



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

VICTÓRIA MAURA SILVA BERMÚDEZ

SISTEMA DE WETLAND CONSTRUÍDO COM MACRÓFITA NATIVA *Echinodorus subalatus* PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS

FORTALEZA

2022

VICTÓRIA MAURA SILVA BERMÚDEZ

SISTEMA DE *WETLAND* CONSTRUÍDO COM MACRÓFITA NATIVA *Echinodorus subalatus*
PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e recursos naturais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Ecologia e recursos naturais. Área de concentração: Ecologia e recursos naturais.

Orientadora: Profa. Dra. Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa.

Coorientadora: Profa. Dra. Lígia Queiroz Matias.

FORTALEZA

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- B442s Bermúdez, Victória Maura Silva.
Sistema de wetland construído com macrófita nativa Echinodorus Subalatus para tratamento de águas cinzas / Victória Maura Silva Bermúdez. – 2022.
113 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Fortaleza, 2022.
Orientação: Prof. Dr. Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa .
Coorientação: Prof. Dr. Lígia Queiroz Matias.
1. Ecotecnologia. 2. Surfactante. 3. Substratos emergentes. 4. Efluentes. 5. Água. I. Título.
- CDD 577
-

VICTÓRIA MAURA SILVA BERMÚDEZ

SISTEMA DE *WETLAND* CONSTRUÍDO COM MACRÓFITA NATIVA *Echinodorus subalatus*
PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e recursos naturais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Ecologia e recursos naturais. Área de concentração: Ecologia e recursos naturais.

Aprovada em: 26/08/2022.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)
Instituto Federal do Ceará (IFCE)

Profa. Dra Iolanda Cristina Silveira Duarte
Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)

Profa. Dra Karina Querne Carvalho
Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

Prof. Dr. Marcus Vinícius Freire Andrade
Instituto Federal do Ceará (IFCE)

Profa. Dra. Glória Maria Marinho Silva
Instituto Federal do Ceará (IFCE)

AGRADECIMENTOS

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

À professora e orientadora Dra. Kelly Rodrigues, pela orientação, apoio e companheirismo, por estar sempre junto, batalhando sempre por novas conquistas. Sinto-me privilegiada e grata pelas oportunidades que me foram dadas.

Às professoras Dra. Lígia Queiroz, Dra. Glória Marinho e Dra. Francisca Araújo pelo grande apoio e suporte para desenvolvimento desta tese.

À minha família amada, sem a qual não teria tido a chance de estudar e realizar meus projetos. Em especial a minha mãe Margareth, minha tia Kátia e meu esposo Natan por terem me ajudado diretamente na minha pesquisa, desde caronas à construção do experimento.

Aos colegas do Laboratório de tecnologia ambiental (LATAM), pela convivência e ajuda nas análises. Em especial a Lia, Beatrice, Fernanda, Henrique e Cleber que participaram do projeto e a Nathalia Magalhães e Alyne Cavalcante por dividirem as vivências do doutorado em ecologia e recursos naturais.

Ao Técnico Tobias e ao prof. Dr. Rinaldo do laboratório de tecnologia química (LTQ) por sempre nos darem suporte.

Aos meus amigos Ariza Cedro, Jessyca Nogueira, Paulo Henrique Brito, Neilson Rocha e Profa. Vera Lúcia pelo apoio, com os quais compartilhei muitos momentos de alegria, aprendizado, trabalho e especialmente amizade.

Aos professores participantes da Banca examinadora, pelo tempo pelas valiosas colaborações e sugestões.

Ao programa de pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, seus coordenadores e funcionários, pela oportunidade de trabalho e apoio logístico.

RESUMO

Considerando a dificuldade de populações rurais e de baixa densidade populacional, particularmente as do semiárido, de serem contempladas com coleta e tratamento de esgoto doméstico, torna-se importante a busca por tecnologias simplificadas, econômicas e descentralizadas, tais como os *wetlands* construídos, a fim de garantir melhor qualidade de vida, da saúde pública e da minimização danos ambientais. Assim, no presente trabalho foi investigada a eficiência do sistema *wetland* construído subsuperficial vertical descendente no tratamento de água residuária cinza, utilizando a espécie *Echinodorus subalatus*, macrófita emergente nativa do Ceará, a qual está direta ou indiretamente relacionada com a ocorrência de mecanismos de remoção dos poluentes associados a estes sistemas. O uso de espécie nativa do semiárido nordestino tem como finalidade impedir a entrada de espécies exógenas comumente empregadas nesses sistemas e que podem apresentar riscos para a fauna e flora local. Além disso, essas espécies possuem rápido crescimento por estarem associadas à sazonalidade, possuindo poucos meses para completar seu ciclo. A baixa riqueza de espécie utilizadas em sistema *wetland* é um bom argumento para o estudo de novas espécies nativas de ambientes sazonais encontrados no semiárido do Brasil. Como substrato foram utilizados materiais não convencionais como tijolo cerâmico e conchas marinhas, ambos materiais de descarte da construção civil e da atividade marisqueira, respectivamente, a fim de remover uma destinação útil desses refugos. Para analisar a composição e o biofilme aderido nos mesmos, foram feitas fotografias obtidas da microscopia eletrônica de varredura e a Espectroscopia de Energia Dispersiva. Para monitoramento do efluente serão realizadas análises de entrada e saída: pH, temperatura, demanda química de oxigênio, nitrato, nitrito, amônia, fósforo, surfactante aniônico, dureza, alcalinidade, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido. A comunidade bacteriana presente no efluente foi quantificada pelas técnicas da biologia molecular a partir da extração e sequenciamento do DNA presente na amostra. Para a população residente no semiárido do nordeste brasileiro, o reuso da água na agricultura constitui uma possível solução para amenizar o problema da escassez de água e ir de acordo com o conceito de sustentabilidade, de modo que se prevê a utilização do efluente tratado na irrigação de feijão-caupi, quando além das variáveis de monitoramento mencionadas, deverá ser verificada a concentração de *E. coli* presente na entrada e saída do sistema e as variáveis de crescimento (altura caulinar, número de

folhas e diâmetro caulinar) e de produção (quantidade e tamanho de vagens e grãos). Como referências da qualidade do efluente final os padrões estabelecidos pela Resolução COEMA N° 2, de 02 de fevereiro de 2017, que dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras e pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA). Foi utilizado um delineamento inteiramente casual em esquema fatorial com 6 tratamentos (1 cultura de feijão, 6 efluentes), com 4 repetições (vasos) e cada vaso com 2 plantas. Desta forma, a tese foi dividida em 5 seções: 1) Introdução geral com hipóteses e justificativas do estudo sobre o tratamento de água residual em sistemas wetland utilizando macrófita nativa e substratos não convencionais, 2)_um artigo de revisão intitulado “*Constituents of the constructed wetlands with vertical subsurface flow for wastewater treatment: a review*”, que aborda os principais constituintes de *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial vertical, bem como o estado da arte dessa tecnologia, a partir de um levantamento bibliográfico com base em critérios de exclusão e inclusão utilizando as palavras chaves: fluxo vertical, wetland constructed, tratamento, macrófitas e substrato, 3) Artigo experimental , intitulado “ Uso de conchas marinhas em *wetland* construído para a remoção de surfactante aniônico em água residual”, no qual foi avaliada a viabilidade do uso de conchas marinhas como substrato do sistema para a remoção de poluentes, 4) Artigo experimental , intitulado “ Produção de feijão caupi (*vigna unguiculata .walp*) em área do semiárido com uso de efluente de wetland construído como água de irrigação” no qual foi avaliada a viabilidade do uso da água residual do sistema de tratamento para irrigação de feijão caupi, 5) Conclusões gerais sobre a tese.

Palavras-chaves: concha marinha; ecotecnologia; substratos; surfactantes; tijolo.

ABSTRACT

Considering the difficulty for rural populations and low population density, particularly those in the semi-arid region, to be contemplated with the collection and treatment of domestic sewage, it becomes important to search for simplified, economical and decentralized technologies, such as constructed wetlands, in order to ensure better quality of life, public health and minimization of environmental damage. Thus, in the present work, the efficiency of the subsurface vertical descending wetland system was investigated in the treatment of gray wastewater, using the species *Echinodorus subalatus*, an emergent macrophyte native to Ceará, which is directly or indirectly related to the occurrence of mechanisms for removing pollutants associated with these systems. The use of species native to the northeastern semi-arid region aims to prevent the entry of exogenous species commonly used in these systems and that may pose risks to the local fauna and flora. In addition, these species have fast growth because they are associated with seasonality, having few months to complete their cycle. The low species richness used in wetland systems is a good argument for the study of new species native to seasonal environments found in the semi-arid region of Brazil. As a substrate, unconventional materials such as ceramic brick and sea shells were used, both discarded materials from civil construction and shellfish activity, respectively, in order to remove a useful destination for these waste. To analyze the composition and the biofilm adhered to them, photographs obtained from scanning electron microscopy and Energy Dispersive Spectroscopy were taken. In order to monitor the effluent, input and output analyzes will be carried out: pH, temperature, chemical oxygen demand, nitrate, nitrite, ammonia, phosphorus, anionic surfactant, hardness, alkalinity, electrical conductivity and dissolved oxygen. The bacterial community present in the effluent was quantified by molecular biology techniques from the extraction and sequencing of the DNA present in the sample. For the population residing in the semi-arid region of northeastern Brazil, the reuse of water in agriculture is a possible solution to alleviate the problem of water scarcity and comply with the concept of sustainability, so that the use of treated effluent in irrigation is foreseen of cowpea, when in addition to the monitoring variables mentioned, the concentration of *E. coli* present at the entrance and exit of the system and the growth variables (stem height, number of leaves and stem diameter) and

production (amount of and size of pods and grains). As references for the quality of the final effluent, the standards established by Resolution COEMA No. 2, of February 2, 2017, which provides for standards and conditions for the release of liquid effluents generated by polluting sources and by the United States Environmental Protection Agency (EPA). A completely casual design was used in a factorial scheme with 6 treatments (1 bean crop, 6 effluents), with 4 replications (pots) and each pot with 2 plants. In this way, the thesis was divided and structured in 5 sections: 1) General introduction with hypotheses and justifications of the study on the treatment of wastewater in wetland systems using native macrophyte and unconventional substrates, 2) a review article entitled “Constituents of the constructed wetlands with vertical subsurface flow for wastewater treatment: a review”, which addresses the main constituents of wetlands constructed with vertical subsurface flow, as well as the state of the art of this technology, based on a bibliographical survey based on exclusion criteria and inclusion using the keywords: vertical flow, constructed wetland, treatment, macrophytes and substrate, 3) Experimental article, entitled “Use of seashells in constructed wetland for the removal of anionic surfactant in wastewater”, in which the viability of the use of marine shells as substrate of the system for the removal of pollutants, 4) Experimental article , titled “Production of cowpea (*vigna unguiculata .walp*) in a semi-arid area using constructed wetland effluent as irrigation water” in which the feasibility of using waste water from the treatment system for irrigation of cowpea was evaluated, 5) General conclusions about the thesis.

Keywords: brick; ecotechnology; marine shell; substrates; surfactants.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	9
1.1	Justificativa da tese	11
1.2	Estrutura da tese	11
2	CAPÍTULO 1: CONSTITUENTS OF THE CONSTRUCTED WETLANDS WITH VERTICAL SUBSURFACE FLOW FOR WASTEWATER TREATMENT: A REVIEW.....	14
3	CAPÍTULO 2: USO DE CONHAS MARINHAS EM WETLAND CONSTRUÍDO PARA A REMOÇÃO DE SURFACTANTE ANIÔNICO EM ÁGUA RESIDUÁRIA.....	44
4	CAPÍTULO 3: PRODUÇÃO DE FEIJÃO CAUPI (<i>Vigna unguiculata</i> <i>L. Walp</i>) EM ÁREA DO SEMIÁRIDO COM USO DE EFLUENTE DE WETLAND CONSTRUÍDO COMO ÁGUA DE IRRIGAÇÃO.....	81
5	CONCLUSÃO	115
	REFERÊNCIAS	110

1 INTRODUÇÃO

O semiárido brasileiro é uma região que sofre com escassez de água, possuindo insolação elevada e outras características específicas que a tornam peculiar. Segundo Vieira *et al.* (2015), 94% do Nordeste brasileiro, região onde se situa a maior parte da área correspondente ao semiárido, encontra-se sob moderada ou alta susceptibilidade à desertificação. As condições socioeconômicas locais também desencadeiam processos de degradação ambiental que facilmente concorrem para o avanço de terras desertificadas (VIANA, 2013). A irregularidade das chuvas na região semiárida do Brasil ocorre tanto no tempo quanto no espaço, intercalando com períodos de estiagem, com altas temperaturas, elevando assim os níveis de evaporação da água nos corpos hídricos (NEVES *et al.*, 2010). Essa não regularidade das chuvas e o clima desfavorável prejudicam o manejo da agricultura, que é a principal fonte de renda de famílias carentes e do agricultor familiar de pequeno porte, e no desenvolvimento da cidade agravando o desemprego e pobreza dessa área (BLAIKIE *et al.*, 2014).

Diante desse cenário, alternativas para enfrentar a problemática da escassez de água e que não comprometam negativamente os ecossistemas da região são importantes para amenizar este cenário. Destacam-se os sistemas de tratamento *wetland*. Este sistema tem se mostrado eficiente no tratamento de águas residuárias, e ainda de águas pluviais, particularmente como sistemas de polimento, tendo como vantagem a otimização da área e climatização do ambiente e (VAN KAICH, 2002; MENON e HOLLAND, 2013; AYAZ *et al.*, 2015; DOTRO *et al.*, 2015; ANDREO-MARTINÉZ *et al.*, 2017).

Trata-se de uma tecnologia compatível com a realidade do semiárido, tanto visando à questão quantitativa - volume de esgoto gerado, como ao aspecto qualitativo, o qual concerne na produção de efluente final com características adequadas para a reutilização na atividade proposta quanto ao padrão sanitário (BARBOSA *et al.*, 2014).

A utilização de macrófitas endêmicas no tratamento de águas residuárias em sistemas *wetlands* (terras úmidas) representa uma inovação dentro desta tecnologia emergente, eficiente e de baixo custo energético, em alternativa aos sistemas

convencionais. As macrófitas endêmicas ao serem empregadas como agente despoluidor de águas residuárias em sistemas *wetlands* poderão se sobressair ao uso de macrófitas exóticas que são convencionalmente utilizadas nestes sistemas.

A denominação “exóticas” faz referência ao fato de que não são nativas, tendo sido levadas e introduzidas em lugares diferentes dos seus locais de origem (CHAME, 2009). Espera-se que as macrófitas nativas da região do semiárido possam apresentar não apenas desempenho similar ou até superior aos das macrófitas alóctones no tangente à eficiência do tratamento dos despejos, considerando que são espécies já adaptadas às condições locais adversas, além de evitar a introdução de espécie não pertencente a região. Quando uma planta é introduzida em um ecossistema diferente do seu local de origem, podem ocorrer três situações distintas: sua extinção; encontra condições boas e torna-se residente ou depara-se com condições muito favoráveis, pelo que se torna invasora (MATOS e PIVELLO, 2009). Na literatura é relatado que as espécies invasoras são uma das maiores ameaças à conservação da biodiversidade, a nível mundial, e aos processos econômicos (CHORNESKY e RANDALL, 2003), sendo, portanto, de grande importância o uso de espécies nativas dentro do sistema proposto.

O uso de substratos adequados no sistema wetland pode otimizar a eficiência do tratamento já que são importantes na formação de biofilmes da microbiota, sendo a areia e a brita os mais utilizados, chamados de convencionais (CHANG *et al.*, 2012). Porém, os autores Yang *et al.* (2018), classificaram substratos de baixo custo e melhor eficiência como emergentes. Logo, o reaproveitamento de resíduos oriundos de atividades econômicas pode ser estudado como substratos emergentes. Da construção civil, os resíduos de tijolos cerâmicos e da atividade marisqueira, as conchas marinhas, podem ser utilizados como substrato no sistema.

A comunidade microbiana presente no wetland construído desempenha um papel primordial nos processos bioquímico para a remoção de poluentes no efluente a serem tratados. Estão presentes nos biofilmes aderidos ao substrato e na rizosfera da macrófita (PELLISSARI *et al.*, 2014). Estudos anteriores associam a remoção de nitrogênio e poluentes com a biodegradação da microbiota (CHI e YANG *et al.*, 2012; XING *et al.*, 2020).

Além disso, ao submeter águas residuárias domésticas das comunidades sertanejas aos

sistemas *wetlands*, o efluente tratado ainda servirá de água de irrigação de feijão – caupi, sendo este uma importante fonte de alimento e renda para agricultura familiar e de subsistência.

1.2 Justificativa da tese

A justificativa desta pesquisa está baseada no melhoramento de estudos e pesquisas envolvendo *wetlands* construídos como unidades de tratamento de águas residuárias, adaptados às condições inóspitas do semiárido.

1.3 Estrutura da tese (perguntas)

Baseado no contexto teórico apresentado anteriormente, as principais perguntas que guiam a presente tese são:

- O uso da macrófita nativa, *Echinodorus subalatus*, apresente desempenho similar ou superior às macrófitas convencionais utilizadas nos sistemas *wetland*?
- Que o uso da concha marinha como substrato emergente apresente melhorias na eficiência de remoção dos poluentes presentes no efluente?
- Que a água cinza tratada consiga suprir as necessidades nutricionais para o crescimento do feijão caupi?

REFERÊNCIAS

- ANDREO-MARTÍNEZ, Pedro; GARCÍA-MARTÍNEZ, Nuria; ALMELA, Luis. Domestic Wastewater Depuration Using a Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland and Theoretical Surface Optimization: A Case Study under Dry. **Mediterranean Climate Water**, v.8, n. 10, p. 434-443, 2017.
- AYAZ, Selma; AKTAŞ, Özgür; AKÇA, Lutfi.; FINDIK, Nur. Effluent quality and reuse potential of domestic wastewater treated in a pilot-scale hybrid constructed wetland system. **Journal Environment Management**, v. 156, p. 115-120, 2015.
- BARBOSA *et al.* Viabilidade do reuso de água como elemento mitigador dos efeitos da seca no semiárido da Bahia. **Revista Ambiente & Sociedade.**, n.2, p. 17-32, 2014.
- BLAIKIE, Piers; CANNON, Terry; DAVIS, Ian.; WISNER, Ben. **At risk: natura l hazards, people's vulnerability and disasters.** Routledge, 2014.
- CHAME, Marcia Espécies exóticas invasoras que afetam a saúde humana. **Ciência e Cultura.**, v. 61, n. 1, p. 30-34, 2009.
- CHANG, Jun Jun; WU, Su-qing.; DAI, Yan-ran.; LIANG, Wei; WU, Zhen-bin. Treatment performance of integrated vertical-flow constructed wetland plots for domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 44, p. 152-159. 2012.
- CHI, Jie; YANG, Qing. Effects of *Potamogeton crispus* L. on the fate of phthalic acid esters in an aquatic microcosm. **Water Research.**, v. 46, n.8, pp. 2570-2578, 2012.
- CHORNESKY, Elizabeth; RANDALL, John. The Threat of Invasive Alien Species to Biological Diversity: Setting a Future Course. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 90, p. 67-76, 2003.
- DOTRO Gabriela.; FORT Raul; BARAK Jan; JONES Mark; VALE, Peter; JEFFERSON, Bruce. Long-Term Performance of Constructed Wetlands with Chemical Dosing for Phosphorus Removal. In Vymazal J. (eds) **The Role of Natural and Constructed Wetlands in Nutrient Cycling and Retention on the Landscape.** 2015
- MATOS, Dalva ; PIVELLO, Vânia.. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. **Ciencia e Cultura.**, v. 61, n. 1, p. 27-30, 2009.
- MENON, Rani; HOLLAND, Marjorie. Phosphorus retention in constructed wetlands vegetated with *Juncuseffusus*, *Carex lurida*, and *Dichanthelium acuminatum* var. *cuminatum*. **Water Air Soil Poll.**, v.224, p. 1602, 2013.

NEVES Rafael.; MEDEIROS, Jean; SILVEIRA, Sandra.; MORAIS, Carlos. Programa Um Milhão de Cisternas: guardando água para semear vida e colher cidadania. **Revista Agriculturas**, v. 7, n. 3, p. 07 -11, 2010.

PELLISSARI, Catieane.; SEZERINO, Pablo; DECEZARO, Samara; WOLFF, Delmira; BENTO, Alessandra; DE CARVALHO JUNIOR, Orlando; PHILIPPI, Luz. Nitrogen transformation in horizontal and vertical flow constructed wetlands applied for dairy cattle wastewater treatment in southern Brazil. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 307-310, 2014.

VAN KAICK, Tamara Simone. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para o saneamento básico no litoral do Paraná.** 128f. Dissertação (Mestrado em tecnologia). Programa de pós graduação em tecnologia, Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, 2002.

VIANA, Cristiane. **Da seca como episódio à desertificação como processo: uma questão (não) institucionalizada**. 244f. Tese de Doutorado. Centro de Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

VIEIRA, Rita; TOMASELLA, Javier; ALVALÁ, Regina; SESTINI, Marcelo. Identifying areas susceptible to desertification in the Brazilian northeast. **Solid Earth**, v. 6, n. 1, p.347, 2015.

YANG, Yan; LIU, Rabin; ZHAO, Yaqian; MORGAN, David. Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetland. **Bioresource Technology**, 261, 441-452, 2018.

XING, Weimin.; HAN, Yuguo; GUO, Zifan; ZHOU, Yue. Quantitative study on redistribution of nitrogen and phosphorus by wetland plants under different water quality conditions. **Environment Pollution.**, v. 261,e 114086, 2020.

2 CAPÍTULO 1: CONSTITUENTS OF THE CONSTRUCTED WETLANDS WITH VERTICAL SUBSURFACE FLOW FOR WASTEWATER TREATMENT: A REVIEW

Capítulo presentado na forma de artigo segundo as normas do periódico *AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*. ISSN 0718-378X

CONSTITUENTS OF THE CONSTRUCTED WETLANDS WITH VERTICAL SUBSURFACE FLOW FOR WASTEWATER TREATMENT: A REVIEW

CONSTITUÍNTES DE WETLANDS CONSTRUÍDOS COM FLUXO SUBSUPERFICIAL VERTICAL PARA TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUAL: UMA REVISÃO

*Victória Maura Silva Bermúdez ¹
 Glória Maria Marinho Silva ²
 Francisca Soares de Araújo ¹
 Lígia Queiroz Matias ¹
 Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa ²

Abstract

In this work, it is presented a summary of research articles on the main constituents of the constructed wetlands with vertical subsurface flow as well as the state of the art of this technology. Data collection was carried out at the databases Science Direct[®] and Springer[©] and the words vertical, up flow, constructed wetland, treatment, macrophyte and substrate were used. In the first stage, they were found 164 articles and, among these, only 42 had reported aspects about the objective of this study. The results indicated that nearby 66% of wetlands constructed with vertical flow are on a pilot scale. In addition, 100% of the systems used emergent macrophytes, with the emerging species *Phragmites australis* (Cav.) Steud. (PH) in 21% of the wetlands. Conventional materials such as sand and gravel are still used as substrate in most systems (59%). It was also observed that 59% of the wetlands were used for domestic and/or municipal wastewater treatment and that the Asian continent had the largest number of publications of this type of system, with 50% of articles with Asian origin. The constructed wetlands with vertical subsurface flow stood out in nitrogen removal because of the depletion of oxygen in the medium existing in the base of the unit, creating anaerobic / anoxic conditions. In this way, the right choice of the constituents of this system presents an important alternative for the treatment of wastewater.

Key Words: Ecotechnology, Macrophytes, Microorganisms, Substrates, Phytoremediation

Resumo

Neste trabalho apresentamos uma síntese de artigos de pesquisa sobre os principais constituintes de *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial vertical, bem como o estado da arte dessa tecnologia. A coleta de dados foi realizada nas bases de dados Science Direct e Springer e foram utilizadas as palavras-chave: vertical, up flow, wetland construído, tratamento, macrófita e substrato. Na primeira etapa foram encontrados 164 artigos, dos quais apenas 42 relataram aspectos sobre o objetivo deste estudo. Os resultados indicaram que cerca de 66% das áreas

úmidas construídas com fluxo vertical estão em escala piloto. Além disso, 100% dos sistemas utilizam macrófitas emergentes, com *Phragmites australis* (Cav.) Steud. (PH) em 21% das zonas húmidas. Materiais convencionais como areia e cascalho ainda são usados como substrato na maioria dos sistemas (59%). Observou-se também que 59% das áreas húmidas foram utilizadas para tratamento de águas residuais domésticas / municipais e que o continente asiático teve o maior número de publicações desse tipo de sistema, com 50% de artigos. Os *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial vertical se destacaram na remoção de nitrogênio, devido à depleção de oxigênio no meio presente na base da unidade, criando condições anaeróbias / anóxicas. Dessa maneira, a escolha correta dos constituintes deste sistema apresenta uma alternativa importante para o tratamento de águas residuais.

Palavras-chaves: Ecotecnologia, Fitoremediação, Macrófita, Micro-organismos, Substratos

Introduction

Water is a natural resource of vital importance for the development of any country and for this reason, one of the 17 UN Sustainable Development Goals (SDG) is dedicated to water and sanitation. In this way, there is a concern to ensure the availability and management of water and sanitation to all in a sustainable way. However, the increasing demand for water consumption (2030 WRG, 2009; WWAP, 2012) and the lack of basic sanitation generate impacts to the ecosystem, biodiversity and sustainability.

According to Almuktar *et al.* (2017), contamination of the environment in several ways has restricted access to water and generated ecosystemic, economic and social imbalance, rendering water sources inappropriate for irrigation and drinking. Besides, other negative impact factors on water availability are population growth, global warming and climate change.

Wastewater can be defined as water from polluting sources such as domestic, agricultural and industrial, and its composition varies according to its origin (Li *et al.*, 2017). Thus, due to this variety of composition, reuse of effluents should be monitored for the protection of water bodies and the safety of reuse activity. In this context, we highlight the research for treatment systems with efficiency, reliability, low operational cost and deployment that occupies little space (Von Sperling, 2014). Constructed wetlands (CW) are a wastewater treatment alternative with operating characteristics that set them apart from conventional systems. Those systems are an ecotechnology that aims to minimize damage to ecosystems and, at the same time, to promote sustainability (Mthembu *et al.*, 2013).

According to Vymazal and Kropfelová (2008), CW can be classified in surface flow and subsurface flow systems, which are divided into horizontal and vertical. The choice of the type of system depends on the effluent to be treated. The CW is based on the principles of natural wetlands that occur in the ecosystem and reproduce the hydrodynamic mechanisms, but with

greater control of the hydraulic system (Vymazal, 2007). They are basically constituted by macrophytes, substrate and medium microbiota. Because of this, CW results in a cost-effective and versatile treatment system (Ilyas;Masih, 2017).

The substrate supports the macrophyte and microorganisms, and functions as an electrical conductor. Microorganisms are responsible for the removal of pollutants and organic matter in symbiosis with macrophytes (aquatic plants). When the size of the substrate is small, the surface availability is higher, which contributes to the growth of biofilms and increased concentration of microbial cells that form the system microbiota (Scholz;Xu, 2002). The bacteria present in the roots of aquatic plants receive oxygen from the plants and, in turn, perform the decomposition of organic matter present in wastewater converting it into nutrients necessary for macrophyte development (Kadlec;Knight, 1996).

Environmental and operational issues related to the use of CW are generally reported in review articles (Bi *et al.*, 2019; Ingrao; Failla; Arcidiacono, 2020). However, there are factors that influence the performance of the wetland and that are not commonly mentioned in the literature, which makes it difficult to standardize its dimensioning. These factors are such as the type of residual water to be treated, the volumetric organic load (Bakhshoredeh *et al.*, 2020; Liu *et al.*, 2019), the substrates used as fillers (Mlih *et al.*, 2020; Wang; Xu; Sheng, 2020) and the system configuration (Ji *et al.*, 2020; Rous, Vymazal; Hnátková, 2019).

These reviews are important as they are quick tools for the dissemination and contextualization of knowledge. Although many advances have been made, the technology still lacks a more specific review of vertical wetlands as these systems are the most recommended for removing nitrogen and suspended solids and can operate with intermittent feeding in short periods in order to prevent clogging and improve the aerobic conditions of the system (Vymazal, 2007). Therefore, this review will address the characteristics of the main constituents of the constructed wetlands with vertical subsurface flow (CWVF) and their innovations. It is expected to provide a critical assessment capable of improving treatment efficiency in future studies and applications.

Procedure for data collection

A literature search was performed on the main constituents of the CW with vertical subsurface flow – macrophytes, substrates, hydraulic retention time (HRT), system size, microbial community – and the configurations required for wastewater treatment.

Data collection was performed in April 2019 and two scientific manuscript search websites were used as databases, Science Direct[®] and Springer© Link. It was defined as inclusion criteria only research articles published between 2016 and 2019 to obtain the current state of the technology. The following keywords were used: up flow, constructed wetland, treatment, macrophyte and substrate. After the inclusion criteria and the use of keywords, abstracts were read as exclusion

criteria of articles and those that had no vertical flow wetlands approach were excluded. Finally, the articles were completely read and the necessary data extracted and these data were summarized and interpreted.

Results and discussion

From a total of 164 articles found in the initial search, 42 were selected for reading and data analysis. All selected articles had English as their writing language, which is the predominant language used in manuscripts published worldwide for most areas, according to Jirge *et al.* (2017).

The year of 2017 concentrated the largest number of articles published, followed by the year of 2018, with 14 and 12 articles, respectively. However, the year of 2019 already had 11 publications in the first half of the year, when the search was performed. The year of 2016 had only 5 publications. It is illustrated in Figure 1.

