmental Science and Technology*, v. 45, n. 1, p. 61-69, 2010.
20. VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. 579p. Springer Science + Business Media B. V. 2008.