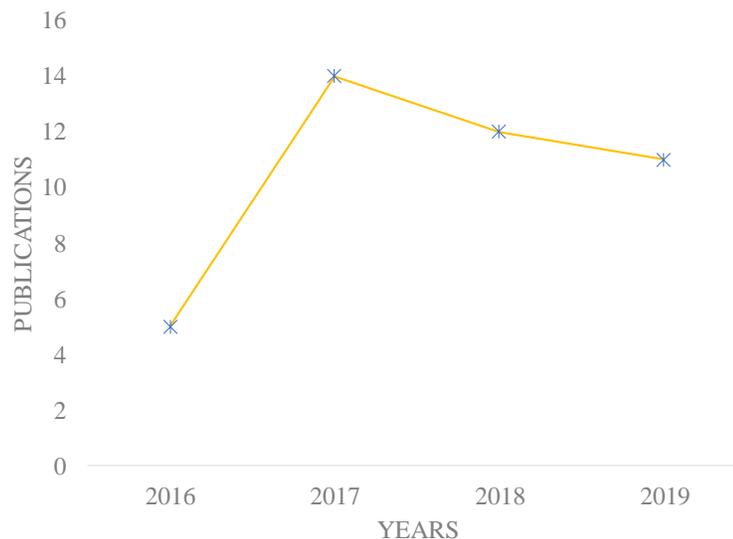


Figure 1. Number of publications during the years of 2016, 2017, 2018 and 2019.

Regarding the place of origin, 50% of the publications had Asian origin (Figure 2), with the largest representative being China and India, with 24% and 14%, respectively. Both countries are the most populous in Asia. In central Asia, there is a predominance of arid and semi-arid climates and, in addition to increasing demand for water, the region faces difficulties with water quality

due to overexploitation of groundwater, marine invasion, depletion and salinization of water aquifers (Tripathi, 2011).

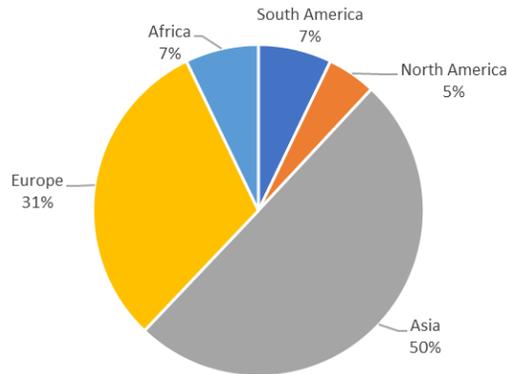


Figure 2. Percentage of research articles on vertical flow CW as a function of the continent of origin

Immediately thereafter, Europe appears with 31% of the manuscripts, especially the United Kingdom, which is the continent's largest representative in technology publications (9%). According to data from the European Environment Agency (EEA, 2018), 80% of the water resources used in Europe were from inland surface waters and groundwater, sources that are seriously vulnerable to climate change. About 40% of this water is used in agriculture. The EEA also estimates that approximately one third of the territory of the European Union is permanently or temporarily exposed to water scarcity conditions. Thus, population growth, urbanization, pollution and water scarcity have led to Asian and Europe having the largest percentage of research articles on constructed wetlands with vertical subsurface flow, a simple and inexpensive alternative for wastewater treatment (Rashid;Manzoor;Mukhtar, 2018).

Constructed wetlands with vertical subsurface flow (CWVF)

The CWVF system consists of a flat bed filled with substrates where macrophytes are planted. The wastewater is gradually added until the surface floods and percolates all over the bed to the base of the unit, and then collected by a drainage system (Vymazal; Kropfelová, 2008), as shown in Figure 3. Von Sperling and Sezerino (2018) emphasized the importance of choosing system configuration. These authors point out that factors such as construction cost, sustainability,

operating costs and simplicity should be taken into consideration.

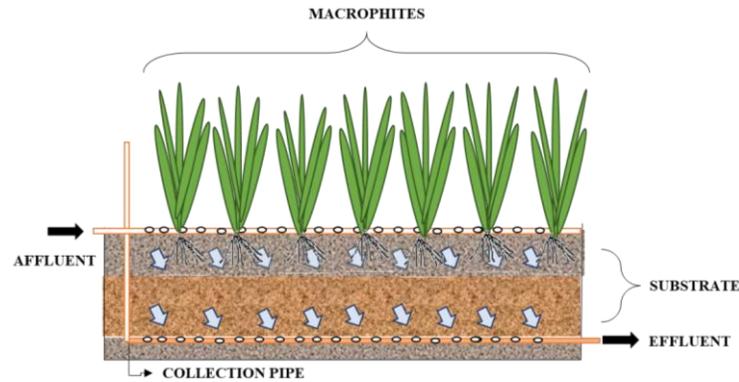


Figure 3. Schematic representation of the profile of a vertical subsurface flow.

An important variable for the correct dimensioning of the system is the organic load rate (OLR) as it allows it to operate with greater efficiency (Metcalf; Eddy, 1991). It can be obtained from the flow product by the concentration of organic matter to be chosen.

Only 23% of the selected articles reported the value or contained data to calculate the OLR of the system, as shown in Table 1.

Table 1. Overview of organic loading rate in CWVF

AUTHORS	ORGANIC LOADING RATE (OLR)	EFFLUENT
Kraiem <i>et al.</i> (2019)	0,062 BOD ₅ kg.day ⁻¹	Rural wastewater
Chen <i>et al.</i> (2019)	9,75 BOD ₅ kg.day ⁻¹	Domestic and rural wastewater
Stefanakis <i>et al.</i> (2019)	473,73 BOD ₅ kg.day ⁻¹	Municipal sewage
Silvestrini <i>et al.</i> (2019)	2,34 BOD ₅ kg.day ⁻¹	Diluted landfill leachate
Verma; Suthar (2018)	0,023 BOD ₅ kg.day ⁻¹	Dairy wastewater
Ma <i>et al.</i> (2017)	0,039 BOD ₅ kg.day ⁻¹	Synthetic river water polluted with cadmium
Hijosa <i>et al.</i> (2016)	0,2592 BOD ₅ kg.day ⁻¹	Urban wastewater

BOD₅: Biochemical oxygen demand.

It was observed in Table 1 that the authors Stefanakis *et al.* (2019) stood out for having a high OLR (473.73 BOD₅ kg.day⁻¹). This is due to the type of affluent that was treated (municipal

sewage) which influenced the size of the CWVF they operated (1160 m²). In contrast, the authors Verma and Suthar (2018) with OLR of 0.023 BOD₅ kg.day⁻¹ operated on CWVF of the 2.75 m², so that the greater the organic load applied, the greater the area requirement. This type of technology becomes very attractive considering the treatment of domestic sewage, particularly in rural areas.

When using rural wastewater as an affluent, the authors Chen *et al.* (2019) and Kraiem *et al.* (2019) obtained different organic load rates. This is because the affluents of the authors Chen *et al.* (2019) were domestic and rural wastewater with hormones and biocides from livestock. Therefore, the organic matter present in this rural wastewater is greater than that of the authors Kraiem *et al.* (2019), whose source of affluent did not use pollutants with a high organic load. Both treatments obtained BDO removal of above 80%.

Concerning the CWVF, it can be mounted on both the laboratory scale (microcosm scale) and the pilot scale, and of the total of selected articles, 33% were performed on the microcosm scale. The microcosm CWVF is performed in environments with limited space available for full-scale construction and surface area of less than 0.5 m² (Li *et al.* 2014). The mean dimensions observed for the systems presented in the reviewed articles were 0.42 ± 0.16 cm in length, 0.28 ± 0.05 cm in width and 0.49 ± 0.20 cm in height. The dimensions commonly used in different works are presented in Table 2.

Table 2. Overview of microcosm-scale CWVF

AUTHORS	LENGHT (cm)	WIDTH (cm)	HEIGHT (cm)	MACROPHYTES
Hu <i>et al.</i> (2018)	0.30	0.30	0.50	<i>Phragmites australis</i>
Ma <i>et al.</i> (2017)	0.25	0.36	0.50	<i>Iri/s sibirica</i>
Helman <i>et al.</i> (2017)	-	-	0.80	<i>Typha latifolia and Phragmites australis</i>
Das <i>et al.</i> (2019)	0.63	0.17	0.62	<i>Canana India</i>
Ramirez-Vargas <i>et al.</i> (2019)	-	-	0.5	<i>Juncus effusus</i>
Santos <i>et al.</i> (2019)	0.40	0.30	0.30	<i>Phragmites australis</i>
Perez-López <i>et al.</i> (2018)	-	-	0.40	<i>choenoplectus americanus</i>
				<i>Typha latifolia</i>

Tunker <i>et al.</i> (2017)	0.65	0.30	-	
Almeida <i>et al.</i> (2017)	0.40	0.30	0.30	<i>Phragmites australis</i>
Samal <i>et al.</i> (2017)	-	-	0.90	<i>Canna indica</i>
Silvestrini <i>et al.</i> (2019)	0.25	0.25	0.35	<i>Typha domingensis, Scirpus californicus, and Iris pseudacorus</i>
Abdelhakeem <i>et al.</i> (2016)	0.30	0.30	0.30	<i>Phragmites australis</i>
Yan <i>et al.</i> (2016)	0.60	-	0.35	<i>Vetiveria zizanioides</i>
Ping <i>et al.</i> (2018)	-	-	0.70	<i>Iris pseudacorus L.</i>

(-) Value no information

In addition to the reduced space, according to Almeida *et al.* (2017), studies with CWVF in microcosm scale still have the advantage of allowing greater control of experimental conditions. This is important for understanding and improving technology. These authors studied the treatment of wastewater from agricultural processes contaminated with antibiotic commonly used in Portuguese livestock (enrofloxacin or ceftiofur). A microcosm scale CWVF was used to fully control the experimental conditions in order to obtain an efficient delineation of the optimal conditions for the process.

The same justification was used by Ma *et al.* (2017), who operated a microcosm-scale CWVF in the most wired months in China (September to December) to remove cadmium in a synthetic effluent simulating contaminated river water. Four pollutant concentrations (1, 2, 4 and 8 g.L⁻¹) were studied. This system had an area of 0.18 m², was gravel filled and planted with *Iris sibirica* Linnaeus, which was chosen because it is resistant to low temperatures and due to the smaller scale of the system, that allows with greater precision the observation of macrophyte performance, pollutant removal mechanisms and microbial enzymatic activity.

A microcosm-scale CWVF, projecting environmental conditions from a wireless monitoring network for domestic wastewater treatment was projected by Hehman *et al.* (2017). The system used the macrophytes *Typha latifolia* Linnaeus and *Phragmites australis* Trinius and was incubated in a growth chamber to test different optimum temperatures using an automatic heater and different light intensities using fluorescent lamps, besides the influence of these factors on the release of dissolved oxygen (DO) through the macrophyte rhizosphere to improve the pollutant removal efficiency. The system was made with plastic containers with 44 cm in

diameter and filled with gravel of varying sizes (20 to 30 cm). The microcosm scale allowed them to evaluate the best ecosystemic condition for each macrophyte. For *T. latifolia* L., 30°C to 35°C and 15,000 lx, and for *P. australis* (Cav.) Steud. (PH), 35°C and 10,000 to 15,000 lx, were the optimum temperature and light intensity, respectively, for the highest DO release. Therefore, under these conditions, the best pollutant removal efficiency was favored.

Butterworth et al. (2016) studied the effect of artificial aeration on *CWVF* on a pilot scale, which had 4 tanks (56 m x 12.5 m), one with *T. latifolia* L., the other with *P. australis* (Cav.) Steud. (PH), both with artificial aeration and the other 2 without artificial aeration, only with the corresponding macrophytes as process control. *T. latifolia* growth rate was higher than *P. australis* (Cav.) Steud. (PH), but when compared to its non-aerated controls, *T. latifolia* L. had higher negative visual effect (yellow leaves and stunted growth). The authors justified that impacts may be species-specific, for example on *P. australis* (Cav.) Steud. (PH) they were less intense.

Therefore, the source and flow of wastewater to be treated define the wetland modality to its configurations and its dimensions. In addition, it is also important to assess the climate of the region where the system will be installed, as it has an impact on metabolism in the dynamics of the organisms that perform the treatment (Moomaw et al., 2018).

Although they are easy to handle, periodic maintenance is necessary so that they do not compromise the efficiency of the system and hydraulic anomalies occur, such as the engagement of pipes and the removal of sludge that is formed in the system, which increase the suspended value in the system.

Types of wastewaters treated in CWVF and nitrogen removal mechanism

Wastewaters can be divided into 5 types: municipal or domestic, industrial, agricultural wastewater, runoff water and landfill leaching (Vymazal;Kropfelová 2008). Among the reviewed articles, in 59% of them, the *CWVF* system treated municipal or domestic wastewater, 25% was fed with industrial, 8% with agricultural wastewater, 5% with landfill leachate and 3% with runoff water (Figure 4).

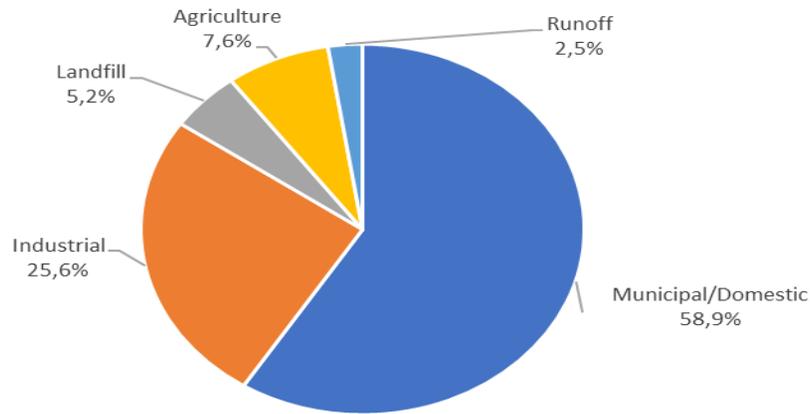


Figure 4. Wastewater types used for CWVF treatment.

Nitrogen is one of the most important pollutants in wastewater and when in excess causes a great impact due to the problem of eutrophication of aquatic environments (He; Xue; Wang, 2009; Von Sperling, 2007; Zoppas *et al.*, 2016;). The main nitrogen conversion pathways that occur in wetlands systems, such as ammonification, nitrification, denitrification, biological fixation, nitrate ammonification, ammonia anaerobic oxidation (ANAMMOX) and volatilization, are presented in Figure 5.

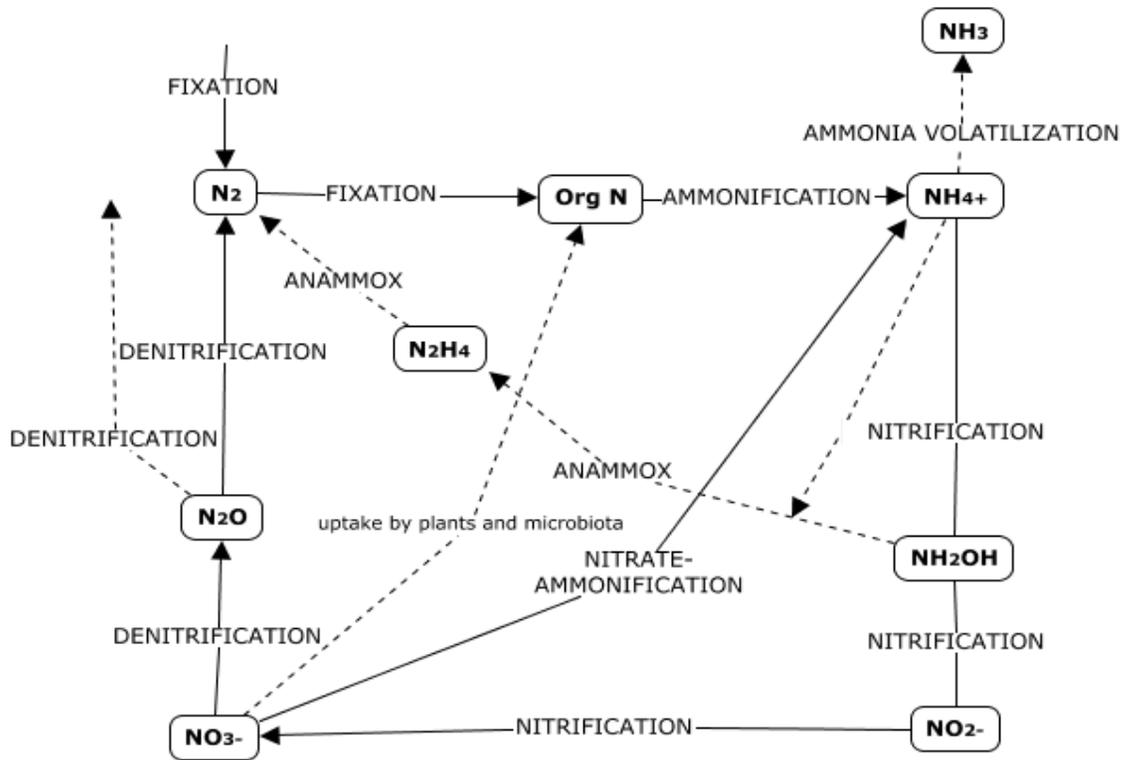


Figure 5. Schematic representation of nitrogen transformation mechanisms in a constructed wetland.

N_2 : gaseous nitrogen, NH_4^+ : ammonium, NH_2OH : hydroxylamine, NO_2^- : nitrite, NO_3^- : nitrate, N_2O : nitrous oxide, ANAMMOX: anaerobic ammonia oxidation. Adapted from Vymazal and Kropfelová (2008).

Ammonium can also be partially converted to nitrite by the CANON process (“Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite”), in which the aerobic oxidizing ammonia perform the conversion (Jetten *et al.*, 2002), and later the ANAMMOX bacteria convert the nitrite produced and part of the remaining ammonium to gaseous N_2 , and nitrate is formed in small amounts.

Considering that possible damage to the environment may occur due to nitrogen transformations, some researchers have been studying processes mediated by microorganisms. According to Silveira *et al.* (2015) and Wu *et al.* (2015), CWVF is the most suitable for nitrogen removal because of the existence of anaerobic/anoxic conditions at the base of the system. It was observed in the upper part of the unit that aerobic conditions favor the oxidation of organic matter and nitrification, and the anaerobic/anoxic conditions existing in the base favor the reduction of organic matter and denitrification (Chen *et al.*, 2015).

Nitrification reactions, with the oxidation of ammonia to nitrite and nitrite to nitrate, are mediated by nitrifying bacteria that obtain energy to grow from the oxidation of inorganic nitrogen compounds (Lee; Fletcher; Sun, 2009). Thus, dissolved oxygen is an important factor for the nitrification process to occur, but at lower concentrations it may limit the activities of these microorganisms. When in high concentrations it has high oxidizing power. It is also a limiting factor for self-purification measured from the oxidation-reduction potential (ORP).

The denitrification occurs in anoxic zone by action of heterotrophic bacteria in which nitrate is reduced to molecular nitrogen (Hidaka *et al.*, 2002). Nitrogen is also present in constructed wetlands in the organic form of urea, amino acids, amines, pyrimidines and purines (Vymazal, 1995).

Microbial nitrification followed by denitrification are known as the main pathways for nitrogen removal from the environment, and available oxygen is a key factor for the growth of nitrifying bacteria (Hidaka *et al.*, 2002).

Some alternative ways for nitrogen removal have been studied in CWVF systems, such as Anaerobic Ammonia Oxidation, known as ANAMMOX, which consists of anaerobic conversion of NO_2 and NH_4^+ to N_2 (Van de Graaf *et al.*, 1995). Kraiem *et al.* (2019) investigated ANAMMOX bacteria for 4 months in two CWVF systems and one up and horizontal flow hybrid system (UHFHS) to treat rural wastewater, comparing two abundant macrophyte species from Tunisia, *Phragmites australis* (Cav) Steud. (PH) and *Typha angustifolia* L. (TA). In the hybrid system, PH was planted in the vertical flow cell and TA was planted in the horizontal flow cell. In the individual CWVF systems, each one received a single macrophyte species to evaluate the role of the plant in the process, comparing individual and hybrid systems. The authors observed that the three systems presented high efficiency in the removal of chemical oxygen and nitrogen demand. However, the hybrid system achieved the highest Kjeldahl total nitrogen removal, which was justified by the fact that it has two different flow configurations, which established favorable conditions for removal. Therefore, it was beneficial to use a horizontal flow cell after a vertical flow cell, resulting in better wetland system performance. *T. angustifolia* L. (TA) stood out for favoring the growth of ANAMMOX bacteria even in co-existence with heterotrophic bacteria, indicating that its application in CWVF was the best setting to promote ANAMMOX activity. The authors additionally said that the ANAMMOX process did not require organic carbon and reduced the production of greenhouse gases, unlike the conventional denitrification process.

The nitrogen removal from wastewater and the use of aeration to create an environment with alternating aerobic and anaerobic zones and, thus, favor pollutant removal in a CWVF was an efficient system studied by Al-isawi *et al.* (2017) and Jia *et al.* (2018). Jia *et al.* (2018) used intermittent aeration in a CWVF system to treat domestic wastewater. The use of intermittent aeration in CWVF systems resulted in better nitrogen removal with 99% ammonia and 96% total nitrogen, which was also ratified Dong *et al.* (2012). These authors, by promoting the addition of oxygen to the system, recorded a total nitrogen removal of more than 57%.

In other research, a comparison was made between wetland and artificial pond systems for domestic wastewater treatment. Thus, Al-Isawi *et al.* (2017) studied the influence of aeration on CWVF and simultaneously on three artificial pond types for five years. The first system contained wastewater only, the second consisted in wastewater and *P. australis* (common reeds) and the last one was composed by residual water, macrophyte and aeration addition. The artificial ponds were made with cylindrical plastic buckets, in which they were placed in a large concrete container filled with soil to mimic the natural conditions of a pond. The authors observed that the aerated lagoon presented better results than the CWVF that had no artificial aeration system in relation to ammonia removal. Therefore, the results corroborate the authors Kadlec and Wallace (2009) and Scholz (2015), who stated that aeration is important during the ammonia reduction procedure. According to Yoo *et al.* (1999), the way of aeration is also important, since when it was intermittently used in short cycles, it can allow nitrification and denitrification to occur at the same time.

Aeration also influences the greater removal of indicators of fecal contamination. Stefanakis *et al.* (2019) observed strong correlations between bacteria and bacteriophages present in domestic effluent treatment in a biological sedimentation tank system and in aerated CWVF. Bacteriophages acted as bacterial predators and were still used as indicators of microbial removal in both evaluated treatment systems. Besides, the aerated CWVF had higher microbial contamination removal efficiency.

It is also important to report that wetland systems were efficient not only in the treatment of discharges with easily biodegradable organic matter and nutrients but have been used to remove compounds hard to biodegrade such as those found in industrial wastewater, as shown in Table 3.

1 **Table 3.** Overview of industrial wastewater types

AUTHORS	INDUSTRY		POLLUTANT	(C ₀ - C _f)
				EFFICIENCY (%)
Sharma <i>et al.</i> (2018)	Food	Dairy		-
				70%
Chandanshive <i>et al.</i> (2017)	Textile	Dye	Congo red	100 - 20 mg.L ⁻¹
				80%
			Arsenic	2,12 - 0,58 ppm
				73%
			Cadmium	0,07 - 0,02 ppm
				71%
Mustapha;Bruggen e Lens (2018)	Oil Refinery		Lead	0,42 - 0,13 ppm
				69%
			Chromium	2,91 - 0,65 ppm
				77%
Peréz-lópes;Arreola-Ortíz ;Malagon-Zamorra (2018)	Chemical	Sanitizing	Detergents – Surfactants	-
				90%
Huang <i>et al.</i> (2018)		Nanosilver		100 - 4,6 µg.L ⁻¹
				96%

	Ibuprofen	10,4 - 0,29 $\mu\text{g.L}^{-1}$
	Ketoprofen	0,75 - 0,16 $\mu\text{g.L}^{-1}$
		78%
	Naproxen	1,74 - 0,47 $\mu\text{g.L}^{-1}$
		73%
	Diclofenac	0,41 - 0,41 $\mu\text{g.L}^{-1}$
		NR
	Salicylic acid	15,9 - 0,79 $\mu\text{g.L}^{-1}$
		95%
Hijosa-Valsero et al. (2016) Pharmaceutical Medicines	Caffeine	19,2 - 0,26 $\mu\text{g.L}^{-1}$
		98%
	Carbamazepine	0,99 - 0,41 $\mu\text{g.L}^{-1}$
		58%
	Methyl dihydrojasmonate	7,27 - 0,74 $\mu\text{g.L}^{-1}$
		89%
	Galaxolide	3,84 - 0,43 $\mu\text{g.L}^{-1}$
		89%
	Tonalide	0,25 - 0,04 $\mu\text{g.L}^{-1}$
		99%
	Carbamazepine	-
		64%
	Sulfamethoxazole	-
		78%
Yan et al. (2016)	Ofloxacin	-
		85%

		Roxithromycin	-
			82%
		Copper	-
			85%
		Zinc	-
Almeida <i>et al.</i> (2017)	Cattle raising		89%
		Maganese	-
			75%
		Iron	-
			99%

C_0 : affluent concentration; C_f : effluent concentration; NR: no removal; -: Uninformed.

2
3
4 Industrial wastewater has the greatest environmental impact and, in most cases, its toxicity is associated with the presence of
5 compounds that are difficult to remove (Okereke;Ogidi;Obasi, 2016). Yan *et al.* (2016) used a CWVF to treat synthetic
6 wastewater from the drug industry. In their system, it was used the macrophyte *Cyperus alternifolius* Willdenow with gravel and
7 sand as the substrate employed. The performance of the system on the effect of four selected pharmaceutically active compounds
8 (PhACs) – carbamazepine (CBZ), sulfamethoxazole (SMZ), ofloxacin (OFX) and roxithromycin (ROX) – on photosynthesis and
9 enzymes released by the macrophyte was evaluated, as well as the pollutant removal efficiency. The pollutant removal efficiency
10 was found to be equal to or even better than that achieved in conventional water treatment systems (decantation, filtration,
11 coagulation, flotation, activated sludge, biofilters), getting 90% of OFX removal, 62% of CBZ, 84% of ROX and 78% of

SMZ. They also evaluated that the emerging macrophyte *C. alternifolius* was able to absorb and support part of the PhACs (pharmaceutically active compounds), keeping their photosynthetic activity and enzymatic defense active. The treatment and supervision of this effluent is extremely important, because when it is not properly released it pollutes the bodies of water and causes toxic effects on the microorganisms of the environment (Jin *et al.*, 2017).

Other products that are difficult to remove in wastewater are sanitizers (Jensen, 1999). The use of these products means that domestic effluents have certain characteristics of industrial wastewater as there is a wide variety of cleaning products, each of which has a function. Detergents are sanitizers that have surfactants, compounds that break the surface tension of water and thus remove surface dirt (Thomas *et al.*, 2017). According to Giagnorio *et al.* (2017), effluents with high detergent concentrations, when in contact with the aquatic ecosystem, promote the increase of solids, chlorine and organochlorine concentration, besides the increase of pH. Therefore, an environmental impact is generated on this ecosystem.

With incorrect disposal of polluted effluent in water bodies, fishes are affected by both the pH increase and the presence of solids in the aquatic ecosystem. Calcium oxide can be formed as the pH rises, causing difficulty in gill breathing in fish. On the other hand, solids at higher concentrations may obstruct fish gills, leading to death (Jezierka;Witeska, 1995). Additionally, pollutants such as organochlorine compounds that are water-soluble can accumulate from the fat tissues of organisms (Kucklick; Baker, 1998), so that contamination of the aquatic environment can often interfere with species morphology and function (animals and plants) in the ecosystem.

Among the reviewed articles, only one performed the treatment of wastewater contaminated with surfactant in CWVF. Located in Durango State, Mexico, it was carried out by Pérez-lópes, Arreola-Ortíz and Malagon-Zamorra (2018). The CWVF received the macrophyte *Schoenoplectus americanus* (Pers.) Volkart ex Schinz & R.Keller, a native species from Mexico, and were filled with 8 treatment possible with Tezontle (porous volcanic rock), gravel or Agave fiber (plant originated from Central America). Half of these 8 treatments were planted with macrophytes and the other half was not. The graywater from Durang State had hydraulic retention time on 3, 5 and 15 days. However, the better removal of the pollutant surfactants linear alkylbenzene sulfonates (LAS) (90% with 15 days of hydraulic retention time) caused a higher solids generation, low pH and higher toxicity, eliminating the possibility of reuse of this wastewater. In contrast, using only gravel, the removal was 70% and hydraulic retention time of 15 days was recommended for the treatment of greywaters in community.

Water quality in water bodies has also been impaired by improper use of chemicals, including pesticides. These compounds, in general, when in contact with water, cause damage to local fauna, promoting an imbalance of this ecosystem (Agbohessi *et al.*, 2015). Tang *et al.* (2019) performed the treatment of synthetic wastewater containing the pesticide chlorpyrifos (500 mg.L⁻¹) in CWVF systems. Approximately 98% of pollutant removal was obtained. The system was monitored for 3 months, with 3 operating cycles, each cycle lasting 7 days. The system was 27 cm in diameter and 30 cm high and 5 separate macrophyte species were tested: *Cyperus alternifolius*, *Canna indica* L., *Iris pseudacorus* L., *Juncus effusus* Pollish and *Typha orientalis* C.Presl.

CWVF systems have also shown good efficiency in the treatment of landfill leachate, a complex waste in which organic load is difficult to reduce. Silvestrini *et al.* (2019) used a pilot-scale CWVF in the city of Buenos Aires, Argentina to treat leachate from a 450 ha landfill that produced 600 m³ of raw manure per day. According to the authors, landfill leachate is one of the dumps that presents greater difficulty to be treated by conventional methods. They are discharged with high ammonium concentrations and recalcitrant COD, which are its main characteristics (Wojciechowska *et al.*, 2017). However, the volume and chemical quality of a landfill leachate results from each site, which requires the design and operation of a CWVF to be well planned.

Macrophytes in CWVF

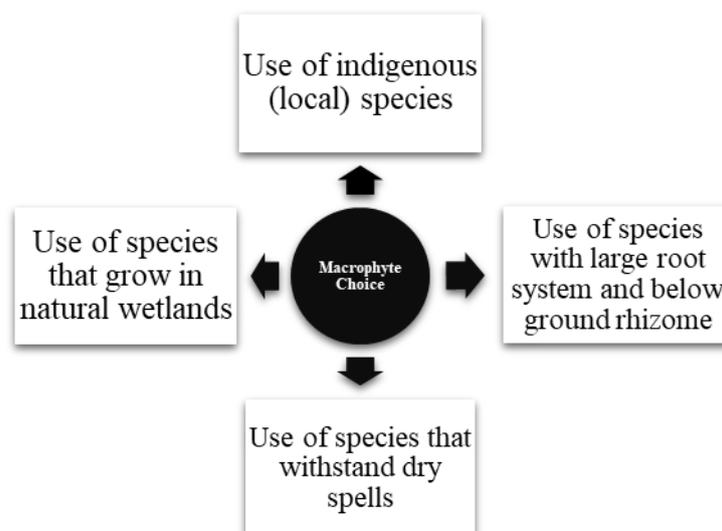
According to Cook (1996), macrophyte life forms (growth forms) can be Amphibious, Epiphytes, Rooted emergent, Rooted emergent with leaves and stems Floating, Free Floating, Rooted Submerged and Free Submerged.

Amphibious macrophytes can survive out of water and are also called semi-aquatic. Epiphytes are macrophytes that host other macrophytes. Those that are fully in water are called submerged macrophytes, which can be fixed when they are deep-rooted and free when not deep-rooted, with only flowers emerging out of water. Fixed floats are those that have stem, flower and leaf above the surface of the water and are rooted. There is still the free variation that, by not having rooting, can be carried by the action of the current and float on the surface (Sculthorpe, 1985; Cook, 1996).

Emerging macrophytes are the most abundant in wetlands and swamps. This type of macrophyte grows 0.5 m below the ground surface to a depth of 1.5 m (Wetzel, 2001). According to Westlake (1963), they are the most productive because they have several internal spaces that carry oxygen or their photosynthetic parts are not for roots and rhizomes that are in sub-sediments (saturated) with little oxygen. In these internal spaces are present aeration tissues that are responsible for the support and storage of carbon dioxide and oxygen inside (Sculthorpe, 1985). Among the articles evaluated, 94% of CWVF used emergent-life macrophytes.

The choice of macrophyte to be used in a constructed wetland is extremely important for the success of the system (Brisson;Charazenc, 2009). According to Hoffmann *et al.* (2011), the choice of species should be based on characteristics such as the ability to withstand periods of water scarcity and to grow in natural wetlands, the type of root system and preference for local species, as shown in Figure 6.

In addition, Moshiri (1993) reported that the species chosen must be tolerant to toxic pollutants that can be present in wastewater. This way, the plant can survive and perform treatment efficiently. In a study on the influence of macrophytes on wetland efficiency, Vymazal (2011) evaluated 35 CW systems and found that the different structures that make up each macrophyte species, as well as their adaptation to the system model used, may favor, hinder or have zero influence on the treatment process.



Adapted from Hoffmann *et al.* (2011).

Figure 6. Characteristics to consider when choosing macrophyte.

According to Hoffmann *et al.* (2011), macrophytes provide a favorable environment for the growth of microorganisms that adhere to their roots and form a biofilm.

Table 4 shows the diversity of species used in CWVF found in this review. All macrophytes used in the reviewed articles belong to the Angiospermae division and the Monocotyledon group.

In the Poales order there are the macrophytes most used in CWVF, being the *P. australis* (Poaceae) corresponding to 20.9% of the articles. The Typhaceae family has the second most used species, *T. latifolia* L. and *T. angustifolia* L. (TA) both with 10% of incidence.

The most widely used macrophyte species in the world are *P. australis* (Cav.) Steud. (PH) and *T. latifolia* L. The first is the most popular plant in Europe and Asia, while *T. latifolia* L. is the most widely used in North America (Vymazal, 2013). According to Luederitz *et al.* (2001) and Brix and Schierup (1989), these species are the most chosen because they have a deep rhizome, large root system (maintaining electrical conductivity) and because they are present in all regions.

Table 4. Overview of macrophytes used in CWVF

DIVISION	GROUP	ORDER	FAMILY	SPECIE
Angiospermae	Monocots	Asparagales	Iridaceae	<i>Iris pseudacorus</i> L.
				<i>Iris sibirica</i> L.
		Poales	Poaceae	<i>Spartina patens</i> (Aiton) Muhl.
				<i>Spartina alterniflora</i> Loisel
				<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud. (PH)
				<i>Vetiveria zizanioides</i> Nash
				<i>Paspalum scrobiculatum</i> L.

		Juncaceae	<i>Juncus effusus</i> Polish
		Typhaceae	<i>Typha angustifolia</i> L. (TA)
			<i>Typha orientalis</i> C. Presl
			<i>Typha latifolia</i> L
			<i>Typha domingensis</i> Pers.
		Cyperaceae	<i>Cyperus alternifolius</i> Willd. Ex Kunth.
			<i>Cyperus papyrus</i> (C.Bauhin ex Kunth) Raf.
			<i>Schoenoplectus americanos</i> (Pers.) Volkart ex Schinz & R.
			<i>Scirpus californicus</i> (C.A.Mey.) Soják.
	Commelinales	Pontederiaceae	<i>Pontederia cordata</i> Lour. Fl. Cochinch
	Zingiberales	Cannaceae.	<i>Canna indica</i> L
			<i>Canna glauca</i> L
Eudicots	Saxifragales	Haloragaceae	<i>Myriophyllum verticillatum</i> Rhodora

The presence of macrophytes in CWVF is one of the most important constituents for the treatment system. This is because vegetation distributes and reduces water velocity, creating a better condition for sedimentation of suspended solids from the effluent to be treated, which helps to prevent clogging of the system substrate (Somes *et al.* 1996). In addition, the presence of macrophyte defines the built wetland system as green technology (Stefanakis *et al.* 2019). Some authors have reported on the importance of observing the macrophyte density factor that would affect the efficiency of wetland systems.

Table 5 presents information on the number of individuals used per m² in wetland systems and species used.

Table 5. Overview of macrophyte density per m² and species used

AUTHORS	PLANT DENSITY PER m ²	Macrophyte
Silvestrini <i>et al.</i> 2019	24	<i>Typha domingensis</i> Pers., <i>Scirpus californicus</i> (C.A.Mey.) Soják., and <i>Iris pseudacorus</i> L.
Lopardo <i>et al.</i> 2019	20	<i>Spartina patens</i> (Aiton) Muhl.
Ma <i>et al.</i> 2017	32	<i>Iris sibirica</i> L.
Jia <i>et al.</i> 2018	36	<i>Iris pseudacorus</i> L.
Verma <i>et al.</i> 2018	27	<i>Typha angustifolia</i> L. (TA)
Rehman <i>et al.</i> 2017	12	<i>Typha latifolia</i> L. and <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud. (PH)
Almeida <i>et al.</i> 2017	120	<i>Vetiveria zizanioides</i> Nash
Wu <i>et al.</i> 2018	20	<i>Typha domingensis</i> Pers.
Al-Baldawi 2018	30	<i>Typha angustifolia</i> L. (TA)
Abdelhakeem <i>et al.</i> 2016	36	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud. (PH)
Hijosa <i>et al.</i> 2016	50	<i>Typha angustifolia</i> L. (TA) and <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud. (PH)
Turker <i>et al.</i> 2016	8	<i>Typha latifolia</i> L., <i>Typha angustifolia</i> L. (TA) and <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud. (PH)

According to Table 5, there is apparently no use of a standard density. However, the range between 20 to 30 individuals per m² was the most employed. For example, the species *T. angustifolia* L (TA), as mentioned earlier, have a deep rhizome and a large root system (Brix; Schierup, 1989), which requires a large amount of space when used in a wetland system. Thus, different densities were recorded for this species: 8, 27, 30 and 50 individuals.m⁻² (Al-baldawi, 2018; Hijosa *et al.* 2016; Turker *et al.* 2016; Verma; Suthar 2018).

The study of the effects of the number of individuals present in a CWVF on wastewater treatment was not carried out by any article selected for this review, only the presence or absence of macrophytes. Regarding the influence of the type of wastewater under the action of different macrophytes, only 28.5% of the articles selected for this review compared the use of different species of macrophytes submitted to the same effluent.

The removal of Congo red dye and metals from a textile effluent by using the macrophytes *T. angustifolia* L (TA) and *P. scrobiculatum* L. for 4 days, both in separate cells and in consortia (Chandanshive *et al.*, 2017) resulted in the highest treatment efficiencies achieved when using macrophytes in consortium, being dye removals 94%, COD 70%, BOD 75%, suspended solids - SS 47% and heavy metals - HM 77%. When plants were used in separate cells, *T. angustifolia* L. (TA) had better removal efficiencies - 80% for dye, 65% for COD, 68% for BOD, 35% for SS and 30% for HM - compared to *P. scrobiculatum* L. - 73% for dye, 63% for COD, 63% for BOD, 31% for SS and

28% for HM. Therefore, the use of consortium macrophytes can be a beneficial strategy for the treatment of contaminated wastewater in wetland systems.

On the other hand, the treatment of wastewater contaminated with the pesticide chlorpyrifos in CWVF with different macrophyte species (*Cyperus alternifolius* Willd. Ex Kunth., *Canna indica* L., *Iris pseudacorus* L., *Juncus effusus* Pollish and *Typha orientalis* C. Presl. resulted in no significant difference in the pollutant removal values between macrophytes, but there was a substantial increase when compared to the control system (without macrophyte) (Tang *et al.*, 2019) The macrophyte system showed 98% of pollutant removal. The authors also observed that systems containing higher biomass and evapotranspiration macrophytes accelerated the pollutant removal process (*C. indica* L., *C. alternifolius* Willd. Ex Kunth. and *I. Pseudacorus* L.), so that the main pollutant removal pathways were sorption and biodegradation, respectively accounting for 65 to 86% and 8 to 34% of the total removal efficiency.

The effect of the use of macrophytes *C. alternifolius* Willd. Ex Kunth., *I. pseudacorus* L., *C. glauca* L. and *S. validus* (C.A.Mey.) Soják. on the microbiota present in CWVF was evaluated by Zhang *et al.* (2017). The use of plants in the way of a consortium resulted in greater microbial diversity compared to the situation in which the wetland received only one species or when there was no macrophyte in the system. Diversity occurs as a function of richness and uniformity of the site (Verberk, 2011). Thus, when only species richness was evaluated, that is, only the number of species present in the wetland, the authors observed that the use of macrophytes in consortium or separately did not affect the composition of the communities and concluded that the microbiota can adopt different ecological strategies in response to the presence or absence of macrophytes and richness (Zhang *et al.*, 2017).

In none of the articles analyzed there was a control system (without macrophytes) that achieved better pollutant removal efficiency than those where some macrophyte species was used.

Substrate in CWVF

The substrate is the medium used in toilets and are classified into: natural, industrial by-products and artificial products (Meng *et al.*, 2014). It is also called support matrix and filler material, which are important constituents of CWVF for developing important biofilms for microbiota development. But the use of conventional substrates (sand and gravel) faces difficulties in the system, such as low removal efficiency and clogging, so it is necessary to look for substrate alternatives (Zhu *et al.*, 2011).

In order to classify innovative materials recently introduced in wetland systems as substrate, Yang *et al.* (2018) defined these substrates as emerging, which appear as a new option for greater low-cost treatment efficiency, replacing conventional materials. They classified emerging materials into ion exchange substrates, sorption substrates, electron donating substrates and others. Among the reviewed articles, 85.7% used conventional substrates. Examples of substrates used in the articles are listed in Table 6. Hydraulic retention time (HRT) considers the relationship between effluent flow and system volume, as well as the effect of the substrate porosity used, being a variable that indicates the permanence of each fluid component in the system until its exit from it (Grosser, 2017). According to Table 6, the systems with the lowest HRT provided the largest removals of easily degradable organic matter in terms of COD. Thus, when applying the largest HRT, the authors Silvestini *et al.* (2019), who used the longest

retention time (7 days) among the studies considered, obtained the lowest efficiency of COD removal compared to other authors.

The effectiveness in improving water quality is directly proportional to the retention time of the effluent to be treated within the system (Sezerino and Heleno, 2015), which did not occur when the studies presented in Table 4 were compared.

Table 6. Overview of substrates and hydraulic retention time used in CWVF

AUTHORS	EFFLUENT	HRT (day)	SUBSTRATE AND PARTICLE SIZE	REMOVAL EFFICIENCIES (%)			
				COD (mg.L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	TN (mg.L ⁻¹)	TP (mg.L ⁻¹)
Jia <i>et al.</i> 2018	Domestic wastewater	3	Gravel ($\Phi = 1-7$ cm) + sand ($\Phi < 1$ cm) + wheat straw (NR)	92,7	98,8	63	52,2
			Gravel ($\Phi = 1-7$ cm) + sand ($\Phi < 1$ cm) + Apricot pit (NR)	95,3	98,4	46,2	66,7
			Gravel ($\Phi = 1-7$ cm) + sand ($\Phi < 1$ cm) + walnut shell (NR)	94,9	99	46,2	70,6
			Gravel ($\Phi = 1-7$ cm) + sand ($\Phi < 1$ cm)	96,6	98,9	32,6	66,7
Verma and Suthar 2018	Dairy Industry	NR	Sand (NR) + gravel (NR)	83,2	66,2	NR	59
Mustafa <i>et al.</i> 2018	Oil refinery	2	Size grave ($\Phi = 25 - 36$ mm) + small grave ($\Phi = 6-10$ cm)	72,7	70	68	49
Silvestini <i>et al.</i> 2019	Landfill leachate	7	Sand ($\Phi = 0,1 - 0,6$ cm) + expanded clay ($\Phi = 1-2$ cm) + gravel ($\Phi = 2-3$ cm)	46	66	43,6	NR
Nivala <i>et al.</i> 2019	Municipal sewage	2	Sand ($\Phi = 1-3$ mm) + gravel ($\Phi = 4-8$ mm)	NR	69	40	NR
Al-Isawi <i>et al.</i> 2017	Domestic wastewater	3	Gravel ($\Phi = 10$ mm)	62,8	NR	23,7	59,8
		1,5		60,9	NR	58,5	92,4
Huang <i>et al.</i> 2018	Residual water	1	Gravel ($\Phi = 1-8$ cm) + zeolite ($\Phi = 3-4$ cm)	93,2	51	60,8	65,4

COD: Chemical Oxygen Demand; NH₄⁺: Ammonium; TN: Total Nitrogen; TP: Total Phosphorus; HRT: Hydraulic Retention Time; NR: Not Rated; Φ : Diameter.

Pollutant removal in wetland systems can still occur by chemical and/or physical processes such as ion exchange, adsorption, precipitation and complexation (Ge *et al.*, 2015), with the type of substrate being a factor of major relevance to the greater or lesser intensity of these processes. Nevertheless only 38% of the articles evaluated compared the types of substrates for pollutant removal. Among these, Türker *et al.* (2017) chose 4 substrate types for comparison in a CWVF, with 4 days of HRT and 120 days of wetland monitoring. The substrates used were peat (plant material), zeolite,

volcanic ash and sand and the system aimed to remove Boron (B) in drinking water in Turkey. The input of each reactor contained 5–8 mm of gravel at its base. Then there was a single 55 cm deep layer of the main substrate type (peat, zeolite, volcanic ash or sand) and a 5 cm gravel layer was placed at the reactor outlet, resulting in a total depth of 65 cm (main substrate plus gravel layers). Percentages of 91%, 57%, 84% and 83% of pollutant removal were recorded, respectively, for the mentioned materials. This result reinforced what was said by Yang *et al.* (2018) that the type of substrate influences pollutant removal efficiency.

The treatment of domestic wastewater in CWVF using conventional and emerging substrates was performed with addition of an organic substrate (Table 2). In the case of wheat straw, it promoted an increase in total nitrogen removal when compared to the control (sand plus gravel), with removals of 63% and 36%, respectively (Jia *et al.*, 2018). The very organic matter released by the substrate “wheat straw” was used as carbon source for the present microbiota and, consequently, resulted in greater nitrogen removal.

Therefore, the search for emerging materials that can be used as substrates in CWVF is important for reducing system costs, increasing system efficiency and being able to properly target a material that would no longer be useful.

Regarding the maintenance of the built wetland, the selected articles did not mention the period of cleaning and substrate exchange, unclogging of pipes, checking the reservoir level and macrophyte management. According to the Handbook of Constructed Wetlands (Davis, 1995), produced by the Environmental Protection Agency (EPA), system monitoring should be done to see if it is achieving good removals of organic matter and other variables and thus identifying and correcting the problem by cleaning the system, changing the substrate or cleaning the pipes.

Microbial community in CWVF

According to Ping *et al.*, (2018) it is extremely important to analyze the microbial community in the environment, whether present in the water or in the substrate, as it allows to assess the changes that have occurred. However, only 19% of the articles selected for the review performed the method of DNA / RNA extraction or colony formation unit (CFU) counting to analyze the microbial community in their research, as

shown in Table 7.

Table 7. Overview of microbial community in CWVF

AUTHORS	AFFLUENT	ANALYSIS
Huang <i>et al.</i> (2017)	Synthetic wastewater polluted with nanosilver	
Kraiem <i>et al.</i> (2019)	Rural wastewater	
Lopardo <i>et al.</i> (2019)	Rural wastewater	
Pelissari <i>et al.</i> (2017)	Domestic wastewater	DNA/RNA extraction
Pelissari <i>et al.</i> (2018)	Domestic wastewater	
Ping <i>et al.</i> (2018)	Domestic wastewater	
Wu <i>et al.</i> (2018)	Synthetic domestic wastewater	
Ma <i>et al.</i> (2017)	Synthetic river water polluted with cadmium	CFU counting

The species of the phylum Proteobacteria were the most abundant among the bacteria in the works of Ping *et al.*, (2018), Kraiem *et al.*, (2019) and Lopardo *et al.*, (2019). This abundance is due to the fact that these bacteria participate of biogeochemical cycles (Liu *et al.*, 2016), mainly in the nitrogen cycle. This abundance corroborates with other similar studies (Ansola *et al.*, 2014; Urakawa and Bernhard, 2017, Wang *et al.*, 2017) in which metagenomic analyzes were carried out to study the nitrifying processes in a constructed wetland system.

The diversity and richness of the microbial community was characterized by the authors Ping *et al.*, (2018), Pelissari *et al.*, (2018) and Lopardo *et al.*, (2019) from the Chao 1, Shannon and Simpson indexes. Pelissari *et al.*, (2018) observed that the richness and diversity were greater in the biofilm generated by the constructed wetland than in the analyzed domestic wastewater. Ping *et al.* (2018) observed that when the system was in hydrodynamic anomaly, in the case of clogging, the rates decreased, that is, the richness and diversity of bacterial communities were reduced because the production of biofilm was reduced and, thus, the removal of the decaying pollutant (Hua *et al.*, 2010). Therefore, it is possible to say that since the CWVF performance also depends on nitrifying bacteria, the study of the microbial community present in the environment is extremely important.

Conclusion

The constructed wetlands with vertical subsurface flow can have numerous applications and arrangements and can be used for the treatment of wastewater from domestic, industrial leachate and even landfills, among others. So, it is a promising technology for wastewater treatment. However, even though the built wet areas have been studied extensively, it is of great importance to choose the appropriate characteristics of the system components to obtain maximum pollutant removal.

The selection of macrophytes and their characteristics must be carefully studied, since it has a positive impact in the removal of pollutants. For the proper dimensioning of the system, the flow to be used, the hydraulic retention time, the organic load rate and the porosity of the substrate must be considered and macrophyte density per superficial area. It is important to standardize these criteria, since there is no uniformity in the design procedures.

The research for emerging substrates is interesting, as they are generally materials that, after use, lose value, so that their use as a substrate in wet areas minimizes their disposal in the environment, such as construction waste. The study of the microbial community of the environment is important because they play a fundamental role in the removal of polluting organic matter and nitrogen, which, in high concentrations in the effluent to be released, unbalances the ecosystem. Furthermore, they are performance indicators of the system. However, to ensure the sustainability and useful life of these systems, it is important to carry out periodic maintenance of their constituents, which is a viable activity, considering that they have low cost and are easy to replace and manage.

Acknowledgments

CAPES: This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) -Finance Code 001".

REFERENCIAS

- Agbohessi, P.T., Toko, I.I., Quédraogo, A., Jauniaux, T., Mandiki, S.N.M., Kestemont, P. (2015) Assessment of the health status of wild fish inhabiting a cotton basin heavily impacted by pesticides in Benin (West Africa). *Science of The Total Environment*, **506**, 567–584. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.047>
- Almuktar, S., Abed, S., Scholz, M. (2017) Recycling of domestic wastewater treated by vertical-flow wetlands for irrigation of two consecutive *Capsicum annum* generations. *Ecological Engineering*, **107**, 82-98. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.002>
- Almeida, S.F., Ferreira, C., Gomes, C., Basto, C., Mucha, A. (2017) Constructed wetlands for the removal of metals from livestock wastewater – Can the presence of veterinary antibiotics affect removals? *Ecotoxicology and Environment Safety*, **137**, 143-148. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.11.021>
- Almeida, A.; Carvalho, F.; Imaginário, M.J.; Castanheira, I.; Prazeres, A.R.; Ribeiro, C. (2017) Nitrate removal in vertical flow constructed wetland planted with *Vetiveria zizanioides*: Effect of hydraulic load. *Ecological Engineering*, **99**, 535-542. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.069>
- Almeida, C.M.R.; Santos, F.; Ferreira, C.F.; Gomes, C.R.; Bastos, M.C.P.; Mucha, A.P. (2017) Constructed wetlands for the removal of metals from livestock wastewater – Can the presence of veterinary antibiotics affect removals? *Ecotoxicology and Environment Safety*, **137**, 143-148. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.11.021>
- Abdelhakeen, S.G., Aboulroos, A.S., Kamel, M.M. (2016) Performance of a vertical subsurface flow constructed wetland under different operational conditions. *Journal of Advanced Research*, **7**, 803-814. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2015.12.002>
- Al-baldawi, I.B. (2018) Removal of 1,2-Dichloroethane from real industrial wastewater using a sub-surface batch system with *Typha angustifolia* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **147**, 260-265. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.08.022>
- Al-Isawi, R., Ray, S., Scholz, M. (2017). Comparative study of domestic wastewater treatment by mature vertical-flow constructed wetlands and artificial ponds. *Ecological Engineering*, **100**, 8-18. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.12.017>
- Ansola, G. and Arroyo, P. (2014) Characterization of the soil bacterial community structure and composition of natural and constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, **473** (474), 63-71. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.125>
- Brisson, J. and Chazarenc, F. (2009) Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte species selection? *Science of the Total Environment*, **407** (13), 3926-3930. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.05.047>
- Brix, H. and Schierup, H. (1989) The Use of Aquatic Macrophytes in Water-Pollution Control. *Journal of the Human Environment*, **18**, 100-107.
- Butterworth, E., Richards, A., Jones, M., Brix, H., Dotro, G., Jefferson, B. (2016) Impact of aeration on macrophyte establishment in sub-surface constructed wetlands used for tertiary treatment of sewage. *Ecological Engineering*, **91**, 65-73. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.017>
- Chandanshive, V.V., Rane, N.R., Tamboli, A.S., Gholave, A.R., Khandare, R.V., Govindwar, S.P. (2017) Co-plantation of aquatic macrophytes *Typha angustifolia* and *Paspalum scrobiculatum* for effective treatment of textile industry effluente. *Journal of hazardous materials*, **338**, 47-56. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.05.021>
- Chen, Y., Wen, Y., Tang, Z., Huang, J., Zhou, Q., Vymazal (2015) Effects of plant biomass on bacterial community structure in constructed wetlands used for tertiary wastewater treatment. *Ecology Engineering*, **84**, 38-45. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.07.013>
- Chen, J., Liu, S., Deng, J., Ying, G. (2019) Removal of steroid hormones and biocides from rural wastewater by an integrated constructed wetland. *Science of the Total Environment*, **660**, 358-365. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.049>
- Cook CDK. (1996) *Aquatic Plant Book*. SPB Academic Publishers, Amsterdam.
- Das, B., Thakur, S., Chaithanya, M.S., Biswas, P. (2019) Batch investigation of constructed wetland microbial fuel cell with reverse osmosis (RO) concentrate and wastewater mix as substrate. *Biomass and Bioenergy*, **122**, 231-237. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.01.017>
- Davis, L (1995) *A handbook of constructed wetlands*. USDA – Natural Resources Conservation Service.

USA, 53p.

- Dong, H., Qiang, Z., Li, T., Jin, H., Chen, W. (2012) Effect of artificial aeration on the performance of vertical-flow constructed wetland treating heavily polluted river water. *Journal Environment Science*, **24** (4), 596-601. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60804-8](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60804-8)
- EEA- European Environment Agency – (2018) URL: https://www.eea.europa.eu/pt/publications#c7=pt&c11=5&c14=&c12=&b_start=0
- Ge, Y., Wang, X., Zheng, Y. (2015) Functions of slags and gravels as substrates in large-scale demonstration constructed wetland systems for polluted river water treatment. *Environmental Science Pollution Research International*, **22**, 12982-12991. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4573-9>
- Giagnorio, M., Amelio, A., Grüttner, H., Tiraferri, A. (2017) Environmental impacts of detergents and benefits of their recovery in the laudering industry. *Journal Cleaner Production*, **154**, 593-601. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.012>
- Grosser, A. (2017) The influence of decreased hydraulic retention time on the performance and stability of co-digestion of sewage sludge with grease trap sludge and organic fraction of municipal waste. *Journal of Environmental Management*, **203** (3), 1143-1157. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.085>
- He, S.B., Xue, G., Wang, B.Z. (2009). Factors affecting simultaneous nitrification and de-nitrification (SND) and its kinetics model in membrane bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, **168** (2-3), 704-710. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.099>
- Hidaka, T., Yamada, H., Kawamura, M., Tsuno, H. (2002) Effect of dissolved oxygen conditions on nitrogen removal in continuously fed intermittent-aeration process with two tanks. *Water Science and Technology*, **45** (12), 181-188. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0425>
- Hijosa-Valsero, M., Reyes-Contreras, C., Domínguez, C., Bécares, E., Bayona, J.M. (2016) Behaviour of pharmaceuticals and personal care products in constructed wetland compartments: Influent, effluent, pore water, substrate and plant roots. *Chemosphere*, **145**, 508-217. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.090>
- Hoffmann *et al* (2011) *Tecnology review of constructed wetlands:Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment*. German: Deutsche Gesellschaft für.
- Hua, G., Zhu, W., Zhao, F., Zhang. (2010) Applying solubilization treatment to reverse clogging in laboratory-scale vertical flow constructed wetlands. *Water Science Technology*, **61** (6), 1479-1487. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.038>
- Hu, X., Liu, X., Yang, X., Guo, F., Su, X., Chen, Y. (2018) Acute and chronic responses of macrophyte and microorganisms in constructed wetlands to cerium dioxide nanoparticles: Implications for wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, **348**, 35-45. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.04.189>
- Huang, J., Cao, C., Yan, C., Guan, W., Liu, J. (2018) Comparison of Iris pseudacorus wetland systems with unplanted systems on pollutant removal and microbial community under nanosilver exposure. *Science of the Total Environment*, **624**, 1336-1347. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.222>
- Ilyas, H. and Masih, I. (2017) Intensification of constructed wetlands for land area reduction: a review. *Environment Science Pollution*, **24** (13), p. 12081–12091. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8740-z>
- Jensen J (1999) Fate and effects of linear alkyl benzene sulfonates (LAS) in the terrestrial environment. *Science total Environment*, **226**, 93-111. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00395-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00395-7)
- Jetten *et al.* (2003) CANON and Anammox in a gas-lift reactor. *Microbiology Letters*, **218**, 339-344.
- Jeziarka, B. and Witeska, M. (1995) The influence of pH on embryonic development of common carp. *Archives of Polish Fisheries*, **3** (1), 85-94.
- Jia, L., Wang, R., Feng, L., Zhou, X.L.V. J., Wu, H. (2018) Intensified nitrogen removal in intermittently-aerated vertical flow constructed wetlands with agricultural biomass: Effect of influent C/N ratios. *Chemical Engineering Journal*, **345**, 22-30. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.03.087>
- Jirge, P.R. (2017) Preparing and Publishing a Scientific Manuscript. *Journal of Human Reproductive Sciences*, **10** (1), 3-9. https://doi.org/10.4103/jhrs.JHRS_36_17
- Jin, Y.X., Wu, S.S., Zeng, Z.Y., Fu, Z.W. (2017) Effects of environmental pollutants on gut microbiota. *Environmental Pollution*, **222**, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.045>
- Kadlec, R.H. and Knight, R.L. (1996) *Treatment wetlands*. Boca Raton, CRC. 893 pp.
- Kraiem, K., Kallali, H., Wahab, M.A., Fra-Vazques, Z. A., Mosquera-Corral, A., Jedidi, N. (2019) Comparative study on pilots between ANAMMOX favored conditions in a partially saturated

- vertical flow constructed wetland and a hybrid system for rural wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, **670**, 644-653. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.220>
- Kucklick, R.J. And Baker, E.J. (1998) Organochlorines in Lake Superior Food Web. *Environmental Science and Technology*, **32**, 1192-1198. <https://doi.org/10.1021/es970794q>
- Lee, C.G., Fletcher, T.D., Sun, G. (2009) Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences*, **9** (1), 11–22. <https://doi.org/10.1002/elsc.200800049>
- Li, M., Wu, H., Zhang, J., Ngo, H.H., Guo, W., Kong, Q. (2017) Nitrogen removal and nitrous oxide emission in surface flow constructed wetlands for treating sewage treatment plant effluent: Effect of C/N ratios. *Bioresource Technology*, **240**, 157–164. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.054>
- Li, H. and Tao, W. (2017) Efficient ammonia removal in recirculating vertical flow constructed wetlands: Complementary roles of anammox and denitrification in simultaneous nitrification, anammox and denitrification process. *Chemical Engineering Journal*, **317**, 972-979. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.02.143>
- Liu, J., Yi, N., Wang, S., Lu, J., Huang, X. (2016) Impact of plant species on spatial distribution of metabolic potential and functional diversity of microbial communities in a constructed wetland treating aquaculture wastewater. *Ecological Engineering*, **94**, 564-573. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.106>
- Lopardo, C.R., Zhang, L., Mitsch, W.J., Urakawa, H. (2019) Comparison of nutrient retention efficiency between vertical-flow and floating treatment wetland mesocosms with and without biodegradable plastic. *Ecological Engineering*, **131**, 120-130. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.01.024>
- Ma, N., Wang, W., Gao, J., Chen, J. (2017) Removal of cadmium in subsurface vertical flow constructed wetlands planted with *Iris sibirica* in the low-temperature season. *Ecological Engineering*, **109**, 48-56. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.09.008>
- Meng *et al* (2014) How to increase microbial degradation in constructed wetlands: influencing factors and improvement measures. *Bioresource Technology*, **157**, 316–326. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.095>
- Metcalf, E. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3a ed. New York: Mc Graw-Hill. 1334p, 1991.
- Moomaw *et al* (2018) Wetlands In a Changing Climate: Science, Policy and Management. *Wetlands*, **38**, 183-205. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1023-8>
- Moshiri, G.A. (1993) *Constructed wetlands for water quality improvement*. CRC Press, Pesacola, Florida. 634pp.
- Mustapha, H.I., Bruggen, J.J.A., Lens, P.N.L. (2018) Optimization of Petroleum Refinery Wastewater Treatment by Vertical Flow Constructed Wetlands Under Tropical Conditions: Plant Species Selection and Polishing by a Horizontal Flow Constructed Wetland. *Water, Air, & Soil Pollution*, **229**, 137-146. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3776-3>
- Mthembu *et al* (2013) Constructed wetlands: A future alternative wastewater treatment technology. *African Journal of Biotechnology*, **12**, 4542-4553. <https://doi.org/10.5897/ajb2013.12978>
- Nivala, J., Boog, J., Headley, T., Aubron, T., Wallace, S., Brix, H., Mothes, S., Afferden, M., Muller, R.A. (2019) Side-by-side comparison of 15 pilot-scale conventional and intensified subsurface flow wetlands for treatment of domestic wastewater. *Science of the Total Environment*, **658**, 1500-1513. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.165>
- Okereke, N.J., Ogidi, O.I., Obasi, K.O. (2016) Environmental and Health Impact of Industrial Wastewater Effluents in Nigeria-A Review. *International Journal of Advanced Research in Biological Sciences*, **3** (6), 55-67. <http://s-o-i.org/1.15/ijarbs-2016-3-6-8>
- Pérez-López, M.E., Arreola-Ortiz, A.E., Zamora, P.M. (2018) Evaluation of detergent removal in artificial wetlands (biofilters). *Ecological Engineering*, **122**, 135-142. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.036>
- Ping, T., Zeshun, X., Yong Chao, Z., Yiping, Z. (2018) Enzyme treatment improves the performance of laboratory-scale vertical flow constructed wetland. *Bioresource Technology*, **268**, 665-671. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.048>
- Ramírez-Vargas, C.A., Arias, C.A., Carvalho, P., Zhang, L., Esteve-Núñez, A., Brix, H. (2019) Electroactive biofilm-based constructed wetland (EABB-CW): A mesocosm-scale test of an innovative setup for wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, **659**, 796-806. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.432>
- Rashid, M., Manzoor, M., Mukhtar, S. (2018) Urbanization and Its Effects on Water Resources: An Exploratory Analysis. *Asian Journal of Water, Environment and Pollution*, **15** (1), 67-74. <https://doi.org/10.3233/AJW-180007>

- Rehman, F., Pervez, A., Mahmood, Q., Nawab, B. (2017) Wastewater remediation by optimum dissolve oxygen enhanced by macrophytes in constructed wetland. *Ecological Engineering*, **102**, 112-126. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.01.030>
- Samal, K., Dash, R.R., Bhunia, P. (2017) Performance assessment of a *Canna indica* assisted vermifilter for synthetic dairy wastewater treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, **111**, 363-374. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.07.027>
- Santos, F., Almeida, C.M.R., Ribeiro, I., Mucha, A. (2019) Potential of constructed wetland for the removal of antibiotics and antibiotic resistant bacteria from livestock wastewater. *Ecological Engineering*, **129**, 45-53. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.01.007>
- Scholz, M. and Xu, J. (2002) Performance comparison of experimental constructed wetlands with different filter media and macrophytes treating industrial wastewater contaminated with lead and copper. *Bioresouce Technology*, **83** (2), 71-79. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00210-3](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00210-3)
- Sculthorpe, C.D. (1985) *The biology of aquatic vascular plants*. London, Edward Arnold. Königstein-West Germany: Koeltz Scientific Books. 597 p.
- Sezerino, P.H. (2015) Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, **20** (1), 151-158. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522015020000096615>.
- [Sharma, P.K., Minakshi, A., Teotia, A., Malaviya, P. \(2018\)](#) Treatment efficiency of vertical flow constructed wetland systems operated under different recirculation rates. *Ecological Engineering*, **120**, 474-480. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.004>
- Silveira, D.D., Belli, F.P., Philippi, K.I.M.B., Molle, P. (2015) Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. *Ecological Engineering*, **77**, 257-264. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.040>
- Silvestrini, N.E.C., Hadad, H.R., Maine, M.A., Sánchez, G.C., Pedro, M.C., Caffaratti, S.E. (2019) Vertical flow wetlands and hybrid systems for the treatment of landfill leachate. *Environmental Science and Pollution Research*, **26** (8), 8019-8027. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04280-5>
- [Silvestrini, N.E.C., Maine, M.A., Hadad, R.H., Nocetti, E., Campagnoli, M.A. \(2019\)](#) Effect of feeding strategy on the performance of a pilot scale vertical flow wetland for the treatment of landfill leachate. *Science of Total Environment*, **648**, 542-549. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.132>
- Somes, N.L.G., Breen, P.F., Wong, T.H.F. (1996) Integrated hydrologic and botanical design of stormwater control wetlands, in: *Proc. 5th Internat. Conf. Wetland Systems for Water Pollution Control*, Universität für Bodenkultur, Vienna, Austria.
- Stefanakis, A.I and Tsihrintzis, V.A. (2014) Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical Engineering*, **181**, 416-430. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.11.108>
- Stefanakis, A.I., Bardiau, M., Trajano, D., Couceiro, F., Williams, J.B., Taylor, H. (2019) Presence of bacteria and bacteriophages in full-scale trickling filters and an aerated constructed wetland. *Science of Total Environment*, **659**, 1135-1145. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.415>
- [Tang, X.Y., Yang, Y., McBride, M.B., Tao, R., Dai, Y., Zhang, X.M. \(2019\)](#) Removal of chlorpyrifos in recirculating vertical flow constructed wetlands with five wetland plant species. *Chemosphere*, **216**, 195-202. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.150>
- Thomas, R., Gough, R., Freeman, C. (2017) Linear alkylbenzene sulfonate (LAS) removal constructed wetlands: the role of plants in the treatment of a typical pharmaceutical and personal care product. *Ecological Engineering*, **106**, 415-422. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.015>
- [Tripathi, S., Sonkar, S., Sarkar, S. \(2011\)](#) Growth stimulation of gram (*Cicer arietinum*) plant by water soluble carbon nanotubes. *Nanoscale*, **3**, 1176-1181.
- Turker, O.C., Ture, C., Bocuk, H., Çiçek, A., Yakar, A. (2016) Role of plants and vegetation structure on boron (B) removal process in constructed wetland. *Ecological Engineering*, **88**, 143-152. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.12.021>
- [Uraka, H., Dettmar, D., Thomas, S. \(2017\)](#) The uniqueness and biogeochemical cycling of plant root microbial communities in a floating treatment wetland. *Ecological Engineering*, **108**, 573-580. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.066>
- Van De Graaf *et al* (1995) Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor. *Microbiology*, **142**, 2187-2196.
- Verbec, W.C.E.P. (2011) Explaining General Patterns in Species Abundance and Distributions. *Nature*

- Education Knowledge*, **3** (10), 38-47.
- Verma, R. and Suthar, S. (2018) Performance assessment of horizontal and vertical surface flow constructed wetland system in wastewater treatment using multivariate principal component analysis. *Ecological Engineering*, **116**, 121-126. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.02.022>
- Von Sperling, M. (2007) *Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors* Volume 5. Department of Sanitary and Environmental Engineering –UFMG. IWA
- Von Sperling, M. (2014) *Introduction to water quality and sewage treatment*. UFMG, Minas Gerais, Brasil.
- Von Sperling, M. and Sezerino, P.H. (2018). *Design of wetlands built in Brazil*. Wetlands Brazil Bulletin, Special Edition, December / 2018. 65 p. ISSN 2359-0548.
- Vymazal, J. (1995). *Algae and Element Cycling in Wetlands*. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.
- Vymazal, J. (2007) Review: Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science Total Environment*, **380**, 48–65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>
- Vymazal, J. and Kröpfelová, L. (2008) *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Holanda Springer Netherlands.
- Vymazal, J. (2011) Long-term performance of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Ten case studies from the Czech Republic. *Ecological Engineering*, **37** (1), 54-63. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.11.028>
- Vymazal, J. (2013) Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. *Ecological Engineering*, **61**, 582–592. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.023>
- Yan, Q., Feng, G., Gao, X., Sun, C., Guo, J.S., Zhu, Z. (2016) Removal of pharmaceutically active compounds (PhACs) and toxicological response of *Cyperus alternifolius* exposed to PhACs in microcosm constructed wetland. *Journal of Hazardous Materials*, **301**, 566-575. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.08.057>
- Yang, Y., Liu, R., Zhao, Y., Morgan, D. (2018) Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetland. *Bioresource Technology*, **261**, 441-452. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.085>
- Yoo, H., Ahn, K.H., Lee, H.J., Lee, K.H., Kwak, Y.J., Song, K.G. (1999) Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently aerated reactor. *Water Research*, **33**, (1), 145-154. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00159-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00159-6)
- Zhang *et al* (2017) Responses of Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium and Denitrification to Plant Presence, Plant Species and Species Richness in Simulated Vertical Flow Constructed Wetlands. *Wetlands*, **37** (1), 109-122. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0846-4>
- Zoopas, F.M., Bernades, A.M., Meneguzzi, A. (2016) Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. *Engenharia Sanitária Ambiental*, **2**, 29-42. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41520201600100134682>.
- Wang, J., Gong, B., Huang, W., Wang, Y., Zhou, J. (2017) Bacterial community structure in simultaneous nitrification, denitrification and organic matter removal process treating saline mustard tuber wastewater as revealed by 16S rRNA sequencing. *Bioresource Technology*, **228**, 31-38. <https://doi.org/10.1016/j.eaef.2016.07.003>**
- Westlake, D.F. (1963) Comparisons of plant productivity. *Biological Reviews*, **38** (3), 485-425. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1963.tb00788.x>
- Wetzel, R.G. *Limnology: lake and river ecosystems*. San Diego: Academic Press, 2001.
- Wojciechowska, E. (2017) Potential and limits of landfill leachate treatment in a multi-stage subsurface flow constructed wetland – evaluation of organics and nitrogen removal. *Bioresource Technology*, **236**, 146-154. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.185>
- Wu, S., Wallace, S., Brix, H., Kusch, P., Kirui, W.K., Mais, F., Dong, R. (2015) Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: challenges, operational strategies and overall performance. *Environment Pollution*, **201**, 107-120. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.03.006>
- Wu *et al* (2018) Enhancement of nitrogen removal via addition of *cattail* litter in surface flow constructed wetland. *Journal of Cleaner Production*, **204**, 205-211. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.036>
- WRG (2030 Water Resources Group) (2009) Charting our water future: economic frameworks to inform decision-making. 2030nWRG, Washington, DC.
- WWAP (World Water Assessment Programme) (2012) The United Nations World Water Development report 4: managing water under uncertainty and risk. UNESCO, Paris

3 CAPÍTULO 2: USO DE CONHAS MARINHAS EM *WETLAND* CONSTRUÍDO PARA A REMOÇÃO DE SURFACTANTE ANIÔNICO EM ÁGUA RESIDUÁRIA

Capítulo preparado em formato de artigo para posterior edição, tradução e
submissão.

USO DE CONCHAS MARINHAS EM WETLAND CONSTRUÍDO PLANTADO COM MACRÓFITA NATIVA *ECHINODORUS SUBALATUS* PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS

RESUMO

Foram operados dois *wetland* construído superficial vertical descendente (WC1 e WC2) plantados com a macrófita nativa emergente *Echinodorus subalatus* (Mart.) Griseb. Em WC1, os substratos usados foram tijolo cerâmico, areia média lavada e conchas de búzios (*Anomalocardia brasiliiana*) e, em WC2, tijolo cerâmico e areia média lavada. O sistema foi operado por 70 dias, em bateladas, com ciclos de 168 h e alimentação com água cinza sintética. A presença de conchas marinhas em WC1 foi um fator diferencial ($p < 0$) para as remoções de surfactante aniônico ($94,09 \pm 7,77\%$), DQO ($88,43 \pm 5,43\%$), fósforo total ($45,98 \pm 9,86\%$) e nitrito ($97,51 \pm 3,40\%$) em WC1, quando comparado com as remoções de surfactante aniônico ($88,62 \pm 9,14\%$), DQO ($78,30 \pm 13,23\%$), fósforo total ($10,85 \pm 3,41\%$) e nitrito ($80,85 \pm 18,11\%$) em WC2. A capacidade de adsorção de fósforo, surfactante aniônico e DQO dos substratos foi calculado a partir da equação isoterma de Langmuir, sendo que a adsorção nos materiais suporte não foi o principal mecanismo de remoção surfactante, DQO e fósforo total. Não foram encontradas bactérias oxidadoras de nitrito em ambos os sistemas. Com o sequenciamento 16S observou-se que o filo Firmicutes foi o mais abundante (96,5%), seguido do filo Proteobacteria (3,5%). Os índices de diversidade revelaram que no sistema a diversidade de bactérias é baixa, possivelmente devido ao tipo de efluente utilizado. A maior velocidade de crescimento da raiz ($0,003 \text{ cm dia}^{-1}$) e ganho de massa (8,4%) foi observado nas macrófitas do tanque WC1. A microscopia eletrônica por varredura feita nos substratos do WC1 apresentou a formação de biofilme. Os resultados sugerem que a utilização de concha marinha como substrato alternativo ajudou a melhorar a eficiência de remoção de poluentes.

Palavras-chaves: planta aquática; substrato; poluentes emergentes; tijolo cerâmico.

USE OF SEA SHELLS IN WETLAND CONSTRUCTED PLANTED WITH NATIVE MACROPHYTE *ECHINODORUS SUBALATUS* FOR TREATMENT OF GRAY WATER

ABSTRACT

Two wetland constructed superficial vertical descent (WC1 and WC2) planted with the emergent native macrophyte *Echinodorus subalatus* (Mart.) Griseb were operated. In WC1, the substrates used were ceramic brick, medium washed sand and whelk shells (*Anomalocardia brasiliiana*) and, in WC2, ceramic brick and medium washed sand. The system was operated for 70 days, in batches, with cycles of 168 h and fed with synthetic gray water. The presence of marine shells in WC1 was a differential factor ($p < 0$) for the

removal of anionic surfactant ($94.09 \pm 7.77\%$), COD ($88.43 \pm 5.43\%$), total phosphorus ($45.98 \pm 9.86\%$) and nitrite ($97.51 \pm 3.40\%$) in WC1, when compared with anionic surfactant removals ($88.62 \pm 9.14\%$), COD ($78.30 \pm 13.23\%$), total phosphorus ($10.85 \pm 3.41\%$) and nitrite ($80.85 \pm 18.11\%$) in WC2. The adsorption capacity of phosphorus, anionic surfactant and COD of the substrates was calculated from the Langmuir isotherm equation, and the adsorption on the support materials was not the main mechanism of removal of surfactant, COD and total phosphorus. Nitrite oxidizing bacteria were not found in both systems. With 16S sequencing, it was observed that the Firmicutes phylum was the most abundant (96.5%), followed by the Proteobacteria phylum (3.5%). The diversity indices revealed that the diversity of bacteria in the system is low, possibly due to the type of effluent used. The highest root growth speed ($0.003 \text{ cm day}^{-1}$) and mass gain (8.4%) was observed in macrophytes from tank WC1. Scanning electron microscopy performed on WC1 substrates showed biofilm formation. The results suggest that the use of marine shell as an alternative substrate helped to improve the pollutant removal efficiency.

Keywords: Ceramic brick.; Emerging pollutants; Macrophyte; Substrate.

INTRODUÇÃO

Comunidades rurais são caracterizadas por densidade populacional baixa, o que faz com que seja importante a adoção de sistemas de baixo custo e com o mínimo de complexidade possível, de forma que os sistemas *wetlands* podem ser uma alternativa segura e eficaz para atendimento dessa demanda (VALIPOUR e AHN, 2016), tanto em relação à remoção de matéria orgânica, como quanto à remoção de surfactante iônico e fósforo (SHI *et al.*, 2017; YASAR *et al.*, 2018). Apenas 9% da população que vive nessas áreas é atendida por rede de coleta (WHO-UNICEF, 2017), o que requer atenção especial, sendo que as águas cinzas que são as maiores fontes de surfactantes no esgoto doméstico pois compõem 70% do seu volume total (NSW HEALTH, 2000; SHREYA *et al.* (2021). De acordo com Palmer e Hatley (2018), a remoção de surfactantes é um processo importante no tratamento de águas residuárias para a proteção da qualidade da água no qual será descartado, isso por que esses compostos podem causar uma série de problemas ao ambiente aquático, dificultando ainda a transferência de oxigênio atmosférico para o meio aquoso e modificando as características de sedimentação dos sólidos em suspensão (RAMIREZ-MORALES *et al.*, 2020; e ROUT *et al.*, 2021).

Os sistemas descentralizados como os *wetlands* construídos (SWC) são uma

alternativa viável, pois podem ser operados em pequena escala, sem grande investimentos e custos para a população (MOREIRA e DIAS, 2020). A literatura reporta que o SWC é bastante utilizado para a remoção de demanda química de oxigênio (GUO *et al.*, 2020), fósforo (GACIA *et al.*, 2019) nitrogenadas (DONOSO *et al.*, 2019), fármacos (WOLECKI *et al.*, 2020) e metais pesados (ETTEIEB *et al.*, 2021), sendo usados diferentes tipos de substratos, os quais são classificados em: convencionais e emergentes (BAI *et al.*, 2021).

A concha marinha e o tijolo cerâmicos são classificados como substratos emergentes por serem materiais de fácil acesso e em constante estudo (TAN *et al.*, 2019) e a sua utilização traz uma possibilidade de aproveitar o resíduo gerado pela atividade marisqueira e da construção civil. Além disso, elementos que compõem esses materiais, podem melhorar a eficiência de tratamento quanto à remoção de fósforo e surfactantes já que os tijolos cerâmicos tem em sua composição argilas com ferro que possui elevada capacidade de troca catiônica (NEUMANN *et al.*, 2000; GARCÍA *et al.*, 2010) e as conchas marinhas possuem carbonato de cálcio no qual também possui potencial de adsorção de fósforo (MONACO *et al.*, 2012). A busca por esses substratos adsorventes alternativos pode ser justificada pelo fato de amenizar os custos no processo de adsorção devido ao menor custo e maior disponibilidade destes materiais emergentes.

Para utilização de uma macrófita no sistema é necessário um estudo prévio sobre a mesma, para saber se a espécie tem o risco de torna-se invasora. De acordo com Peres *et al.* (2018), se a macrófita escolhida pertencer a gênero e família muito diferentes das espécies nativas do local que será implantado o sistema, as mesmas podem dispersar e começar a ocupar nichos vazios, bem como criar linhagens com maior capacidade de invasão a partir da hibridização com espécies nativas. Logo, pode causar perda de biodiversidade (PADILLA e WILLIAMS, 2004; HUSSNER, 2012), ameaçando conservação de escala e integridade do ecossistema (VILÀ *et al.*, 2010). A macrófita escolhida para este estudo foi a *Echinodorus subalatus*, escolhida por ser nativa da região e ser resistente às condições climáticas locais da região do semiárido brasileiro.

Por tanto, o presente estudo avaliou a eficiência de remoção de poluentes em águas cinzas com uso de *wetland*, comparando a influência do emprego de camada de concha marinha (*anomalocardia brasiliiana*) como substrato do SWC, plantado com espécie nativa da região *Echinodorus subalatus* (Mart.) Griseb no tratamento de água cinza sintética.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 *Wetland* construído em escala piloto

O experimento foi realizado na cidade de Fortaleza, Ceará, Brasil, no jardim didático e experimental do Departamento de Biologia da Universidade Federal do Ceará (UFC), no *campus* do Pici (3°44'41.06"S, 38°34'25.88"O, elevação 23 m). A cidade está localizada na região nordeste do Brasil e possui um clima tropical, quente, com temperatura média anual de 26,5 °C. O experimento foi realizado no primeiro semestre do ano (maio – julho de 2021) com precipitação de 367 mm nos somatórios dos meses média de 77% de umidade e 8,7 horas de sol nesse período (FUNCEME, 2022 e INMET, 2022).

No sistema *wetland* construído superficial vertical descendente a água residual foi adicionada verticalmente e gradualmente até 60% do volume do leito e percolou por todo o leito até a base, no qual é recolhido por um sistema de drenagem (VYMAZAL e KROPFLOVÁ, 2008). O reservatório de alimentação (1 m x 1 m x 1 m), distribuía o afluente por gravidade para os tanques de tratamento WC1 e WC2 (1 m x 1 m x 0,8 m), em tubos de PVC de 25 mm de diâmetro, conforme Figura 1. Cada WC de tratamento possui um sistema de entrada por gotejamento do afluente e de saída do efluente por drenagem.

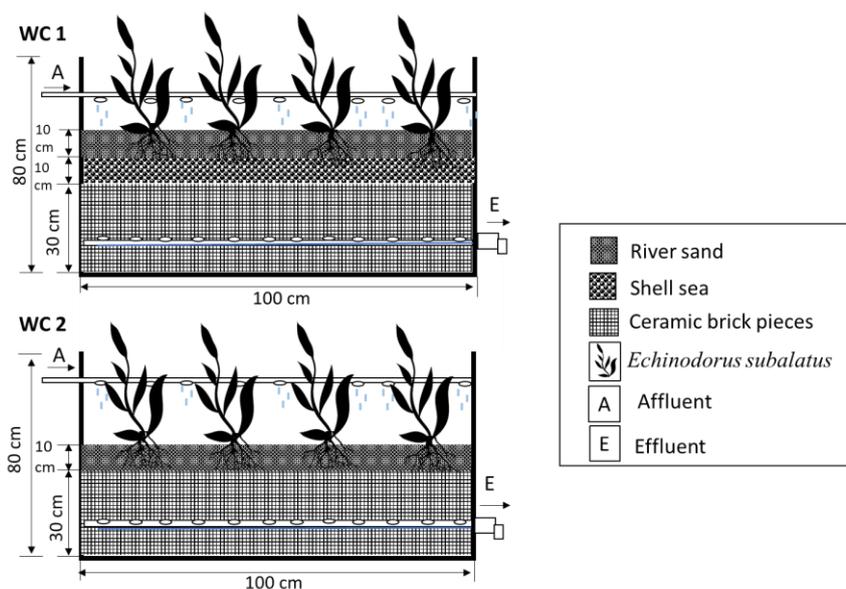
Figura 1. *Wetland* construído em escala piloto



Fonte: Autores (2021)

O volume útil total nos *wetlands* era de 230 m³. No WC1 foram utilizados como substrato areia média lavada de rio ($\varnothing = 0,42$ a 2,00 mm), conchas marinhas e tijolo cerâmico. Já no WC 2 não foram adicionadas conchas marinhas para posterior comparação de eficiência. A distribuição das camadas pode ser observada na Figura 2.

Figura 2. Perfil das camadas de substratos dentro do *wetland* construído

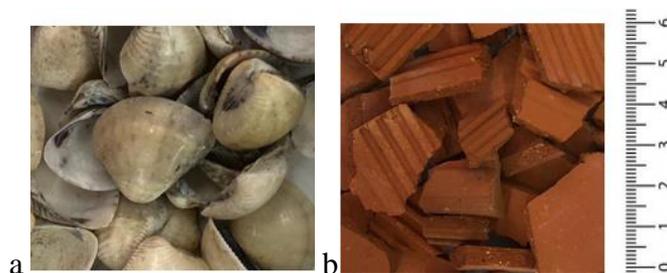


Fonte: Autores (2022)

O tijolo cerâmico ($\varnothing \sim 5$ cm) e as conchas marinhas ($\varnothing \sim 3$ cm) (Figura 3) foram escolhidas por serem opções de substratos que possuem características adsorventes que melhorem a remoção de poluentes ainda que em estudo e por serem resíduos de atividades da construção civil e marisqueira, respectivamente.

Algumas das características desses materiais que permitem essa afirmação é que o tijolo cerâmico tem em sua composição Alumínio e Silício que possibilitam que os cations dos poluentes fiquem adsorvidos devido às substituições isomórficas (WHITE *et al.*, 2011).

Figura 3. Substratos emergentes usados nos tanques WC1 e WC2 do sistema wetland construído, respectivamente, conchas marinhas (a) e tijolos cerâmicos (b).



Fonte: Autores (2021).

As conchas marinhas da espécie *anomalocardia brasiliiana* foram doadas por marisqueiros da cidade de Acaraú-Ceará e os tijolos cerâmicos foram comprados no comércio local. Ambos os materiais foram lavados com água corrente previamente para

a retirada de impurezas mais grosseiras. Por possuírem cálcio e carbonato de cálcio em sua composição há uma tendência de precipitação ou adsorção do fósforo por afinidade (PARADELO *et al.*, 2016).

A caracterização do leito reacional nos WC1 e WC2 do sistema *wetland* estudado pode ser observada na Tabela 1.

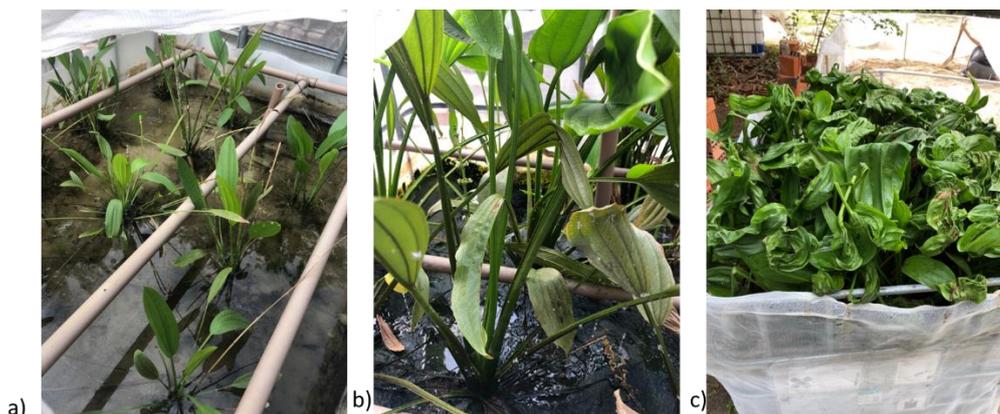
Tabela 1. Caracterização do meio reacional nos WC1 e WC2.

	Concha*	Tijolo	Areia
Volume do leito (m ³)	0,1	0,3	0,1
Densidade do material do substrato (kg.m ⁻³)	1260	1100	1700
Massa de substrato adicionada (kg) ⁽¹⁾	120	150	80
Volume ocupado pelo substrato (m ³) ⁽²⁾	0,087	0,136	0,047
Volume de vazios no leito (m ³) ⁽³⁾	0,013	0,164	0,053
Porosidade do leito (%)	13	55	53
pH	8,98	6,52	NE
Volume microporo (cm ³ .g ⁻¹)	0,091		
Diâmetro médio dos poros (nm)	2,11	2-5	0,2-2

Equações ⁽¹⁾ $V_s = \frac{M}{d}$ Onde se lê: Vs: volume ocupado pelo substrato (m³); M: massa do material empregado como substrato (g); d: densidade do substrato (g/m³); ⁽²⁾ $V_v = \frac{V_l}{V_s}$ Onde se lê: Vv: volume de vazios no leito do tanque (m³); Vl: volume do leito em relação à camada ocupada pelo substrato no tanque de *wetland*; Vms: volume ocupado pelo substrato (m³); ⁽³⁾ $\xi = 100 \times \frac{V_v}{V_l}$ Onde se lê: ξ : porosidade do leito (%); Vs: volume ocupado pelo substrato (m³); Vl: volume do leito em relação à camada ocupada pelo substrato no tanque de *wetland*; NE= Dados não encontrados. Fonte: Cabral et al., (2021).

No experimento foram utilizadas 20 mudas adultas da macrófita nativa *Echinodorus subalatus* (Mart.) Griseb (20 mudas m⁻²) no sistema *wetland* construído, de modo que o indivíduo ocupasse um quadrante de 25 x 25 cm (Figura 4). A escolha de *Echinodorus subalatus* (Mart.) Griseb ocorreu por se tratar de uma espécie resistente às condições climáticas locais da região do semiárido brasileiro, marcada por temperaturas elevadas e intensa evaporação.

Figura 4. Macrófita nativa *Echinodorus subalatus* (Mart.) Griseb: a) posicionamento das mudas de macrófitas em quadrante de 25 x 25 cm; b) Crescimento de forma emergente; c) tamanho das macrófitas ao final do experimento.



As mudas de macrófitas foram retiradas de áreas naturais da região de Caraúbas-Caucaia-Ceará (3°38'57.81"S, 38°48'26.84"O) e transportadas em sacos plásticos e caixas térmicas até o jardim experimental, após um período de adaptação de 15 dias com renovação da carga orgânica (25% v/v) a cada 5 dias com adição de água residual “*in natura*” oriundo da pia de banheiro doméstico, as plantas aquáticas estavam aptas a serem utilizadas. Esta espécie foi escolhida por apresentar ampla distribuição no estado do Ceará e por ser uma planta perene, resistente à estação seca e por desenvolver um porte herbáceo bem desenvolvido (MATIAS, 2007).

A água residual utilizada neste experimento foi sintética, simulando a água cinza oriunda da pia e chuveiro de banheiro doméstico, preparada seguindo a metodologia adaptada de Abed e Scholz (2016). A água cinza sintética foi preparada com água de poço (sem cloro) e tinha a seguinte composição para cada 100 L de água de abastecimento (g): celulose microcristalina (0,15), fosfato de potássio (1,32), cloreto de sódio (25), extrato de carne (10), amido solúvel (0,5), sacarose (0,875), cloreto de amônio (5,1), pasta de dente (2), cloreto de magnésio (0,70), bicarbonato de sódio (10) e cloreto de cálcio (0,45), além de 300 mL de xampu e 300 ml de sabonete líquido. Ainda foi adicionado 1L de água cinza *in natura* oriunda de uma pia de banheiro doméstico para 100L de efluente sintético, como fonte de material microbiológico.

O sistema foi operado em bateladas de 168 h, com intervalo de repouso de uma hora. A vazão de distribuição era de $0,17 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$ e a de esvaziamento de $0,00022 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$. Ao final de um ciclo de operação, o reservatório recebia uma nova água residuária, iniciando-se um novo ciclo. Foram realizados no total de 10 ciclos.

2.2 Parâmetros analisados

Foram realizadas análises na entrada e saída dos wetlands, com amostragem em duplicata, dos parâmetros temperatura (°C), pH (4500-H⁺ B), oxigênio dissolvido OD

(mg L⁻¹) (4500-O B'), potencial redox (mV) (2580 ORP), alcalinidade ALC (mg CaCO₃ L⁻¹) (2320 B), dureza D (mg CaCO₃ L⁻¹) (2340 C), demanda química de oxigênio DQO (mg.L⁻¹)(5220 D), fósforo total FT (mg L⁻¹) (4500-P I), amônia NH₄-N (mg L⁻¹) (4500-NH₃-N C), nitrito NO₂-N (mg L⁻¹) (4500 – NO₂⁻ B)e nitrato NO₃-N (mg L⁻¹) (4500-NO₃⁻) de entrada e saída do sistema, seguindo as determinações analíticas que estão estabelecidas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Para a análise do surfactante aniônico SA (mg L⁻¹) foi seguida a metodologia da ABNT NBR 10738, com adaptação de Jurado *et al.* (2006). Para o monitoramento microbiológico foi feito a quantificação de bactéria oxidadora de amônia (BOA), de bactéria oxidadora de nitrito (BON) e de bactéria desnitrificante (DES) de acordo com a metodologia número mais provável (NMP) de Alexander e Clarc (1982) e bactérias heterotróficas pela técnica de *spread plate* para a contagem de colônias em UFC mL⁻¹ no final do experimento. Análises microbiológicas de coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* (*E. coli*) foram realizados usando metodologias de Número Mais Provável (NMP) (CEREDA *et al.*, 1986) para avaliar a remoção desses microrganismos presentes no efluente.

2.3 Ensaio isotérmico de adsorção

Foi avaliada a capacidade de adsorção do tijolo vermelho cerâmico e das conchas marinhas utilizadas como substrato neste experimento em relação ao fósforo total, surfactantes e DQO presentes na água residual sintética, a partir de ensaio isotérmico. A equação de Langmuir está entre as mais usadas pois é capaz de prever a capacidade máxima de adsorção do material (NASCIMENTO, *et al.* 2014), ela é representada pela Equação 1 (LANGMUIR, 1918).

$$q = \frac{q_{max}K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (1)$$

Em que:

q: quantidade do soluto adsorvido por grama de adsorvente no equilíbrio (mg g⁻¹);

q_{max}: capacidade máxima de adsorção (mg g⁻¹);

K_L: constante de interação adsorvato/adsorvente (L mg⁻¹);

C_e: concentração do adsorvato no equilíbrio (mg L⁻¹).

Assim, os substratos foram previamente lavados em água corrente e secos por 24h no ambiente para a retirada de impurezas. Foram pesados 20 g de cada substrato colocado em um erlenmeyer contendo 250 mL da água residual sintética. Os ensaios foram realizados em 2 (duas) réplicas com amostragem nos tempos de 0,5,10,15, 30, 60 e 70 sob agitação em mesa shaker (100 ppm), mantendo-se constante a temperatura ($28 \pm 1^\circ\text{C}$). Foram observadas as concentrações de saturação para cada um dos materiais avaliados e feito o balanço de massa para verificar o quanto foi removido por via biológica e ou precipitação e o quanto foi por adsorção.

As estimativas de massa total retidas de surfactante aniônico, fósforo total e DQO foram feitas a partir das concentrações de entrada e saída de cada, que foram multiplicadas pelo volume do afluente/volume útil para obter a massa inicial/final de cada poluente.

1.4 Avaliação de crescimento das macrófitas

Como a raiz é o órgão da planta responsável pela função de absorção, logo é nela que ocorre a remoção de poluentes presente na água (DWIVEDI *et al.*, 2008). Portanto, foram selecionadas 3 macrófitas de cada tanque para fazer o monitoramento do crescimento. Quinzenalmente, as macrófitas eram retiradas do tanque para acompanhar o crescimento da maior raiz com uma régua e feito a pesagem da planta com auxílio de uma balança digital. Logo após, as plantas eram devolvidas ao mesmo local de retirada.

2.5 Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV) e Espectroscopia por Energia Dispersiva (EDS)

Para a visualização e caracterização dos substratos (Raíz, areia, tijolos e conchas) do WC1 e WC2 após o período de tratamento, foi feita a técnica de MEV no qual foi fornecido fotografias da formação do biofilme e de forma simultânea a técnica EDS para analisar a composição nos substratos. As análises foram secas pelo ponto crítico (Secadora de Ponto Crítico Quorum K850 WM), fixação com fita de carbono e metalizado com ouro (Metalizadora QT150 ES – Quorum), o procedimento foi feito pela Central analítica -UFC com Microscópio Eletrônico de Varredura Quanta 450-FEG – FEI.

2.6 Sequenciamento 16S

Após a realização do experimento e comparação dos resultados obtidos, amostras dos substratos do WC1 foram retiradas para serem submetidas à extração de DNA e sequenciamento dos micro-organismos para o Domínio Bactéria.

A amostragem para a biologia molecular foi realizada utilizando porções dos substratos (raízes, tijolo, conchas e areia) compondo amostra única. Esta foi coletada, lavada com tampão fosfato, e centrifugadas a 4°C. Em seguida estas amostras foram agitadas em frascos de vidro (10 mL) com solução de NaCl à 0,9% para promover o desprendimento do biofilme do substrato. Após isso, as amostras foram lavadas com tampão fosfato e armazenadas a -20°C. O DNA da amostra foi extraído com o Kit DNeasy PowerSoil Pro (Qiagen). Os fragmentos resultantes foram submetidos ao sequenciamento na plataforma Nanopore Oxford. Após o processamento de *reads* e remoção de chimeras uma média de 1.400 reads por amostra permaneceram, e foram utilizados nas etapas seguintes. Os *reads* foram mapeados ao banco de dados de referência de 16S utilizando a ferramenta Minimap 2, e foram processados usando Python.

2.6.1 Análise de diversidade

A partir dos resultados do sequenciamento e com a finalidade de avaliar a diversidade ecológica alpha (α) das comunidades bacterianas foram utilizados os seguintes índices: Shannon (Mede o grau de incerteza em prever a que espécie pertencerá um indivíduo escolhido, ao acaso, de uma amostra com S espécies e N indivíduos.), Simpson (mede a probabilidade de 2 indivíduos, selecionados ao acaso na amostra, pertencer à mesma espécie) e Chao 1 (estimadores baseados no número de espécies raras dentro de uma amostra) (MAGURRAN, 1988; BROWER & ZARR, 1984).

2.7 Análise estatística

As variáveis resposta das análises de demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total (FT), amônia (NH₄-N), nitrito (NO₂-N), nitrato (NO₃-N), surfactante aniônico (SA) e os dados de crescimento das macrófitas foram submetidos inicialmente aos testes de normalidade de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$) e de homocedasticidade de Levene ($p < 0,05$). As variáveis que atenderam os pressupostos de normalidade e homogeneidade de variâncias foram submetidas à análise ANOVA de uma via para comparar a significância estatística das diferenças ($p < 0,05$) entre os tanques WC1 e WC2 e foi

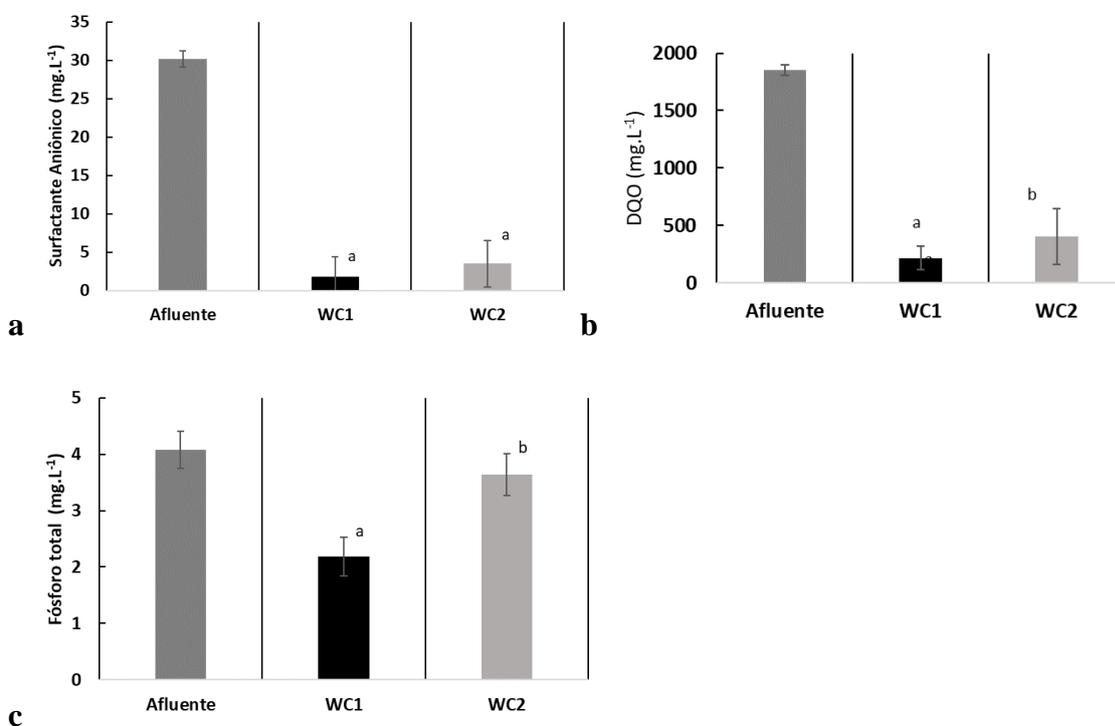
realizado o teste de comparação de Tukey.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Desempenho do *wetland* construído

Em relação ao desempenho do sistema de *wetland* construído em batelada, o afluente apresentou concentração média inicial do surfactante iônico de $30,15 \pm 1,04 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 4a), registrando-se no tanque WC1 – substrato de areia lavada, concha marinha e tijolo cerâmico – uma eficiência de remoção média de $94,09 \pm 6\%$, resultando em um efluente com a presença do surfactante em concentração média final de $1,93 \pm 0,81 \text{ mg L}^{-1}$. Em WC 2 – substrato de areia lavada e tijolos –, a eficiência média de remoção do surfactante foi menor, de $88,62 \pm 9,14 \%$, com a concentração média final de $3,50 \pm 3,03 \text{ mg L}^{-1}$, a qual foi quase duas vezes maior que a presente no efluente do WC 1.

Figura 4. Desempenho do sistema *wetland* construído com distribuição da alimentação em fluxo vertical para a remoção de (a) surfactante, (b) matéria orgânica carbonácea em termos de DQO, (c) fósforo em WC 1 e WC 2.



Os dados são apresentados como média e desvio padrão; Não houveram evidências para se rejeitar a normalidade dos resíduos pelo teste de Shapiro-Wilk a 5% de probabilidade; Não houveram evidências para se rejeitar a homogeneidade de variâncias pelo teste de Levene a 5% de probabilidade. Os resultados dos tanques T1 e T2 foram comparados por ANOVA único fator e feito o teste de Tukey. Médias que não

compartilham a mesma letra são significativamente diferentes.

O uso de concha como substrato demonstrou ser um diferencial, conforme a análise estatística das médias de eficiência de remoção de surfactante aniônico entre WC 1 e WC 2, usando a correlação ANOVA ($p < 0,05$, 95% de confiança), indicando que estatisticamente a eficiência média foi significativamente diferente ($p = 0,0007$). Contudo, é importante mencionar que tanto WC1 como WC2 apresentaram remoção eficiente dos surfactantes, com percentuais médios de remoção acima de 80%, com valores de remoção mínimos e máximos de 79% e 100%, respectivamente.

Os autores Pérez-López, Arreola-Ortiz e Zamorra (2018) também avaliaram a remoção de detergente presente em águas cinzas em *wetland* construído em forma de cilindro vertical de PVC de 6 " com lâmina d'água de 40 cm, plantados com macrófita emergente *Schoenoplectus americanus*, em sistema contínuo com o tempo de detenção hidráulica de 15 dias. O afluente era adicionado pela parte superior e recolhido na base do cilindro, e obtiveram eficiência de remoção próxima a este trabalho. Foram utilizados tezontle, cascalho e fibra de agave como substrato. Foi alcançado 90% de remoção quando utilizado a fibra de agave em sistema contínuo a partir de uma concentração média inicial de $83 \pm 13 \text{ mg L}^{-1}$ de surfactante aniônico. Porém, os autores comentaram que para utilizar a fibra de agave com substrato é preciso realizar um tratamento prévio que pode ser uma desvantagem para a sua utilização.

Os autores Shreya *et al.* (2021) fizeram uma revisão sobre os materiais naturais adsorventes que são utilizados na remoção de tensoativos em águas cinzas e as conchas marinhas não apareceram na listagem. O que corrobora com o fato de não serem encontrados nas bases de pesquisas (Science direct e Springer) de estudos de remoção de surfactante aniônico com a utilização de conchas marinhas, utilizando as palavras chaves: “wetland construído”, “surfactantes”, “conchas marinhas”, também traduzidas para inglês, sem determinação de ano.

De acordo com Nitschke e Pastore (2002), a biodegradação do surfactante acontece por meio da atividade metabólica dos micro-organismos, tais como bactérias presentes nos rizomas das plantas aquáticas, que utilizam o surfactante como fonte de carbono. No presente estudo, com a análise metagenômica em WC1, foi possível identificar, com menos de 1% de abundância relativa, os gêneros *Acidovorax* e *Clostridium*, e com 1,94%, o gênero *Pseudomonas*. Esses gêneros, entre outros, encontram-se relacionados com a degradação de LAS e de antibióticos (ANDRADE *et*

al. 2020; MACHADO *et al.*, 2020).

Poucos são os trabalhos que avaliam o papel desempenhado pelas macrófitas na remoção do surfactante aniônico. Thomas, Gough e Freeman (2017) estudaram a remoção do surfactante aniônico por 5 espécies de macrófitas (*Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Salix viminalis*, *Iris* e *Juncus effusus*), individualmente, em escala laboratorial com esgoto artificial contendo 10 mg L⁻¹ de Linear Alquil Benzeno Sulfonato de Sódio (LAS), por 12 dias. O substrato usado foi cascalho. Esses autores observaram diferenças na remoção do LAS entre as espécies estudadas, com diferentes concentrações finais: *Typha* (0,23 mg L⁻¹), *Iris* (0,12 mg L⁻¹), *Juncus* (0,10 mg L⁻¹), *Salix* (0,09 mg L⁻¹) e *Phragmites* (0,08 mg L⁻¹). Os autores obtiveram concentrações finais menores, porém a concentração de entrada de surfactante foi 3x menor que o utilizado neste estudo.

Não foram encontrados na literatura estudos de *wetland* construído com a utilização da macrófita *Echinodorus subalatus* utilizada neste estudo. A pesquisa foi feita nas bases de dados Science direct e Springer com as palavras chaves: “*wetland* construído” e “*Echinodorus subalatus*”. As taxas de remoção de DQO e fósforo em diferentes WCs são descritos na Tabela 3 em comparação com o presente estudo.

Tabela 3. - Comparação de diferentes técnicas de WCs para remoção de DQO e Fósforo com diferentes macrófitas e substratos.

AUTORES	TIPO DE WC	MACRÓFITA	SUBSTRATO	Afluente	TDH/ciclo	REMOÇÃO DQO	REMOÇÃO FÓSFORO
Chand, Kumar e Suthar (2021)	Vertical com fluxo descendente	<i>Colocasia esculenta</i>	cascalhos e biocarvão de esterco de gado	Água residual doméstica sintética	72h	91% (C0=1046 mg L ⁻¹)	64% (C0=4,08 mg L ⁻¹)
Huang et al. (2019)	Vertical de fluxo subsuperficial não aerado	<i>Acorus calamus L</i>	Cascalhos	Água residual doméstica in natura	48h	92%	n/a
Yusoff et al. (2019)	Vertical com fluxo subsuperficial	<i>Scirpus grossus</i>	cascalho e areia	Efluentes de papel e celulose reciclados	6 dias	66,1% (C0= 109 mg L ⁻¹)	n/a
Ho et al. 2020	Horizontal com fluxo subsuperficial	<i>Brachiaria mutica</i>	cascalho e areia	Água residual doméstica in natura	7,7 dias	81% (C0=150 mg L ⁻¹)	45% (C0=20 mg L ⁻¹)
Garcia-avila et al. 2019	Vertical com fluxo subsuperficial	<i>Phragmites Australis</i>	brita e areia	águas residuais municipais	1,12 dias	64% (C0=222 mg L ⁻¹)	49 % (C0=7,42 mg L ⁻¹)
		<i>Cyperus Papyrus</i>	Brita e areia	águas residuais municipais	1,12 dias	69% (C0=222 mg L ⁻¹)	50% (C0=7,42 mg L ⁻¹)
Lavrnjic et al. (2020)	Vertical de fluxo subsuperficial	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha latifolia</i> and <i>Carex spp.</i>	solo real	Água de drenagem agrícola	6,7 dias	51% (C0=24,3 mg L ⁻¹)	(-)27% (C0= 0,05 mg L ⁻¹)
Trein, Zumalacarregui e von Sperling (2018)	Modelo Francês em batelada	<i>Cynodon dactylon Pers.</i>	Brita	Água residual doméstica in natura	a cada 1h	69% (C0=493,8 mg L ⁻¹)	n/a
Millot et al. (2016)	Modelo Francês em batelada	<i>Phragmites australis</i>	brita e seixo	Água residual doméstica in natura	a cada 1:30h	75% (CO=652 mg L ⁻¹)	n/a
Lima et al. (2017)	Fluxo vertical em batelada	<i>E. crassipes</i>	Tijolos cerâmicos	Água residual doméstica sintética	cada 48h	73% (C0= n/a)	87% (C0= n/a)
Mendonça et al. (2012)	Fluxo horizontal em batelada	<i>Typha dominguensis</i>	brita e areia	águas residuárias de laticínio	cada 48h	n/a	34,3% (C0=15,6 mg L ⁻¹)

*n/a= não avaliado ou não informado ** C0= concentração inicial

Em relação à matéria orgânica, o afluente apresentou concentração média inicial de $1851,67 \pm 42,41 \text{ mg L}^{-1}$ de DQO (Figura 3b). A concentração final média de matéria orgânica em WC1 foi de $214,67 \pm 101,88 \text{ mg L}^{-1}$ ($88,43 \pm 5,43\%$), valor este praticamente igual à metade do que foi encontrado em WC2, de $402,33 \pm 245,25 \text{ mg L}^{-1}$ ($78,30 \pm 13,23\%$), de modo que na unidade que recebeu adição de conchas marinhas como substrato, o efluente final possuía menor teor de matéria orgânica carbonácea. Ao analisar estatisticamente as médias da concentração final, a ANOVA ($p < 0,05$, 95% de confiança) indicou que os tanques WC1 e WC2 são significativamente diferentes ($p=0,048$), endossando que a camada de concha favorece melhor remoção do conteúdo orgânico, em termos de DQO.

As remoções de matéria orgânica verificadas no presente trabalho foram superiores às relatadas por Trein, Zumalacarregui e von Sperling (2018) e Millot *et al.* (2016) (Tabela 3), respectivamente, 69% e 75%, medida em DQO. Em ambos os trabalhos, os *wetlands* também foram operados em bateladas, no modelo francês, porém a concentração inicial de matéria orgânica inicial a remover era menor, de 3,75 e de 2,84 vezes em relação ao *wetland* operado pelos autores respectivamente. Em Trein, Zumalacarregui e von Sperling (2018), o esgoto doméstico era previamente submetido à peneiras, sendo então encaminhado para o *wetland* em 24 ciclos operacionais por dia, sendo plantado Tifton 85 (*Cynodon dactylon Pers.*) e com substrato de três camadas de brita com dimensões diferentes (brita 3, Ø: 19 a 50 mm; brita 1, Ø: 4,8 a 25 mm; brita 0, Ø: 2,4 a 12,5 mm). Já Millot *et al.* (2016), também ao operarem um *wetland* modelo francês com 18 bateladas diárias, plantado com *Phragmites australis*, em e brita (Ø: 2-6 mm) e seixo (Ø: 12-22), como substrato, para tratamento de esgoto doméstico. É importante observar que esses autores operaram com tempo de operação muito menor que o usado nessa pesquisa, 1 e 1,33 h, respectivamente, enquanto que na presente pesquisa, o *wetland* foi operado com o tempo de 7 dias, requerido pela maior concentração inicial de matéria orgânica.

Operando outro modelo de *wetland* e utilizando macrófitas e substratos diferentes do usado neste estudo, conforme a Tabela 3, os autores Yusoff *et al.* (2019) estudaram o tratamento de efluentes de papel e celulose reciclados obtiveram apenas 66,1% de remoção de DQO, valor inferior ao encontrado neste trabalho o que pode ser devido as diferentes configurações utilizadas que podem não têm influenciado positivamente na remoção.

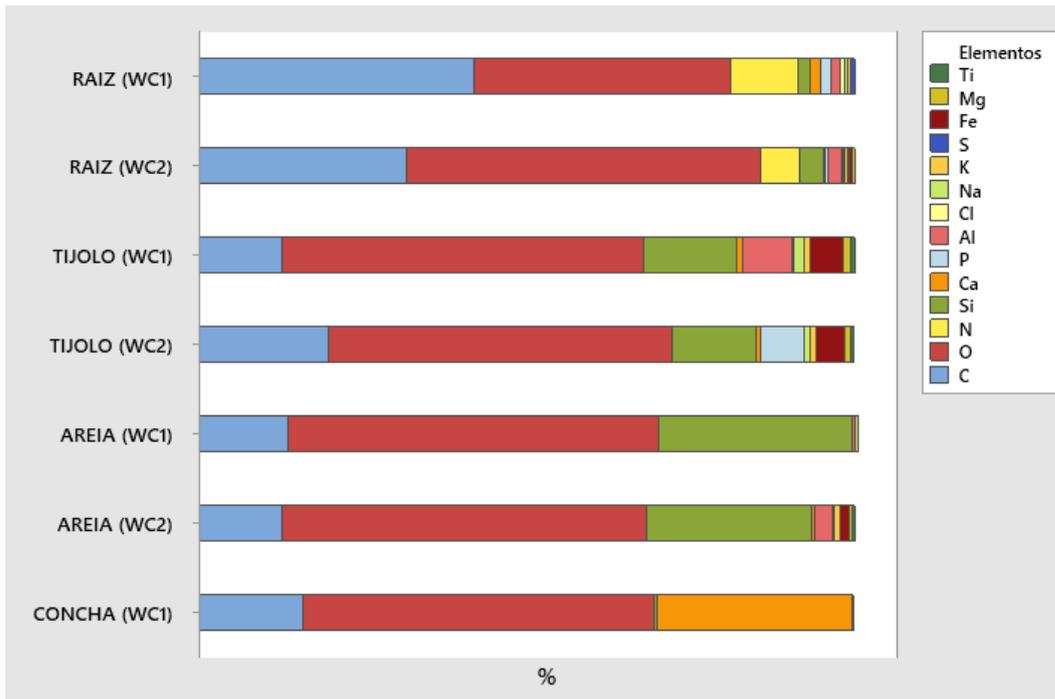
Durante todo o período experimental, o WC1 teve um desempenho superior ao do WC2, o que ocorreu também quanto à remoção de fósforo total (Figura 3c), a partir de uma concentração afluente média de fósforo total de $4,07 \pm 0,33 \text{ mg L}^{-1}$.

No tanque que possuía conchas marinhas (WC1), a eficiência de remoção média de fósforo total foi de $45,98 \pm 9,86\%$ e sua concentração média no efluente final foi de $2,18 \pm 0,35 \text{ mg L}^{-1}$. Em WC 2 a remoção de fósforo total foi de apenas $10,85 \pm 3,41\%$, com concentração média final no efluente de $3,63 \pm 0,30 \text{ mg L}^{-1}$. Kadlec e Wallace (2008) alegam que os valores padrões de remoção de fósforo total em *wetland* construído estão entre 10 e 20%, sendo que WC2 ficou dentro do esperado quanto à eficiência de remoção dessa variável. Porém, o emprego de conchas em WC1 propiciou eficiência de remoção de fósforo, possivelmente por precipitação, total muito maior ($45,98 \pm 9,86\%$).

Para Vohla *et al.* (2011) a principal via de remoção de fósforo é a adsorção de substrato, porém é necessário utilizar substratos específicos com alta capacidade de adsorção. Já, de acordo com Wang *et al.* (2013) e Mackey *et al.* (2019), a remoção de fósforo nesses sistemas não há um processo específico, mas sim uma combinação de processos físico-químicos, da assimilação do nutriente pelas macrófitas e pelos micro-organismos e precipitação.

Alguns estudos utilizando as conchas marinhas em diferentes sistemas de tratamento também têm relatado boa eficiência de remoção de fósforo (YEOM e JUNG, 2009; KIM *et al.*, 2018; NGYEN *et al.*, 2020). As conchas possuem em sua composição cálcio e os tijolos possuem alumínio e ferro, além de silício, como pode ser observado na Figura 5, sendo que esses compostos que tem uma alta afinidade pelo fósforo (CLAVEAU-MALLET *et al.*, 2012). Logo, são possíveis substratos adequados para a remoção de fósforo a serem utilizados em sistemas *wetlands*.

Figura 5. Composição química presentes na raiz da macrófita e nos substratos utilizados (tijolo, conchas e areia) no WC 1 e WC2, obtida a partir de análise de EDS no final do tratamento.



Na Figura 6 e 7, observam-se as imagens dos substratos tijolo (a), areia (b), concha (c) raiz (d), em termos sua composição química, com a areia limitando-se apenas a sua composição básica de dióxido de silício (56% O₂ e 29,5%). Nas conchas, há uma quantidade maior de oxigênio, carbono e cálcio, sugerindo a existência de carbonato de cálcio, e, nos tijolos cerâmicos, oxigênio, silício e alumínio aparecem em maior quantidade, devido à presença de argila em sua composição. É importante observar que dentre todas as amostras, a raiz da macrófita foi a que apresentou maior variedade de elementos químicos (Figura 5d), sendo o local onde ocorre a absorção e acúmulo dos nutrientes e poluentes (JABBEN; AHMAD; IQBAL, 2009).

Figura 6. Visualização da composição química dos substratos tijolo (a), areia (b), concha marinha (c) e raiz (d) por fotoimagens de EDS em WC1 ao final do tratamento.

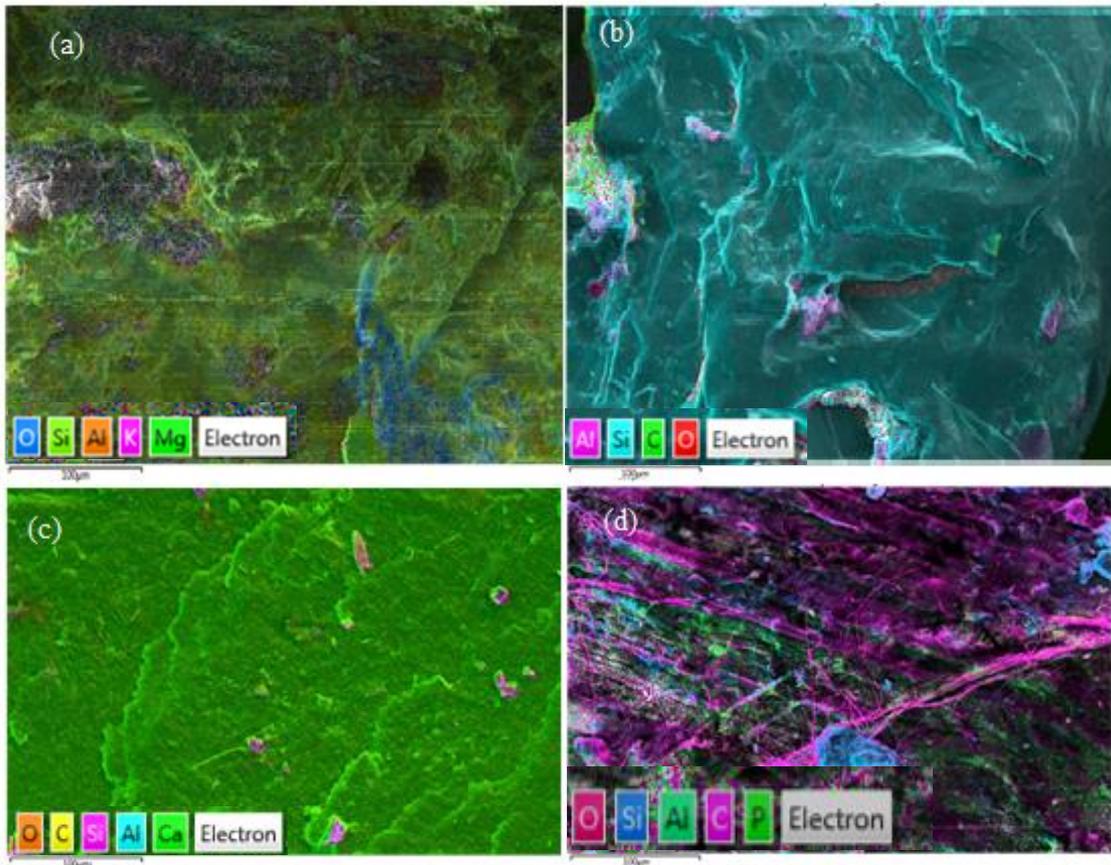
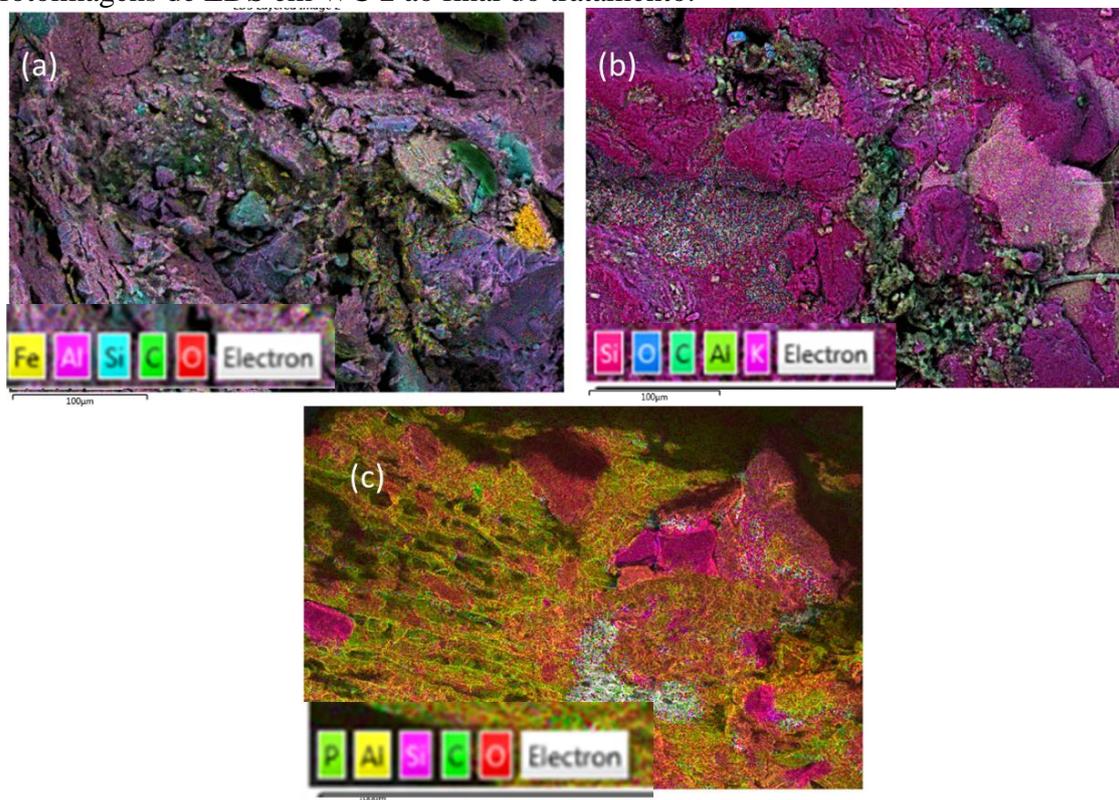


Figura 7. Visualização da composição química dos substratos tijolo (a), areia (b) e raiz (c) por fotoimagens de EDS em WC 2 ao final do tratamento.



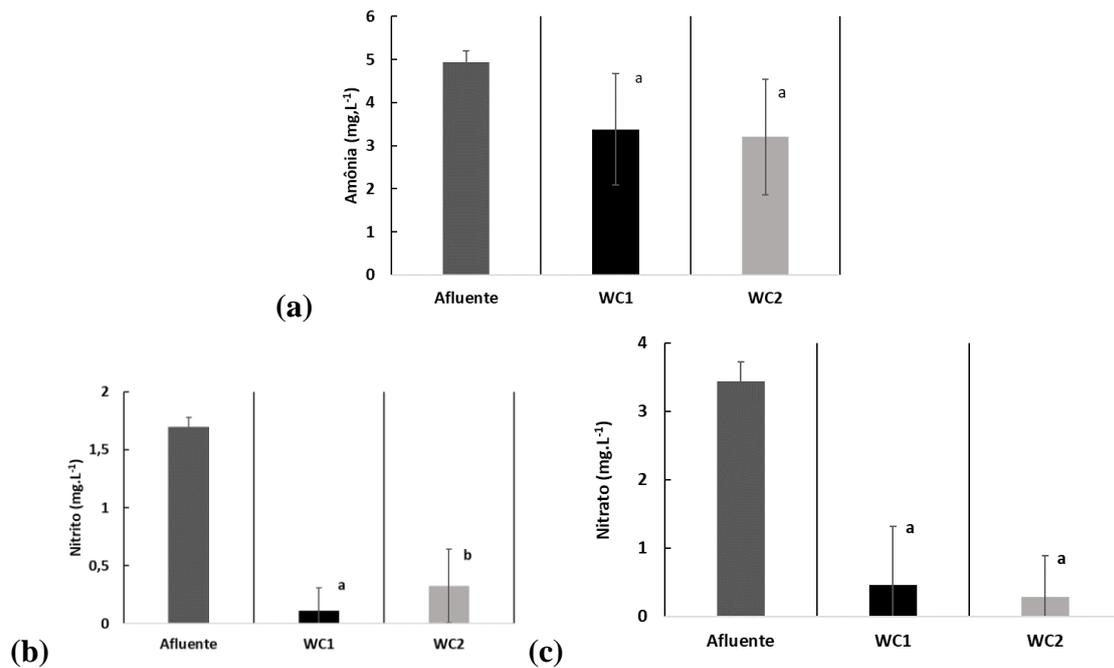
De acordo com Saeed *et al.* (2018), a presença de sílica, alumina e cálcio formam compostos que podem contribuir com a otimização da remoção de poluentes, como por exemplo os que contenham fósforo, em um sistema de *wetland* construído. Logo, a composição química e a porosidade do tijolo cerâmico e da concha poderão contribuir para o melhoramento de poluentes no sistema de tratamento deste estudo.

Estatisticamente, a correlação ANOVA e o teste Tukey também indicaram que os tanques WC 1 e WC 2 apresentaram dados de fósforo total significativamente diferentes ($p = 0,001$). O WC 1, que teve a melhor remoção de fósforo total, também foi o que teve o maior aumento da alcalinidade de 333%, sendo a concentração de $124,25 \pm 10,96 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ no afluente e a de $413,75 \pm 112,75 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ no efluente. Provavelmente, o aumento da alcalinidade no efluente do tanque WC 1 ocorreu pela utilização das conchas marinhas como substratos que possuem CaCO_3 na sua composição. Logo, com o aumento da alcalinidade, a dureza total no WC 1 também aumentou, a concentração inicial foi de $133,37 \pm 14,21 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ para $313,97 \pm 31,53 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, correspondendo a um aumento de $137,2 \pm 31,84\%$, sendo que o efluente de WC2 apresentou apenas um pequeno aumento médio de $145 \pm 9,45\%$ para essa mesma variável.

Em relação ao uso do tijolo como substrato, eficiência de remoção maiores foram relatadas por Lima *et al.* (2017) (Tabela 3) com uso de sistema *wetland* em bateladas a cada 48 h, com remoção de fósforo de 87%. O melhor desempenho médio pode ter ocorrido porque o sistema foi operado por 296 dias em comparação a 70 dias deste estudo. Já em outro estudo, também com sistema *wetland* com ciclos de 48 h para tratamento de águas residuárias de laticínio, Mendonça *et al.* (2012) obtiveram remoção média de fósforo total de 34,3%, tendo *Typha dominguensis* plantada no *wetland* que recebeu como substrato brita no. 0 e areia grossa. A eficiência inferior encontrada por Mendonça *et al.* (2012) ao operar em batelada, porém em fluxo horizontal, pode ter ocorrido devido ao tempo reacional empregado pelos autores (48 h) ser inferior ao utilizado neste estudo (168 h), pois quanto mais longo o tempo implica em maior tempo de contato entre a água e o substrato, o que garante um bom desempenho do sistema (LI *et al.*, 2013; VON SPERLING, 2015).

Em relação às frações nitrogenadas, a partir das Figuras 8a, 8b, 58c foi possível observar que durante os 10 ciclos houve oscilações dos valores das remoções.

Figura 8. Desempenho do sistema *wetland* construído com distribuição da alimentação em fluxo vertical para a remoção de (a) amônia, (b) nitrito e (c) nitrato de WC 1 e WC 2.



Os dados são apresentados como média e desvio padrão; Não houveram evidências para se rejeitar a normalidade dos resíduos pelo teste de Shapiro-Wilk a 5% de probabilidade; Não houveram evidências para se rejeitar a homogeneidade de variâncias pelo teste de Levene a 5% de probabilidade. Os resultados dos tanques T1 e T2 foram comparados por ANOVA único fator e feito o teste de Tukey. Médias que não compartilham a mesma letra são significativamente diferentes.

Observa-se que o $\text{NH}_4\text{-N}$ não foi completamente removido ou transformado totalmente em nitrito e, posteriormente, a nitrato, em ambos os sistemas. Logo, as condições internas, como concentração de oxigênio no interior dos *wetlands*, e as interações entre os micro-organismos podem não ter favorecido à nitrificação completa, sendo que a ocorrência completa da nitrificação requer um valor mínimo de oxigênio dissolvido ($2,5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) no meio (DU *et al.*, 2015). Porém, o nitrato inicialmente presente foi consumido quase completamente, tanto no tanque WC 1 como no WC 2. Usando a correlação ANOVA ($p < 0,05$, 95% de confiança) e o teste Tukey como comparação estatística, apenas a remoção de $\text{NO}_2\text{-N}$ apresentou diferenças estatísticas entre os tanques WC 1 e WC 2 ($p = 0,0001$).

Conforme relatado por Hu *et al.* (2009), concentração baixa de oxigênio dissolvido ($< 2,5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) e valor elevado da relação C/N (> 16) pode afetar o processo de nitrificação, assim como os valores de pH, uma vez que as bactérias nitrificantes requerem para seu crescimento uma faixa ótima de pH entre 7 e 9 (WARD, ARP e KLOTZ, 2011) e temperatura entre 25 °C a 35°C (SEZERINO *et al.*, 2015). Para Hu *et al.* (2012) a maior parte do oxigênio é consumida na degradação da matéria orgânica por isso o que sobra é insuficiente para a nitrificação. Na presente pesquisa, a temperatura dos *wetlands* estava dentro da faixa recomendada para o desenvolvimento ($27 \pm 3\text{°C}$), a concentração de OD foi superior a $2,5 \text{ mg.L}^{-1}$ em ambos os *wetland* (WC 1: $6,26 \pm 0,98 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e WC 2: $4,7 \pm 0,24 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$),

porém o pH ficou abaixo de 6, levemente acidificado. De acordo com Stottmeister *et al.* (2003), em sistemas subsuperficial, como o do presente estudo, a oxigenação ocorre principalmente pelo sistema de raízes e rizosferas da macrófita utilizada, mas a difusão do oxigênio é limitada neste tipo de fluxo por causa do isolamento do efluente e pode obter-se uma menor aeração. Porém, maior concentração de OD não representa maior eficiência de remoção, pois a condição anaeróbia também é essencial para a ação microbiana no sistema (WANG *et al.*, 2015). Para Jia *et al.* (2011), o melhor é manter as condições alternadas de aeróbio e anaeróbio.

Porém, a relação C/N foi de 176, indicando valor muito elevado do conteúdo orgânico carbonáceo em relação ao nitrogênio, o que deve ter também contribuído para inibição da nitrificação, sendo importante o balanço adequado entre carbono e nitrogênio para o alcance de maiores remoções das frações nitrogenadas. De acordo com Tiedje (1988) essa alta concentração de conteúdo orgânico carbonáceo favorece o processo conhecido como nitrato amonificação que se resume na formação de amônia a partir do nitrato, também conhecido como redução dissimilatória de nitrato para amônio. Esse processo de redução do nitrato é feito pelas bactérias amonificantes. A amonificação pode ser explicada a partir da densidade da população microbiana presente nos *wetlands*, em relação às bactérias oxidadoras de amônia (*Nitrosomonas*), as bactérias oxidadoras de nitrito (*Nitrobacter*), as desnitrificantes, as heterotróficas e fungos dos sistemas WC 1 e WC 2 (Tabela 4).

Tabela 4. Quantificação das bactérias oxidadoras de amônia (*Nitrosomonas*) (BOA), das bactérias oxidadoras de nitrito (*Nitrobacter*) (BON), das desnitrificantes (DES), heterotróficas (HET) dos sistemas WC 1 e WC 2

	WC 1	WC 2
BOA (NMP.100 mL⁻¹)	>160.000	>1.400
BON (NMP.100 mL⁻¹)	0	0
DES (NMP.100 mL⁻¹)	>160.000	>160.000
HET (UFC. mL⁻¹)	1,33x10 ⁴	1,02x10 ⁴

Tanto em WC 1 quanto em WC 2 havia presença de BOA que formam nitrito, porém não foram encontradas BON que formam nitrato, também não identificadas na caracterização molecular. A maior quantidade de BOA no WC 1 (> 160.000 NMP mL⁻¹), justificada pela alta concentração de alcalinidade ocasionado pelo uso de conchas marinhas, contribuiu para a síntese celular, já que este grupo de bactéria utiliza uma fonte inorgânica, no caso CO₂ na

forma de alcalinidade bicarbonato (HCO_3^-) (GRAAF *et al.*, 1995). Os valores de $\text{NH}_4\text{-N}$ dos efluentes foram superiores a 1 mg L^{-1} , valor esse que teria influenciado no decréscimo exponencial da atividade das BON em ambos os sistemas (ANTHONISEN *et al.*, 1976). Porém, ao longo do tempo, houve um decaimento das atividades de BOA e BON, atribuído à influência do pH nesses processos, pois o valor de pH abaixo de 6 (WC 1: $5,98 \pm 0,5$ e WC 2: $5,1 \pm 0,2$), teria conduzido à formação de HNO_2 que inibe a etapa de nitrificação (BELTRAN, 2008).

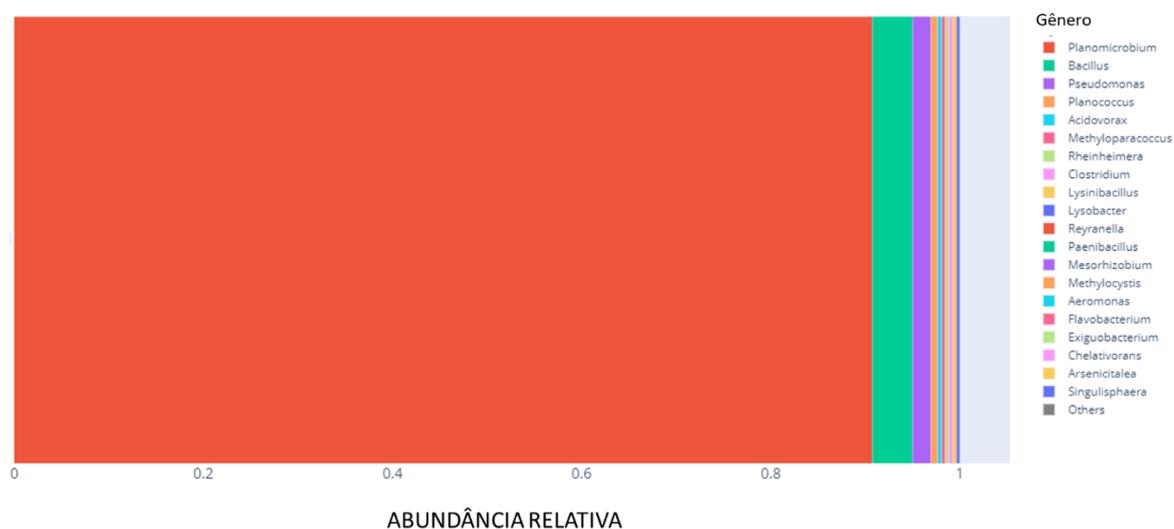
Com a caracterização molecular da amostra do WC1, observou-se que o filo Firmicutes foi o mais abundante (96,5%), seguido do filo Proteobacteria (3,5%). O filo Firmicutes abriga micro-organismos aeróbios, facultativos e anaeróbios, apresentam metabolismo heterotrófico e alguns gêneros, metabolismo anoxigênico (BRENNER *et al.* 2005). Os representantes do filo Proteobacteria são bastante mencionados por atuarem nos ciclos do carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre e possuem diversidade morfológica e metabólica, incluindo espécies aeróbias, anaeróbias e facultativas (LIGI *et al.*, 2014; CAO *et al.*, 2017).

A família Planococcaceae foi aquela com maior abundância (91,5%) registrada para o sequenciamento realizado na amostra de WC1. De acordo com Brenner *et al.* (2005), os representantes dessa família podem ser encontrados em diversos ambientes como ambientes marinhos, terrestres e solo glacial. Possivelmente, a presença dessas bactérias seja devido ao uso das conchas marinhas como substrato. Tal família agrupa cerca de 9 gêneros sendo estes estritamente aeróbios e com metabolismo heterotrófico (ROSENBERG *et al.*, 2014). Logo, as bactérias dessa família, por serem heterotróficas, podem competir diretamente com as bactérias autótrofas (BOA e BON), presentes no interior do sistema, por O_2 , o receptor de elétrons comum para ambos os grupos (OKABE *et al.*, 1995).

As bactérias DES são heterotróficas e, em WC 1 e WC 2, foram superiores a $160.00 \text{ NPM mL}^{-1}$ (Tabela 4), indicando a ausência de $\text{NO}_3\text{-N}$, que possivelmente não foi formado ou foi transformado em óxido nítrico, óxido nitroso e gás nitrogênio (METCALF & EDDY, 2003), o que corrobora com as concentrações finais baixas de $\text{NO}_3\text{-N}$ de $0,46$ e $0,28 \text{ mg L}^{-1}$ para WC 1 e WC 2, respectivamente. A remoção de nitrato obtida neste trabalho, possivelmente foi em virtude da presença dos micro-organismos identificados como *Planomicrobium*, *Bacillus* e *Pseudomonas*. Pela análise metagenômica em WC1 (Figura 9), observou-se expressiva abundância de *Planomicrobium* (90,7%) para as sequências identificadas. Segundo Chen *et al.* (2015) esse gênero pode estar associado à desnitrificação

auto-hidrogenotrófica na qual o nitrato é removido utilizando hidrogênio como doador de elétrons. Este gênero é capaz de consumir diversas fontes de carbono e pode ou não reduzir o nitrato (ROSENBERG et al., 2014).

Figura 9. Abundância relativa dos gêneros encontrados no sequenciamento



O gênero *Bacillus* também foi identificado em WC1 e apresentou abundância relativa de 4,3%, sendo micro-organismos de metabolismo heterotrófico, podendo ser aeróbios, facultativos ou anaeróbios. São encontrados em ambientes aquáticos, solos contaminados e em ambientes de biorremediação (BRENNER et al. 2005). Muitas espécies desse gênero são capazes de utilizar diversas fontes de nitrogênio como amônia, nitrato, aminoácidos e peptídeos (ROSENBERG et al., 2014). Zuo et al. (2023) analisando a comunidade microbiana em *wetland construído* com a presença da macrófita *Myriophyllum aquaticum* e em baixa relação C/N, observaram elevada taxa de remoção de nitrato e verificaram que o micro-organismo com maior potencial de desnitrificação foi pertencente ao gênero *Bacillus*.

O gênero *Pseudomonas*, identificado com abundância relativa de 1,94%, utilizam diversos receptores de elétrons, dentre eles o nitrato, sendo aeróbios e facultativos (BRENNER et al., 2005). Com abundância relativa menor que 1%, os gêneros *Planococcus*, *Acidovorax*, *Methyloparacoccus*, *Rheinheimera*, *Clostridium*, *Lysinibacillus* e *Lysobacter* foram identificados em WC1. Representantes do gênero *Acidovorax* são heterotróficos, aeróbios e realizam desnitrificação, sendo algumas espécies capazes de realizar a redução do nitrito (ROSENBERG et al., 2014). Micro-organismos do gênero *Clostridium* são heterotróficos e anaeróbios, com algumas espécies capazes de reduzir o nitrogênio e outras,

com capacidade de fixar nitrogênio (BRENNER *et al.* 2005). Os *Planococcus* são heterotróficos com capacidade de consumir uma diversidade de açúcares, são micro-organismos ubíquos e encontrados em ambientes contaminados, sendo inclusive utilizados em processos de biorremediação (ROSENBERG *et al.*, 2014). O gênero *Lysobacter* agrupa micro-organismos aeróbios, proteolíticos e que são frequentemente encontrados no solo e em águas doces (PIÑAR *et al.* 2019), utilizam o oxigênio como receptor de elétrons e são capazes de utilizar amônia e nitrato como fonte de nitrogênio. Este gênero pode estar presente no sistema devido às macrófitas utilizadas terem sido retiradas de ambientes lênticos.

A nível de espécies, as bactérias identificadas com maior abundância foram: *Planomicrobium okeanoikoites*, com 89%, e *Planomicrobium flavidum*, com 4%, ambas do gênero *Planomicrobium* e de ambiente marinho. Do gênero *Bacillus*, a espécie com maior abundância relativa foi *Bacillus megaterium* (2%) e, com menos de 1%, a espécie *Rheinheimera hassiensis* do gênero *Pseudomonas*.

A diversidade da comunidade bacteriana no WC1 foi medida a partir dos índices de Simpsons, Shannon e Chao 1, observados na Tabela 5.

Tabela 5. Índice de diversidade da comunidade bacteriana no WC1

ÍNDICE	VALOR
Simpson	0,54
Shannon	1,37
Chao 1	12

Simpson: Varia de 0 a 1 e quanto mais alto for, maior a probabilidade de os indivíduos serem da mesma espécie, ou seja, maior a dominância e menor a diversidade. (SIMPSON, 1949); Shannon: Quanto menor o valor do índice de Shannon, menor o grau de incerteza e, portanto, a diversidade da amostra é baixa (LUDWIG e REYNOLDS, 1988); Chao 1: estima a riqueza da comunidade baseado na abundância (CHAO, 1984).

De acordo com o índice de Simpson encontrado neste estudo (0,54), há uma maior dominância de uma espécie ocorrendo assim menor diversidade das bactérias. Com o índice de Chao 1 de 12 é possível dizer que o número de espécies raras dentro da amostra é baixo. O índice de Shannon de 1,37 também aponta para uma diversidade baixa quando comparados a outros estudos (AHN *et al.*, 2007; CHOI *et al.*, 2022). Choi *et al.* (2022) ao estudarem a comunidade bacteriana em seu *wetland* construído com efluente de gado, obtiveram melhores índices de diversidade. O índice de Shannon apresentou alta diversidade (6,16), o de Simpson menor probabilidade de um indivíduo ser da mesma espécie (0,212) e o Chao 1 estimou alta riqueza da comunidade bacteriana (3026). Essa diferença de diversidade bacteriana pode ser devido ao tipo de efluente que foi utilizado possuir maior carga bacteriológica. Os autores

Ahn *et al.* (2007) também calcularam o índice de Shannon em sistema *wetland* e não observaram diferenças estatísticas nos efluentes contaminados com baixa e alta carga de fósforo, 2,94 e 3,12, respectivamente. Porém, ao caracterizarem a comunidade microbiana em *wetland* construídos com diferentes cargas de fósforo (3-5 mg L⁻¹) e plantados com *Schoenoplectus tabernaemontani*, Ahn *et al.* (2007) relataram que à medida que aumentava a carga de fósforo facilitava o crescimento de um novo gênero/espécie no meio, logo a pouca carga de fósforo (2,5 mg. L⁻¹) neste estudo pode ter influenciado na baixa diversidade encontrada.

Quanto à oxigenação dos leito dos *wetlands*, o meio de ambos os sistemas estão na faixa do potencial redox (PR) característicos de um sistema aeróbio (+100 mV à +500 mV), com WC 1 e WC2 apresentando, respectivamente, +103,5 ± 14,5 mV e +110 ± 14 mV (Von Sperling, 1996), porém esses valores por serem mais baixos, assim como o nível de oxigenação presente no interior do leito, podem não terem sido suficiente para promover a oxidação completa do nitrogênio amoniacal, pois o oxigênio dissolvido teria sido prioritariamente utilizado para a estabilização da matéria orgânica carbonácea afluente, resultando assim nos valores baixos de eficiência para remoção de nitrogênio amoniacal (31,37 ± 26,32% em WC1 e 34,82 ± 27,40% em WC2).

Chen *et al.* (2019) relataram que a adição de carbono pode favorecer a remoção de nitrogênio por desnitrificação e que concentrações de nitrato baixas (< 0,5 mg L⁻¹), como observadas nos efluentes de WC 1 e WC 2, podem indicar a ocorrência desse processo. Porém, embora nitrificação e desnitrificação sejam processos que ocorrem simultaneamente em *wetlands*, aparentemente, o segundo processo ocorreu de forma mais predominante, sendo necessário ressaltar que o nitrato também é consumido pelas macrófitas, assim como o amônio (VYMAZAL, 2007).

Silveira *et al.* (2015) operaram sistema *wetland* modelo Francês (2 m²), plantados com *Phragmites australis*, para tratamento de água residual doméstica. Foram realizadas 12 bateladas diárias, ao longo de 380 dias, tendo-se obtido remoções médias de 47% e 85% para NH₄-N e NO₃-N, respectivamente, observando-se menor eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal em relação ao nitrato, assim como no presente trabalho. O sistema possuía uma camada de 15 cm de cascalho (Ø 20 a 40 mm), outra camada de 20 cm de cascalho (Ø= 8 a 20 mm) e, por último, por cima uma camada de 35 cm de cascalho (Ø 2 a 6 mm). Porém, foram utilizados 2 tanques em sequenciais para o tratamento, ocupando assim maior área e maior valor gasto na construção do sistema que o sistema apresentado neste trabalho.

Ao estudarem opções de substratos para *wetland* plantados com macrófitas flutuantes (*E. Crassipes*) operados em batelada 3 (três) vezes por semana, os autores Lima *et al.* (2018) obtiveram aumento da concentração de $\text{NH}_4\text{-N}$ quando utilizado os substratos argila expandida e brita, os quais foram, respectivamente, de 23% e 18%. Houve remoção de nitrogênio amoniacal de 13%, quando o substrato utilizado foi tijolos cerâmico, sendo a concentração média de $\text{NH}_4\text{-N}$ na entrada era de $40 \pm 6,21 \text{ mg L}^{-1}$. Os autores vincularam a produção nitrogênio amoniacal ao processo de amonificação, diferentemente, do presente trabalho, como já mencionado, em que o $\text{NH}_4\text{-N}$ não foi totalmente consumido, provavelmente, por causa aos valores baixos de pH, os quais tendem a inibir o processo de nitrificação (LI e TAO, 2017).

Houve boa remoção de coliformes totais e *E. coli* em WC 1 e WC2. A concentração inicial de coliformes totais e *E. coli* no afluente foi de >1600000 (NPM/100 mL). A eficiência média de remoção dos patógenos foi superior a 99% para coliformes totais e *E. coli*, 96 (NPM/100 mL) e 52 (NPM/100 mL) para WC 2 e 55 (NPM/100 mL) e 23 (NPM/100 mL).

3.6 Ensaio isotérmico de adsorção

De acordo com o Higarashi *et al.* (2008), o processo de adsorção é um dos principais responsáveis pela remoção de alguns poluentes (compostos fenólicos, fósforo, fármacos, metais e etc). Porém, a retenção desse poluente no material tem um limite e a eficiência de remoção decai até um valor de estabilidade indicando que o material está saturado (BOLTON *et al.*, 2019).

A partir da equação de Langmuir foi calculado a capacidade máxima de massa retida por suporte (Tabela 6).

Tabela 6. Valores de massa teórica retida no WC 1 e WC 2 e capacidade máxima de adsorção dos substratos areia, tijolo cerâmico e conchas marinhas.

Massa retida teórica WC 1 (mg poluente g⁻¹ de suporte)			
	Fósforo	Surfactante	DQO
Areia	0,0068	0,1053	6,14
Tijolo	0,0036	0,0561	3,27
Conch	0,0046	0,0702	4,09
a			
Massa retida teórica WC 2 (mg poluente g⁻¹ de suporte)			
Areia	0,0014	0,0994	5,43

Tijolo	0,0007	0,0530	2,90
Capacidade máxima de adsorção de poluente (Modelo de Langmuir) (mg g⁻¹)			
	Fósforo	Surfactante	DQO
Areia	0,00028 (R ² = 0,9587)	0,00179 (R ² =0,9047)	0,729 (R ² =0,9924)
Tijolo	0,000013 (R ² =0,7961)	0,0179 (R ² =0,9399)	0,2660 (R ² =0,8463)
Conch	0,0000306 (R ² =0,9328)	0,0214 (R ² =0,9783)	0,56192 (R ² =0,6451)

a

A capacidade de adsorção máxima dos materiais empregados neste estudo como substrato do leito dos *wetlands* mostrou que as quantidades (mg g⁻¹) que foram removidas em ambos os sistemas foram superiores, não tendo sido a adsorção a principal via de remoção dos poluentes, sendo que, para o surfactante, o material com maior capacidade adsorptiva foi a concha (0,0214 mg g⁻¹) e, para matéria orgânica (0,729 mg g⁻¹), em termo de DQO, e fósforo (0,0028 mg g⁻¹), a areia. Logo, a remoção de surfactante aniônico, fósforo total e DQO também ocorreu por outros mecanismos.

Os mecanismos de remoção de fósforo no *wetland* construídos são principalmente adsorção de substrato, precipitação química, absorção pela planta e assimilação microbiana (CHENG *et al.*, 2018). Outros autores estudaram a capacidade de adsorção do fósforo por modelo de Langmuir em outros substratos minerais, como por exemplo a argila calcinada grossa obtiveram um qmax de 0,497 mg g⁻¹ (R²: 0,934) (WHITE *et al.*, 2011) e 0,084 mg g⁻¹ em argila expandida (LEE *et al.*, 2015). Esses autores verificaram que com uso de argila calcinada e expandida a capacidade de adsorção é superior ao tijolo, areia e concha. Porém, uma menor capacidade adsorptiva, deixa disponível para remoção por processos biológicos, uma concentração maior desses poluentes

Para tijolos cerâmicos, os autores Marcelino *et al.* (2020) alcançaram o valor de 3,08 mg g⁻¹, superior ao encontrado neste estudo, porém, as amostras de tijolos utilizadas no ensaio de adsorção foram retiradas diretamente do sistema *wetland*, após o período total de operação, apenas com uma lavagem prévia do material, de forma que a quantificação do fósforo envolveu não apenas o substrato (material inerte), mas o conjunto tijolo e biofilme aderido, não sendo obtido apenas o valor referente ao material inerte (tijolo) como nessa pesquisa, indicando assim que a fração de fósforo removida por ação microbiana é superior nesses sistemas.

Em WC1, a adsorção total dos substratos foi equivalente a 1,4% da remoção de fósforo total, sendo 98,6% referentes a outros mecanismos (precipitação química, absorção

pela planta e assimilação microbiana). A remoção por adsorção em relação à matéria orgânica carbonácea, em termos de DQO, foi de 23,15% para WC 1 e de 26% para WC 2, endossando que a adsorção de matéria orgânica nos substratos não foi a principal via de remoção.

Já para o surfactante aniônico, a remoção por adsorção foi superior a outros mecanismos, 67,93% e 71,94% para WC 1 e WC 2, respectivamente. De acordo com (ZHU e GU, 1991) a adsorção do surfactante sobre a superfície sólida costuma seguir duas etapas: atração eletrostática entre o surfactante e o material adsorvente; e interações hidrofóbicas ou cauda-cauda entre moléculas de surfactante. As conchas e tijolos cerâmicos são classificados como materiais mesoporosos (2-50 nm) o que facilita a adsorção dos surfactantes que possuem moléculas grandes (DE GISI *et al.*, 2016).

Em quase todos os substratos, foi observado desenvolvimento de biofilme, demonstrando que tijolo cerâmico (Figuras 9a e 10a) e areia (Figura 9b e 10b) apresentaram superfície de boa adesão para os micro-organismos, conforme imagens obtidas por MEV. Apenas na amostra de concha não observada a formação de biofilme (Figura 9c), tendo-se visualizado a presença de biofilme aderido às raízes das macrófitas (Figura 9d e 10c).

Figura 9. Imagens de MEV da superfície das amostras de tijolo (a), areia (b), concha marinha (c) e raiz da macrófita (d) em WC1 após o tratamento, com aumento de 5000X.

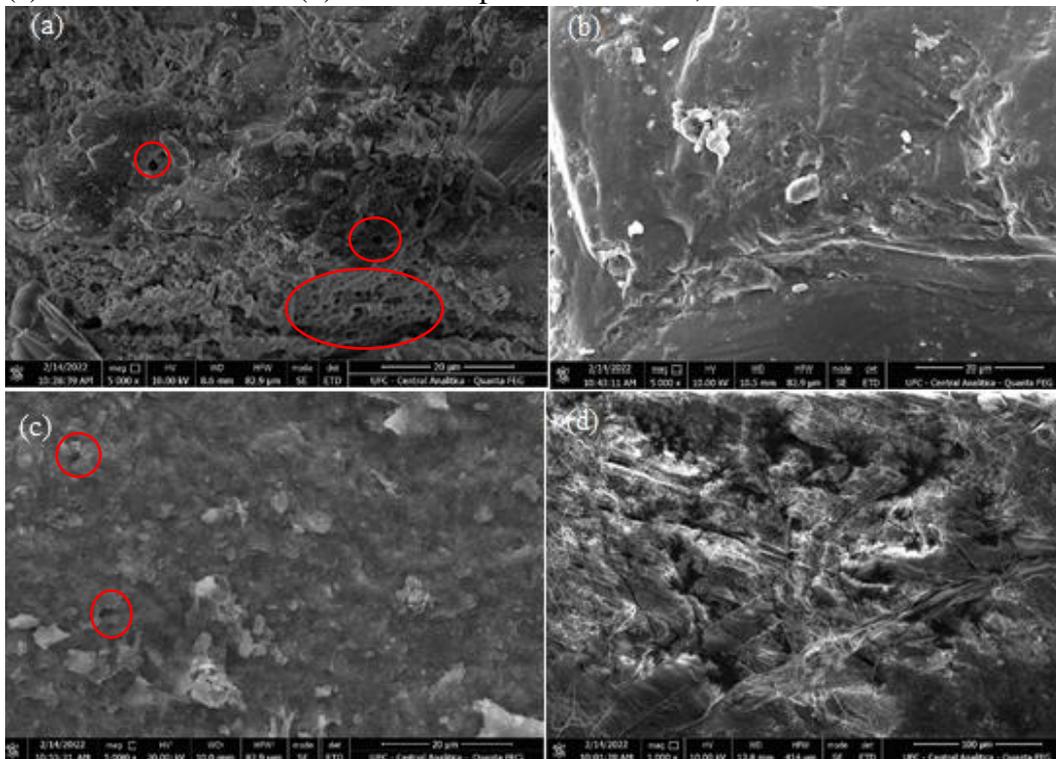
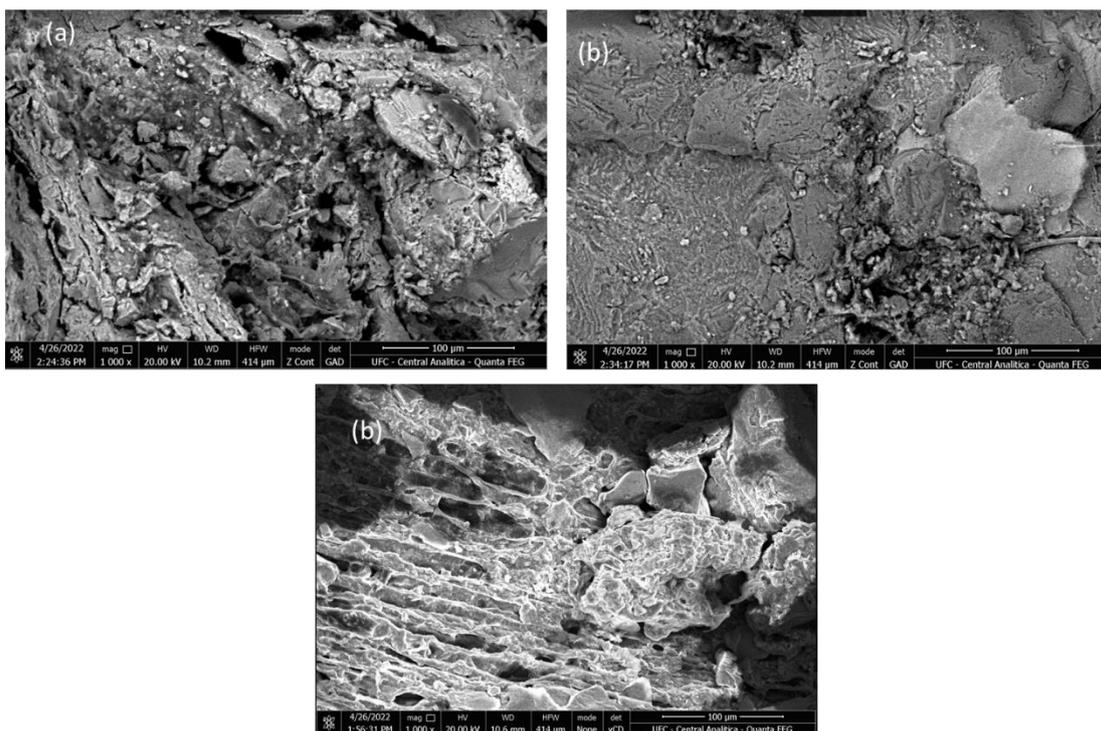


Figura 10. Imagens de MEV da superfície das amostras de tijolo (a), areia (b), e raiz da macrófita (c) em WC 2 após o tratamento, com aumento de 1000X



3.7 Crescimento das macrófitas

Ao monitorarmos o peso das plantas e o tamanho da raiz, foi possível observar que WC 1 e WC 2 diferiram estatisticamente (Tabela 6).

Tabela 6. Velocidade de crescimento da raiz e porcentagem de crescimento da macrófita nos tanques WC 1 e WC 2.

Parâmetro	WC 1	WC 2
r (cm dia ⁻¹)	0,003 ^a	0,0004 ^b
Ganho de massa (%)	8,4 ^a	5,3 ^b

r : velocidade de crescimento da raiz; Não houveram evidências para se rejeitar a normalidade dos resíduos pelo teste de Shapiro-Wilk a 5% de probabilidade; Não houveram evidências para se rejeitar a homogeneidade de variâncias pelo teste de Levene a 5% de probabilidade. Os resultados dos tanques T1 e T2 foram comparados por ANOVA único fator e feito o teste de Tukey. Médias que não compartilham a mesma letra na linha são significativamente diferentes.

As macrófitas plantadas no tanque WC1 apresentaram melhor velocidade de crescimento da raiz, sendo o valor 7,5 vezes maior que a encontrada para o crescimento da raiz nas macrófitas plantadas em WC2. Observou-se ainda que as macrófitas do tanque WC1 apresentaram maior aumento em sua massa, de 8,4%, ao longo do período de observação, o que pode ser justificado pelo fato que em WC1 as médias de eficiências de remoção dos poluentes foram superiores ao encontrado em WC2, tendo as macrófitas plantadas em WC1

tido maior aproveitamento dos nutrientes presentes no efluente utilizado como água de irrigação, mediante as condições existentes nesse sistema. Diversas são variáveis que influenciam o crescimento da macrófita, como por exemplo a temperatura, a concentração de nutrientes, disponibilidade de luz, tipo de substrato, a profundidade da água, entre outros (APHA, 1995), porém como em ambos os sistemas as condições delineadoras eram similares, com exceção da configuração das camadas suportes, a presença de concha marinha em WC1 teria influenciado na maior disponibilidade de determinados nutrientes, resultando em um melhor crescimento das macrófitas.

De acordo com Dhir *et al.* (2009), já é de conhecimento que macrófita emergente apresentam boas eficiências para a remoção de poluentes. A espécie *Echinodorus subalatus*, utilizada neste trabalho é do tipo emergente e não foram encontrados trabalhos na literatura com a sua utilização.

CONCLUSÃO

O uso de conchas marinhas como substrato em sistemas de *wetland* construídos foi um fator diferencial estatisticamente comprovado, pois o tanque que as recebeu como substrato (WC 1) alcançou maior eficiência de tratamento em relação a WC 2, que não a recebeu, alcançando boas remoções de surfactante aniônico ($94,09 \pm 7,77\%$), DQO ($88,43 \pm 5,43\%$), fósforo total ($45,98 \pm 9,86\%$) e nitrito ($97,51 \pm 3,40\%$).

Porém a concha marinha não foi boa superfície de adesão microbiana, observando-se a formação de biofilme na areia e tijolos cerâmicos, assim como na raiz de *Echinodorus sabalatus*, conforme as imagens de MEV. Logo, não poderia ser utilizado somente as conchas marinhas como substrato. A via biológica foi o predominante no processo de remoção de DQO e Fósforo, com influência da adsorção dos poluentes nos substratos tijolo e concha marinha.

A caracterização molecular da amostra de WC1, revelou maior abundância dos filos Firmicutes (96,5%) e Proteobacteria (3,5%), nessa ordem, com *Planomicrobium*, *Bacillus* e *Pseudomonas* os gêneros possivelmente responsáveis pela remoção de nitrato do meio. A diversidade baixa refletida pelos índices Shannon, Simpson e Chao 1 estão relacionadas à natureza sintética da água residuária utilizada.

Não foram encontrados na literatura estudos de *wetland* construído com a utilização da macrófita endêmica *Echinodorus subalatus*, sendo que a mesma apresentou melhor velocidade de crescimento da raiz e ganho na massa no tanque T1, no qual ocorreram as maiores remoções de poluentes. É importante também mencionar que a espécie estudada apresentou eficiência igual ou superior quando comparadas as macrófitas usuais obtidos na

literatura.

Assim, o uso de conchas marinhas como substrato do sistema de *wetland* construído demonstrou ser viável no tratamento da água residuária cinza, especialmente do surfactante aniônico, sendo uma alternativa ecológica para minimização desse resíduo da atividade marisqueira, pois além de aumentar o potencial de tratamento do sistema *wetland*, traz benefícios ao minimizar os impactos negativos do seu descarte incorreto no ambiente.

Agradecimentos

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

Os autores agradecem à Central Analítica-UFC (financiada pelos programas Finep-CT-INFRA, Pró-Equipamentos CAPES, e MCTI-CNPq-SisNano2.0) pelas medidas de microscopia.

REFERÊNCIAS

- ABED, S.N.; SCHOLZ, M. Chemical simulation of greywater. **Environmental technology**, v. 37, n. 13, p. 1-46, 2016.
- ABOULHASSAN, M.A.; SOUABI, S.; BAUDU, M. Removal of surfactant from industrial wastewaters by coagulation flocculation process. **International journal of Environmental Science and Technology**, v. 3, n. 4, p. 327-332, 2006.
- ALEXANDER, M.; CLARK, F.E. (1982) **Nitrifying bacteria**. In: BLACK, C.A. (Ed.). Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties. Madison: **American Society of Agronomy**. p. 1477-1483.
- AHN, C.; GILLEVET, P.M.; SIKAROODI, M. **Molecular characterization of microbial communities in treatment microcosm wetlands as influenced by macrophytes and phosphorus loading. Ecological Indicators**, v. 7, n. 4, p. 852-863, 2007.
- ANDRADE, M. V. F., DELFORNO, T. P., SAKAMOTO, I. K., SILVA, E. L., VARESCHE, M. B. A. (2020). Dynamics and response of microbial diversity to nutritional conditions in denitrifying bioreactor for linear alkylbenzene sulfonate removal. **Journal of environmental management**, 263, 110387.
- ANTHONISEN, A.C.; LOEHR, R.C.; PRAKASAM, T.B.S.; SRINATH, E.G. (1976) Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 48, n. 5, p. 835-852.
- APHA, 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22th ed. American Public Health Association, Washington, DC, USA.
- BAE, A.; COLLINS, R.N.; WAITE, T.D.; HANNA, K. Advances in surface passivation of nanoscale zerovalent

Iron: A critical review. **Environment Science Technology.**, v.52, p. 12010-12025, 2018.

BAI, S.; QIN, L.; LIU, L.; GAO, X.; DING, Y.; LI, Y. Effect of substrate types on contaminant removals, electrochemical characteristics and microbial community in vertical flow constructed wetlands for treatment of urban sewage. **Journal of Environmental Management**, v.280, p. 11682, 2021.

BELTRAN, C.A.E. (2008) Aplicación de un sistema de control supervisor de pH y OD en la operación continua de un reactor nitrificante de disco rotatorio. Departamento de Ingeniería Química, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile.

BOONYASUWAT, S.; CHAVADEJ, S.; MALAKUL, P.; SCAMEHORN, J.F. Anionic and cationic surfactant recovery from water using a multistage foam fractionator. **Chemistry Engineering Journal.**, v. 93, n.3, p. 241-252, 2003.

BRENNER, D.J.; KRIEG, N.R.; STALEY, J.T. *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*. 2nd New York: Ed. Springer. 2005.

BROWER, J. E. & ZAR, J. H. Field and laboratory methods for general ecology. W.M.C. Brow, Dubuque. 1984.
CAO, Q.; WANG, H.; CHEN, X.; WANG, R.; LIU, J. **Composition and distribution of microbial communities in natural river wetlands and corresponding constructed wetlands. Ecological Engineering**, v.98, p. 40-48, 2017.

CARVALHO, P.N.; CARLOS, A.A.; HANS, B. Constructed wetlands for water treatment: new developments. *Water*, v.9, p. 397-406, 2017.

CEARÁ, Conselho Estadual do Meio Ambiente . COEMA. Resolução Nº 02 de Fevereiro de 2017. **Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras**. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=337973>>Resolução COEMA Nº 02 de 02/02/2017. Acesso em: 02 de Set. 2021.

CHEN, D.; GU, X.; ZHU, W.; HE, S.; WU, F.; HUANG, J. Denitrification and anammox-dominant simultaneous nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process in subsurface flow constructed. **Bioresource Technology.**, v.271, p.298-305, 2019.

CHENG, G.; LI, Q.; SU, Z.; SHENG, S.; FU, J. Preparation, optimization, and application of sustainable ceramsite substrate from coal fly ash/waterworks sludge/oyster shell for phosphorus immobilization in constructed wetlands. **Journal of cleaner production.**, v. 175, n. 20, p. 572-581, 2018.

CHOI, H.; GEERONIMO, F.; JEON, M.; KIM, LEE-HYUNG. Evaluation of bacterial community in constructed wetlands treating different sources of wastewater. **Ecological Engineering**, v.182, p. 106703, 2022.

CLAVEAU-MALLET, D.; WALLACE, S.; COMEAU, Y. Model of phosphorus precipitation and crystal formation in electric arc furnace steel slag filters. **Environment Science Technology.**, v.46, p. 1465-1470, 2012.

DALTIN, D. **Tensoativos: química, propriedades e aplicações**. São Paulo: Blucher, 2011. 43 p

DE GISI, S.; CASELLA, P.; NORTARNICOLA, M.; FARINA, R. Grey water in buildings: a mini-review of guidelines, technologies and case studies. **Civil Engineering and Environmental Systems**, v.33, n.1, p. 35-54, 2015.

DE GISI, S.; LOFRANO, G.; GRASSI, M.; NOTARNICOLA, M. Characteristics and adsorption capacities of low-cost sorbents for wastewater treatment: A review. **Sustainable Materials and Technologies**, v.9, p. 10-40 , 2016.

DIXON, A. G.; VANDONGEREN, J. H. The influence of the tube and particle diameters at constant ratio on heat transfer in packed beds. **Chemical Engineering and Process**. Lausanne, v.37, n. 23, p.23–32, 1998.

DONOSO, N.; VAN OIRSCHOT, D.; BISWAS, J.K.; MICHELS, E.; MEERS, E. Impact of aeration on the removal of organic matter and nitrogen compounds in constructed wetlands treating the liquid fraction of piggy

manure. **Applied Science**, v.9, p. 4310, 2019.

DWIVEDI, S.; SRIVASTAVA, S.; MISHRA, S.; DIXIT, B.; KUMAR, A.; TRIPATHI, R. D. Screening of native plants and algae growing on fly-ash affected areas near National Thermal Power Corporation , Tanda, Uttar Pradesh, India for accumulation of toxic heavy metals. **Journal of Hazardous Materials**, v. 158, p. 359-365, 2008

DU, X.; SHI, C.; MA, F. Influence of intermittent aeration and organic loading rate on lab-scale constructed wetland systems treating synthetic wastewater. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 21, p. 9651-9659, 2015.

ETTEIEB, S.; ZOLFAGHRI, M.; MAGDOULI, S.; BRAR, K.K.; BRAR, S.K. Performance of constructed wetland for selenium, nutrient and heavy metals removal from mine effluents. **Chemosphere.**, v.281, p. 130921, 2021.

GACIA, E.; BERNAL, S.; NIKOLAKOPOULOU, M.; CARRERAS, E.; MORGADO, L.; RIBOT, M.; ISNARD, M.; SOROLLA, A.; SABATER, F.; MARTÍ, E. The role of helophyte species on nitrogen and phosphorus retention from wastewater treatment plant effluents. **Journal Environment Management.**, v.252, p. 109585, 2019

GRAAF, A. A.; MULDER, A.; BRUJIN, P.; JETTEN, M. S. M.; ROBERTSON, L. A.; KUENEN, G. Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process. **Applied and Environmental Microbiology**, v.61, p.1246 – 1251, 1995.

GUO, F.; ZHANG, J.; YANG, X.; HE, Q.; CHEM, Y. Impact of biochar on greenhouse gas emissions from constructed wetlands under various influent chemical oxygen demand to nitrogen ratios. **Bioresource technology.**, v.303, p. 122908, 2020.

HIGARASHI, M.; KUNZ, A.; MATTEI, R. Aplicação de adsorção para remover amônia de efluentes suínícolas pré-tratados. **Química Nova.**, v.31, n.5, 2008.

HU, S.; YANG, F.; LIU, S.; YU, L. The development of a novel hybrid aerating membrane-anaerobic baffled reactor for the simultaneous nitrogen and organic carbon removal from wastewater. **Water Research.**, v. 43, n. 2, p.381-388, 2009.

HU, Y.; ZHAO, Y.; ZHAO, X.; KUMAR, L. High rate nitrogen removal in an alum sludge-based intermittent aeration constructed wetland. **Environmental Science Technology**, v.46, n.8, p. 4583-4590, 2012.

JABBEN, R.; AHMAD, A.; IQBAL, M.. Phytoremediation of Heavy Metals: Physiological and Molecular Mechanisms. **The New York Botanical Garden**, New York. p. 340-364. 2009

JIA, W.; ZHANG, J.; LI, P.; XIE, H.; WU, J.; WANG, J. Nitrous oxide emissions from surface flow and subsurface flow constructed wetland microcosms: effect of feeding strategies. **Ecol. Eng.**, 37 (11) (2011), pp. 1815-1821

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. **Treatment Wetlands** (2nd ed.), CRC Press, Boca Raton, p. 952, 2008.

KIM *et al.* Use of powdered cockle shell as a bio-sorbent material for phosphate removal from water. **Bulletin of the Korean Chemical Society.**, v. 39, n.12, p. 1362-1367, 2018.

KOGOWA, A.C.; CERNIC, B.G.; GIOVANNI, L.; REFINA, H.; SALGADO, N. Synthetic detergents: 100 years of history. **Saudi Pharm. J.**, v.25, p. 934-938, 2017.

LANGMUIR, I. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. **Journal of the American Chemical Society**, v. 40, n. 9, p. 1361–1403, 1918

LI *et al.* Performance study of vertical flow constructed wetlands for phosphorus removal with water quenched slag as a substrate. **Ecological Engineering**, v. 53, p. 39-45, 2013.

LI, H.; TAO, W. Efficient ammonia removal in recirculating vertical flow constructed wetlands: Complementary roles of anammox and denitrification in simultaneous nitrification, anammox and denitrification process. **Chemical Engineering Journal**, v. 317, p. 972-979. Jun. 2017.

- LIGI, T.; OOPKAUP, K.; TRUU, M.; PREEM, J.K.; NOLVAK, H.; MITSCH, W. Characterization of bacterial communities in soil and sediment of a created riverine wetland complex using high-throughput 16S rRNA amplicon sequencing. **Ecological Engineering**, v. 72, p. 56-66, 2014.
- LIMA, M.X.; CARVALHO, K.Q.; PASSIG, F.H. ; BORGES, A.C. ; FILIPPE, ; AZEVEDO, J.C.R. ; NAGALLI, A. Performance of different substrates in constructed wetlands planted with *E. crassipes* treating low-strength sewage under subtropical conditions, **Science of The Total Environment**, v. 630,p. 1365-1373, 2018.
- MACHADO, E.; LEAL, C.; COELHO, B.; CHERNICHARO, C.; ARAÚJO. Detecção e quantificação de bactérias resistentes aos antibióticos ampicilina e cloranfenicol em estações de tratamento de esgoto doméstico. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 25, n. 6,p. 847-857, 2020.
- MACKEY *et al.* **Phosphorus dynamics in the environment**. Encyclopedia of Microbiology, 4ed, 2019.
- MARCELINO, G.R; CARVALHO, K.Q., LIMA, M.X.; PASSIG, F.H.; BELINI, A.D.; BERNARDELLI, J.K.; NAGALLI, A. Construction waste as substrate in vertical subsuperficial constructed wetlands treating organic matter, ibuprofene, acetaminophen and ethinylestradiol from low-strength synthetic wastewater. **Science of the Total Environment**, 728, 138771, 2020.
- MAGURRAN, A.E. 1988. Ecological Diversity and its measurement. Princeton, Newjersey, VI+179p.
- MENDONÇA, H.; RIBEIRO, C.; BORGES, A.; BASTOS, R. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. **Revista ambiente e água.**, v. 7. n. 2, 2012.
- MILLOT, Y.; TROESCH, S.; ESSER, D.; MOLLE, P.; MORVANNOU, A.; GOURDON, R.; ROUSSEAU, D. Effects of design and operation al parameters on ammonium removal by single-stage French vertical flow filters treating raw domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 97, p. 516-523, 2016.
- MONACO, P.A.V.; MATOS, A.; EUSTÁQUIO, V.; RIBEIRO, I.C.A.; TEXEIRA, D.L. Utilização do farelo de conchas de vôngole na adsorção de fósforo e como corretivo da acidez do solo. **Engenharia Agrícola**, v.35, n. 5, p. 866-874, 2012.
- MONDAL, B.; ADAK, A.; DATTA, P. Degradation of anionic surfactant in municipal wastewater by UV-H₂O₂: process optimization using response surface methodology. **Journal of Photochemistry and Photobiology.**, v. 375, p. 237-243, 2019.
- MOREIRA, F. D., DIAS, E. H. O. Constructed Wetlands, applied in rural sanitation: A review. Environmental Research, **190**, 110016, 2020.
- MUNGRAY, A.K.; KUMAR, P. Degradation of anionic surfactantes during drying of UABSR sludges on sand drying beds. **Journal of Environmental Management**, v.88, p. 995-1002, 2008.
- NGUGEN *et al.* White hard clam (*Meretrix lyrata*) shells media to improve phosphorus removal in lab-scale horizontal sub-surface flow constructed wetlands: performance, removal pathways, and lifespan. **Bioresource Technology.**, v.312, p.123602, 2020.
- NITSCHKE *et al.* Biossurfactantes: propriedades e aplicações. **Química Nova [online]**., v.25, n. 5, p. 772-776, 2002.
- NSW DEPARTMENT OF HEALTH. (2000). "Greywater Reuse In Sewered Single Domestic Premises". NSW Government, Sydney NSW Austrália
- OKABE, S., HIRATA, K., WATANABE, Y. Dynamic changes in spatial microbial distribution in mixed-population biofilms: experimental results and model simulation. **Water Science and Technology**, v. 32, n. 8, p. 67-74, 1995.
- OU, Z.; YEDILER, A.; HE, Y.; JIA, L. KETTERUP, A.; SUN, T. Adsorption of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) on soils. **Chemosphere**, v.32, p. 827-839, 1996.

PÉREZ-LÓPEZ, M.E.; ARREOLA-ORTIZ, A.E.; MALAGÓN ZAMORA, P. Evaluation of detergent removal in artificial wetlands (biofilters), **Ecological Engineering**, v. 122, p. 135-142, 2018.

PIDOU *et al.* . Greywater recycling: Treatment options and applications. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers Engineering Sustainability**. v.160, p. 119-131, 2007.

PIÑAR, G., POYNTNER, C., LOPANDIC, K., TAFER, H., AND STERFLINGER, K. Rapid diagnosis of biological colonization in cultural artefacts using the MinION Nanopore sequencing technology. **Int Biodeter Biodegr**, v.148, 2020.

RAMIREZ-MORALES, D.; MASIS-MORA, M.; MONTIEL-MORA, J.R.; CAMBRONERO-HEINRICHS, J.C.; BRICENO-GUEVARA, S.; ROJAS-SANCHEZ, C.E. Occurrence of pharmaceuticals, hazard assessment and ecotoxicological evaluation of wastewater treatment plants in Costa Rica. **Science of The Total Environment**, v.746, p. 141200, 2020.

ROSENBERG, E., EDWARD, F. D., STEPHEN, L., ERKO, S., FABIANO, T. The Prokaryotes: Alphaproteobacteria and Betaproteobacteria (fourth ed.), Springer-Verlag, New York (2014) Berlin Heidelberg

ROUT, P.R.; ZHANG, T.C.; BHUNIA, P.; SURAMPALLI, R.Y. Treatment technologies for emerging contaminants in wastewater treatment plants: a review. **Science Total Environment**. v. 753, p. 141990, 2021

SAEED, Tanveer *et al.* Industrial wastewater treatment in constructed wetlands packed with construction materials and agricultural by-products. **Journal of Cleaner Production**, v. 189, p. 442-453, 2018

SEO, D.C.; CHO, S.J.; LEE, J.H.; HEO, J.S. Phosphorus retention capacity of filter media for estimating the longevity of constructed wetland. **Water Research**, v.39, n. 11, p. 2445-2457, 2005.

SHREYA, VERMA, A.K.; DASH, A.K.; BHUNIA, P.; DASH, R.R. Removal of surfactants in greywater using low-cost natural adsorbents: A review. **Surfaces and Interfaces**, v.27, p. 101532, 2021.

SILVEIRA, D.D.; BELLI FILHO, P.; PHILIPPI, L.S.; KIM, B.; MOLLE, P. Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 77, p. 257-264, 2015.

SÍMA, J.; HAVELKA, M.; HOLCOVÁ, V. Removal of Anionic Surfactants from Wastewater Using a Constructed Wetland. **Chemistry & biodiversity**. v.6, p. 1350-1363, 2009.

STEFANAKIS, A.I.; BARDIAU, M.; TRAJANO, D.; COUCEIRO, F.; WILLIAMS, J.B.; TAYLOR, H. Presence of bacteria and bacteriophages in full-scale trickling filters and an aerated constructed wetland. **Science of Total Environment**, v. 659, p. 1135-1145, 2019.

SIVAL *et al.* Optimization of synthesis of geopolymer adsorbent for the effective removal of anionic surfactant from aqueous solution. **Environment Chemistry Engineering**, v. 9, p. 104949, 2021.

TAN *et al.* Enhanced simultaneous organics and nutrients removal in tidal flow constructed wetland using activated alumina as substrate treating domestic wastewater. **Bioresource Technology**, v. 280, p. 441-446, 2019.

THOMAS, R.; GOUGH, R.; FREEMAN, C. Linear alkylbenzene sulfonate (LAS) removal in constructed wetlands: The role of plants in the treatment of a typical pharmaceutical and personal care product. **Ecological Engineering**, v. 106, p. 415-422, 2017.

TILLEY, E.; ULRICH, L.; LÜTHI, C.; REYMOND, P.H.; ZURBRÜGG, C. **Compendium of Sanitation Systems and Technologies**. 2nd Revised Edition. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland, 2014.

TREIN, C.M.; ZUMALACARREGUI, J.A.; VON SPERLING, M. Comportamento diário ao longo do período de alimentação do primeiro estágio do sistema francês de wetland vertical, em termos de remoção de matéria orgânica e amônia. **Revista TECNO-LÓGICA**, v.22, n.1, p. 6-11, 2018.

- VERLICCHI, P.; GALLETI, A.; PETROVIC, M.; BARCELÓ, D. Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An overview of micropollutants and sustainable treatment options. **Journal of Hydrology**, v. 389. n. 3-4, p. 416-428, 2010.
- VOHLA, C.; KÖIV, M.; BAVOR, H.J.; CHAZARENC, F.; MANDER, Ü. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—a review. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 70-89, 2011.
- VON SPERLING, M. Comparison of simple, small, full-scale sewage treatment systems in Brazil: UASB-maturation ponds-coarse filter; UASB - horizontal subsurface-flow wetland; vertical-flow wetland (first stage of French system). **Water Science Technology**, v.71, n.3, p.329, 2015.
- VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, p. 48-65, 2007.
- VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. (2008) **Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow**. Holanda Springer Netherlands.
- ZOPPAS, BERNARDES e MENEGUZZI, 2016. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.2,1 n.1, p. 29-42, 2016.
- ZUO, J.; XU, L.; GUO, J.; XU, S.; MA, S.; JIANG, C.; YANG, D.; WANG, D.; ZHUANG, M. X. Microbial community structure analyses and cultivable denitrifier isolation of *Myriophyllum aquaticum* constructed wetland under low C/N ratio. **Journal of Environmental Sciences**, v. 127, p. 30-41, 2023.
- WARD, B. B.; ARP, D. J.; KLOTZ, M. G. **Nitrification**. Washington, D.C.: ASM Press, 2011.
- WANG *et al.* Screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetlands treating swine wastewater. **Ecological Engineering**, v. 54, p. 57-65, 2013.
- WANG, X.; TIAN, Y.; ZHAO, X.; PENG, S.; WU, Q.; YAN, L. Effects of aeration position on organics, nitrogen and phosphorus removal in combined oxidation pond-constructed wetland system. **Bioresour. Technol.**, 198 (2015), pp. 7-15
- WANG, J.; WANG, S. Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from wastewater: a review. **Journal Environment. Management.**, v. 182, p. 620–640, 2016.
- WHITE, S. A.; TAYLOR, M. D.; ALBANO, J. P.; WHITWELL, T.; KLAINÉ, S. J. Phosphorus retention in lab and field-scale subsurface-flow wetlands treating plant nursery runoff. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 12, p. 1968–1976, 2011.
- WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION, UNICEF – The United Nations Children’s Fund, 2017. Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene: 2017 Update and SDG Baselines. WHO, Geneva.
- WOLECKI, D.; CABAN, M.; PAZDA, M.; STEPNOWSKI, P.; KUMIRSKA, J. Evaluation of the possibility of using hydroponic cultivations for the removal of pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in municipal sewage treatment plants. **Molecules**, v.25, p. 162, 2020.
- YEOM, S.H.; JUNG, K.Y. Recycling wasted scallop shell as an adsorbent for the removal of phosphate. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v.15, n. 1, p. 40-44, 2009.

**4 CAPÍTULO 3: PRODUÇÃO DE FEIJÃO CAUPI (*Vigna unguiculata* L.Walp)
EM ÁREA DO SEMIÁRIDO COM USO DE EFLUENTE DE WETLAND
CONSTRUÍDO COMO ÁGUA DE IRRIGAÇÃO**

Capítulo preparado em formato de artigo para posterior edição, tradução e
submissão

PRODUÇÃO DE FEIJÃO CAUPI (*Vigna unguiculata* L.Walp) EM ÁREA DO SEMIÁRIDO COM USO DE EFLUENTE DE WETLAND CONSTRUÍDO COMO ÁGUA DE IRRIGAÇÃO

RESUMO

O reuso agrícola é uma prática sustentável para locais com escassez hídrica como a que atinge regiões áridas e semiáridas. Foi avaliado o crescimento (altura e diâmetro caulinar, número de folhas e taxa de crescimento) e produção (número de vagens e grãos, Comprimento, largura, espessura dos grãos e comprimento e peso das vagens) do feijão caupi (*Vigna unguiculata* L.Walp) irrigado com água de abastecimento (AA) e com água cinzas domésticas tratadas (WC1 e WC2) oriundas de *wetlands* construídos de fluxo vertical descendente, plantados com macrófitas nativas *Echinodorus Subalatus*. Para o efluente de WC1, o tanque *wetland* possuía substratos de areia, concha marinha e tijolos cerâmicos e, para o de WC2, os substratos eram apenas areia e tijolos cerâmicos e ambos estavam com características de acordo com as diretrizes de qualidade de água de reuso propostas pela legislação brasileira e americana. O plantio das sementes foi em duplicata em vasos de 5 L contendo 16 cm de altura de solo local e 2 cm de brita nº 1 ao fundo. A taxa de crescimento caulinar variou, na Fase 1, e de 0,637 mm.dia⁻¹ e 0,655 mm.dia⁻¹, na Fase 2, não ocorrendo diferenças significativas em função da água de irrigação, sendo que os indicadores de crescimento dos feijoeiros apresentaram maior valor na Fase 2, período chuvoso, com a altura da planta, número e peso das vagens respectivamente, com valores médios de 50,1 cm, 7,5 vagens e 0,834g, para as plantas irrigadas com efluente tratado e de 51,1 cm, 6 vagens e 1,27g, para as cultivadas com água de abastecimento. Na ausência de adubação química, nos solos irrigados com água cinza tratada, os feijoeiros cresceram semelhantemente aos que cresceram irrigados com água de abastecimento, representando um suprimento alternativo de água para a irrigação a ser valorizado em áreas de escassez hídrica.

Palavras-chave: Água cinza; Macrófita; Reuso; Subsistência.

ABSTRACT

Agricultural reuse is a sustainable practice for places with water scarcity, such as the one that affects arid and semi-arid regions. The growth (stem height and diameter, number of leaves and growth rate) and yield (number of pods and grains, Length, width, grain thickness and length and weight of pods) of cowpea (*Vigna unguiculata* L.Walp) were evaluated irrigated with water supply (AA) and with treated domestic ash water (WC1 and WC2) from

constructed wetlands with vertical downward flow, planted with native macrophytes *Echinodorus Subalatus*. For WC1 effluent, the wetland tank had substrates of sand, seashell and ceramic bricks, and for WC2, the substrates were only sand and ceramic bricks and both had characteristics in accordance with the reuse water quality guidelines. proposed by Brazilian and American legislation. The seeds were planted in duplicate in 5 L pots containing 16 cm of local soil height and 2 cm of gravel n° 1 at the bottom. The shoot growth rate varied, in Phase 1, and from 0.637 mm.day⁻¹ and 0.655 mm.day⁻¹, in Phase 2, with no significant differences as a function of irrigation water, and the bean growth indicators showed higher values in Phase 2, rainy season, with plant height, number and weight of pods, respectively, with mean values of 50.1 cm, 7.5 pods and 0.834g, for plants irrigated with treated effluent and 51 .1 cm, 6 pods and 1.27g, for those grown with water supply. In the absence of chemical fertilization, in the soils irrigated with treated gray water, the beans grew similarly to those that grew irrigated with water supply, representing an alternative supply of water for irrigation to be valued in areas of water scarcity.

Keywords: Gray Water; Reuse; Macrophyte; Subsistence.

INTRODUÇÃO

O déficit hídrico oriundo da não regularidade de chuvas, presente no semiárido, como a região do nordeste brasileiro, afeta negativamente a agricultura familiar, que é a principal fonte de renda das famílias locais. Nessas regiões a evapotranspiração é maior que a taxa de precipitação o que acarreta maior utilização de água potável para sistemas de irrigação. De acordo com Agência Nacional de Águas (ANA, 2017), 67% do consumo de água no Brasil é feito pela agricultura, setor este que mais demanda água dentre todos os outros.

Além da escassez hídrica, a falta de saneamento básico também prejudica a população local, pois apenas 47,2% possui acesso ao esgotamento sanitário (IBGE, 2019), sendo que a adoção de sistemas naturais e sustentáveis como *wetlands* construídos e o reuso de seus efluentes pode ser uma alternativa viável para a destinação destes, promovendo o aproveitamento dos nutrientes remanescentes neles contidos como biofertilizante e o aumento da oferta de água em áreas de escassez hídrica, reduzindo assim a captação de fontes naturais e contribuindo para a sustentabilidade (MELO *et al.*, 2020). Países como Israel e Jordânia, que enfrentam há bastante tempo problemas com escassez de água, reutilizam na irrigação mais de 80% e 90% dos efluentes tratados, respectivamente (UN WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME, 2017; VOULVOULIS, 2018).

Neste contexto, a utilização de águas residuárias domésticas tratadas como água de irrigação de cultura de subsistência vêm sendo estudada como uma possível medida para diminuir o cenário de escassez hídrica, bem como atenuar a poluição de corpos hídricos receptores (GHUNMI *et al.*, 2010; SOUSA *et al.*, 2020; COSTA *et al.*, 2021).

As águas cinzas são produzidas a partir de cozinhas, banheiros e lavanderias e sua composição depende das características dos habitantes da residência, na qual são gerados esses despejos (PRAVIN, 2022). Em geral, esses efluentes possuem carga orgânica e concentração de micro-organismos patogênicos baixas (GOLÇALVES *et al.*, 2010), o que torna interessante seu emprego na irrigação de culturas. Porém, geralmente são ricas em produtos que possuem surfactantes em sua composição e podem conter traços de antibióticos que são eliminados através de atividades urinárias humanas no banho (INYNBOR *et al.* 2019), sendo importante que sejam submetidas a tratamento para minimização dos efeitos negativos da presença desses poluentes.

De acordo com Feitosa *et al.* (2009), os efluentes mesmo depois de tratados podem apresentar macro e micro nutrientes que podem contribuir para o desenvolvimento da cultura escolhida, sendo que nem sempre o conteúdo de nutrientes neles presentes atende completamente à necessidade de adubação requerida pela planta (FONSECA *et al.*, 2007; ROSSI *et al.*, 2021). Porém, a aplicação desses efluentes como água de irrigação pode diminuir o uso de fertilizante comercial e representar um ganho econômico.

O manejo seguro desses efluentes poderá melhorar a qualidade do solo (CHOJNACKA *et al.*, 2020; GONÇALO-FILHO *et al.*, 2020). Além disso, essa prática também traz melhoria da qualidade de vida das famílias envolvidas no reuso agrícola (HESPANHOL, 2002), pois o uso de efluentes na irrigação de culturas poderá permitir elevar a produtividade das culturas, com a redução dos custos de produção e elevar a renda do produtor, bem como resultar em economia de 29% a 47% do consumo de água potável (HUMEAU *et al.*, 2011), o que é um ponto positivo e de grande relevância em áreas de escassez hídrica, particularmente por conta da agricultura ser a atividade que mais demanda água (PAZ *et al.* 2000).

É possível obter boa produção de culturas com a prática do reuso agrícola. Há relatos de que cultivos de feijão, tomate, pimentão e melancia irrigados com água de reuso têm demonstrado efetiva produtividade quando irrigados com efluentes domésticos (REGO *et al.* 2005; SOUSA *et al.* 2006; OLIVEIRA *et al.* 2011; SILVA; CUNHA *et al.* 2015).

O feijão caupi (*Vigna unguiculata* L.Walp) é uma cultura de subsistência importante

na região Nordeste do Brasil, já que apresenta um alto valor nutritivo e está presente na dieta alimentar do brasileiro, sendo adaptada às condições de calor e à deficiência hídrica (FREIRE FILHO *et al.*, 2005). Estudos já verificaram que a utilização de águas residuárias promove melhorias na plantação (SOUSA *et al.*, 2006; RECH *et al.*, 2014; SOUSA *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2020). No Brasil, ainda não existem normas e padrões técnicos específicos sobre o reuso de águas residuárias, com exceção de alguns padrões relacionados às variáveis pontuais que são observados em regulamentações estaduais, como a resolução estadual do Ceará da COEMA N°2 de 2017. Já a Organização Mundial da Saúde (OMS) estabelece diretrizes para aplicação de águas de reuso na agricultura e, para culturas com irrigação localizada e que a parte comestível se desenvolve distante do solo e sem risco de contato direto do agricultor, como o feijão caupi, que possuem como padrão microbiológico a contagem inferior ou igual a 100 UFC/100mL⁻¹ para *Escherichia coli* (WHO, 2006). Por não ser consumido *in natura*, os requisitos para irrigação do feijão são mais brandos, já que precisam ser cozidos para serem consumidos, reduzindo assim o risco de contaminação por patogênicos.

Os sistemas *wetland* construídos (WC) são uma ecotecnologia que imitam ecossistemas naturais de áreas alagadas. De acordo com Allen *et al.* (2013), essas infraestruturas conservam as condições e funções do ecossistema natural e são de forma descentralizadas e com menor gasto energético. É uma tecnologia compatível com a realidade do semiárido, particularmente na área rural onde se faz necessário a adoção de soluções sanitárias individuais e sistemas descentralizados e de simples operação, bem como quanto ao aspecto qualitativo, pois há geração de efluente final com características adequadas para a reutilização na atividade proposta quanto ao padrão sanitário.

Assim, o objetivo do trabalho foi avaliar se os efluentes produzidos por *wetlands* construídos de fluxo vertical com meio suporte de areia, tijolos cerâmicos e conchas marinhas plantados com uma espécie de macrófita nativa *Echinodorus subalatus* poderiam ser utilizados para suprimento das demandas hídricas e nutricionais do feijão caupi (*Vigna unguiculata* L.Walp), sem aplicação de adubação química. Foram ainda usadas como referência de qualidade da água de irrigação normas estaduais brasileiras e normas internacionais.

MATERIAIS E MÉTODOS

Local de estudo

O experimento foi realizado na cidade de Fortaleza, Ceará, Brasil no jardim didático e

experimental do Departamento de Biologia da Universidade Federal do Ceará (UFC), no campus do Pici (3°44'41.06"S, 38°34'25.88"O, elevação 23 m) e ocorreu em 2 fases, a primeira, na estação mais seca, durante os meses de junho, julho, agosto e setembro de 2021. A segunda fase foi na estação chuvosa, nos meses de dezembro de 2021 e janeiro, fevereiro e março de 2022. O experimento compreendeu um total de 83 dias para cada fase. Os dados climatológicos do período do experimento estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Dados climatológicos no período do experimento

	Temperatura (°C)	Precipitação (mm)	umidade (%)	Tempo de irradiação solar diário (h)
1° FASE	26,475 ± 0,24	30,5 ± 27,34	72 ± 3,94	9,175 ± 0,29
2° FASE	26,825 ± 0,31	275,25 ± 232	79,25 ± 3,03	8,125 ± 0,57

Fonte: FUNCEME (2022)

O sistema de *wetland* construído (WC) subsuperficial vertical descendente era constituído de um reservatório de alimentação e (1 m x 1 m x 1 m) e dois tanques plantados com macrófita nativa *Echinodorus subalatus* (Mart.) Griseb (20 mudas/m²), WC1 e WC2 (1 m x 1 m x 0,8 m). O afluente era distribuído por gravidade em tubos de PVC de 25 mm de diâmetro na superfície de WC1 e WC2, com perfurações de 2 mm, por gotejamento. O efluente após percolação pela coluna filtrante era recolhido por sistema de drenagem, na base dos tanques. No WC1 foram utilizados como substrato areia média lavada de rio ($\emptyset = 0,42$ a 2,00 mm), conchas marinhas ($\emptyset \sim 3$ cm) e tijolo cerâmico ($\emptyset \sim 5$ cm). Já no WC 2 não foram adicionadas conchas marinhas, apenas areia e tijolos.

O sistema recebeu como afluente uma água cinza doméstica preparada seguindo a metodologia adaptada de Abed e Scholz (2016), com a adição de xampu, sabonete líquido e creme dental. Parte do efluente do sistema foi utilizado como água de irrigação em cultura de feijão caupi, sendo coletado em frascos plásticos de 5L, o qual era mantido sob temperatura ambiente para a irrigação da cultura.

Caracterização da água de irrigação

Os efluentes obtidos dos *wetlands* foram usados como água de irrigação na agricultura com cultivares crioulas de feijão caupi. Foram utilizadas como referências da qualidade do efluente final os padrões estabelecidos pela Resolução COEMA N° 2, de 02 de fevereiro de 2017, que dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras (CEARÁ, 2017) e pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados

Unidos (EPA). A aplicação na agricultura (reuso agrícola), classificado como reuso de efluentes tratados, direto planejado, não potável (Brasil, 2017). As culturas foram irrigadas com água de abastecimento (AA), como controle, e com os efluentes provenientes dos tanques WC 1 e WC 2.

Delineamento experimental e análise dos dados

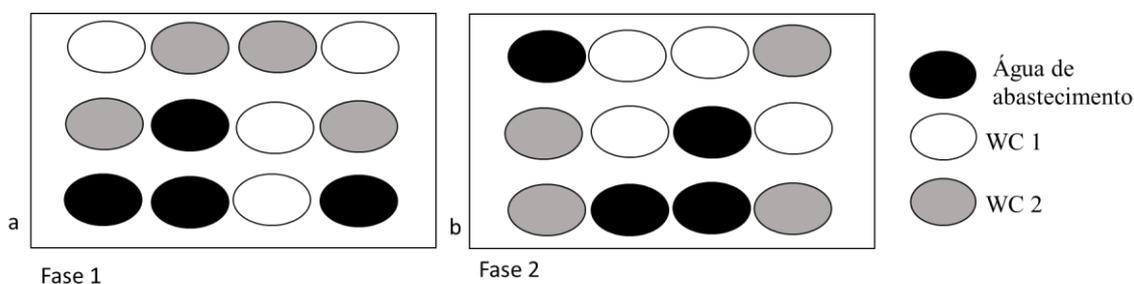
O feijão-caupi oriundo da região de Barreira, Ceará, tem período de cultivo de 40 dias, foi cultivado em vasos plásticos de 4 L, com a base perfurada, sobre a qual foi disposto enchimento de 2 cm de brita nº 1 ($\varnothing = 19$ mm a 25 mm), para facilitar a drenagem, de acordo com a metodologia de Freire Filho *et al.* (2011), seguido de 16 cm de solo natural (silte argiloso), sem adubação química. Foi utilizado um delineamento inteiramente casual em esquema fatorial com 6 tratamentos (1 cultura de feijão, 6 efluentes) (Tabela 2), com 4 repetições (vasos) e cada vaso com 2 plantas.

Tabela 2. Descrição dos tratamentos do modelo experimental

TRATAMENTO	DESCRIÇÃO
T1 (CONTROLE)	Água de abastecimento da fase 1
T2	efluente do WC 1 da fase 1
T3	efluente do WC 2 da fase 1
T4 (CONTROLE)	Água de abastecimento da fase 2
T5	efluente do WC 1 da fase 2
T6	efluente do WC 2 da fase 2

A ordem dos vasos foi sorteada aleatoriamente em 4 fileiras com 3 vasos com o intuito de diminuir a influência de sua posição nos resultados, já que alguns locais poderiam se beneficiar com a luz solar e chuva, conforme Figura 1.

Figura 1. Posição dos vasos na a) Fase 1 e b) Fase 2



Fonte: Autores (2022).

Plantou-se 5 sementes por vaso, a uma profundidade entre 6 e 8 cm, e durante 10 dias todos os vasos foram irrigados com água de abastecimento para que todas as mudas

crecessem de forma igualitária. Após 10 dias, quando apareceram as folhas primárias, realizou-se um desbaste, deixando-se 2 plantas por vaso, escolhendo-se as mais vigorosas, menos defeituosas e de mesmo tamanho. Então foi iniciada a irrigação com os efluentes AA, WC 1 e WC 2. O A irrigação foi realizada diariamente com 80% da sua capacidade de campo (200 mL). A capacidade de campo foi calculada com base no peso total do vaso quando o substrato estava totalmente preenchido com água (SOUZA *et al.*, 2000).

Após a compilação dos dados foi utilizada uma análise de variância (ANOVA) para verificar a existência de diferença significativa entre os grupos em relação aos demais pertencentes. Os dados que se encontraram com diferenças significativas foram submetidos a um teste Tukey com 5% de significância para concluir qual diferença houve entre eles. As análises foram realizadas no programa Mini Tab para ANOVA e Tukey. A análise de componentes principais (PCA) foi feita utilizando o programa Past 4.3 para analisar inter-relações entre as variáveis indicadoras do crescimento do feijoeiro e as análises físico-químico dos efluentes. Com a análise de componentes principais (PCA) é possível verificar melhor a inter-relação das variáveis de produção com as características físico-químicas dos efluentes utilizados.

Análises de crescimento da planta

Para obtenção da altura caulinar da planta (AC), esta foi medida com trena métrica desde a superfície do solo até a dominância apical e o diâmetro do coleto (DC) foi obtido com auxílio de um paquímetro. As medições eram feitas a cada 7 dias, juntamente com a contagem de folhas diretamente em cada planta, considerando apenas as que estavam totalmente abertas. Para avaliar a velocidade média de crescimento ao longo do período estudado, foi calculada a taxa de crescimento da altura da planta (TCA) e a taxa de crescimento do diâmetro do coleto (TCC) a partir das seguintes equações 1 e 2, respectivamente:

$$TCA = \frac{(A2-A1)}{t} \quad (1)$$

$$TCC = \frac{(D2-D1)}{t} \quad (2)$$

Sendo:

TCA: taxa de crescimento caulinar (cm. dia⁻¹);

A2: altura final da planta (cm);

A1: altura inicial da planta (cm);

TCC: taxa de crescimento do diâmetro do coleto (mm.dia⁻¹);

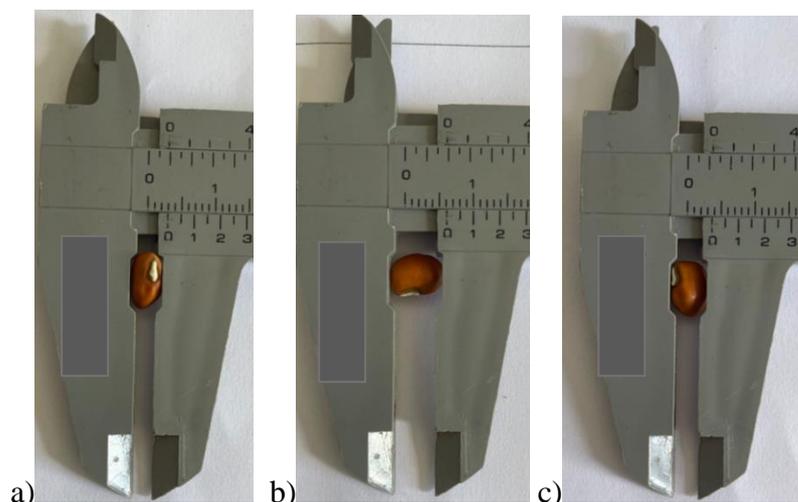
D2: diâmetro final do coleto (mm);

D1: diâmetro inicial do coleto (mm);

t: tempo após o plantio (dias).

A produtividade dos grãos foi determinada através da coleta das vagens das plantas, retirados os grãos após secagem, e determinados o peso de cada vagem, em gramas. Foi também avaliado o comprimento, largura e espessura do grão, conforme Figura 2.

Figura 2. Medições do grão no paquímetro: a) Espessura b) Comprimento c) Largura



Fonte: Autores (2022)

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Sobre a qualidade dos efluentes com características de águas cinzas para reuso agrícola utilizados neste experimento (Tabela 3), todos os utilizados nos tratamentos apresentaram dentro dos padrões da legislação de reuso agrícola no Brasil, estabelecida pelo COEMA n° 02/2017, a qual reporta condutividade elétrica de até 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, independente do cultivo e pH entre 6 e 8,5. Em relação à condutividade, os valores observados nos efluentes usados foram menores em comparação com a condutividade registrada na água bruta, com valores de 1300 a 1640 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 1850 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente.

Os coliformes são o parâmetro mais relevantes em todas as regulamentações que dão diretrizes sobre os requisitos para reuso agrícola. Os regulamentos podem utilizar como indicadores coliformes totais, *E. coli* ou coliformes termotolerantes e os limites podem diferir para cada tipo de cultura a depender de como será consumida e ainda em função de barreiras de proteção, como tempo de exposição à radiação solar, intervalo entre o cessar da irrigação e a colheita, por exemplo. Em relação aos valores do indicador *E. coli*, os valores obtidos estão dentro do estabelecido (<100 NMP/100 mL para todos os tratamentos) para culturas que não serão consumidas cruas (até 1000 NMP/100 mL).

Tabela 3. Características das águas de irrigação utilizadas para o cultivo de feijão-

caupi.

	Água de abastecimento (T1 e T4)	ETAPA 1		ETAPA 2	
		WC 1 (T2)	WC 2 (T3)	WC 1 (T5)	WC 2 (T6)
DQO (mg.L ⁻¹)	102,62±21,1	214,68 ± 101,88	402,34±245,25	149,64±23,34	227,29±28,31
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	Nd	2,18±0,35	3,63±0,37	2,41±0,18	4,45±0,18
Surfactante (mg.L ⁻¹)	Nd	1,85±2,52	3,5±3,03	1,20±0,59	1,92±0,84
Amônia (mg.L ⁻¹)	0,1±0,001	3,38±1,29	3,20±1,34	1,42±1,26	3,53±2,91
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,004±0,001	0,11±0,20	0,33 ±0,32	0,026±0,019	0,048±0,022
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0,001±0,001	0,46±0,86	0,26±0,60	0,25±0,59	0,20±0,6
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ . L ⁻¹)	70,7±10,3	413,75±112,75	181,25±41,27	229,82±32,03	103,1±17,05
Dureza (mg CaCO ₃ . L ⁻¹)	136±15,2	253,98±81,54	138,30±25,05	135±49	118±19,30
OD (mg/L de O ₂)	6,51± 0,25	6,26±0,98	4,7±0,24	1,43±0,79	1,48±0,83
Redox	160±7,5	103,5±14,5	110±14,0	104,57±8,2	101,3±10,6
CE (μS/cm)	1850	1550	1250	1640	1300
pH	6,6	6,5	6	5,98	5,1
Coliformes totais (NMP.100 mL ⁻¹)	0	96	95	85	87
<i>E. coli</i> (NMP.100 mL ⁻¹)	0	51	55	45	48

Nd: Não determinado

Nos EUA, por exemplo, as recomendações para a qualidade da água para reuso são mais rígidas e são sugeridas pela Agência de Proteção Ambiental (EPA) e cada estado do país estabelece seus próprios padrões de qualidades baseados nessas recomendações (EPA, 2012). Os valores dos parâmetros feitos neste trabalho para caracterização dos efluentes utilizados na irrigação também atenderam aos critérios de qualidade pela agência ambiental americana que estabelece valores de pH 6 a 9, sólidos suspensos totais inferiores à 30 mg.L⁻¹, cloro residual maior que 1 mg.L⁻¹ e coliformes termotolerantes inferiores à 200 UFC.100 mL⁻¹ para efluentes usados como água de irrigação.

Na União Europeia, ainda não há padronização para reuso de água, porém há um regulamento sobre os requisitos mínimos para o reuso feito pela comissão Europeia, de

acordo com o tipo de cultura e métodos de irrigação (UE, 2020). Em alguns países que a compõem existe padronização própria para o reuso de água, como Chipre, França, Grécia, Itália, Portugal e Espanha (MOURA *et al.*, 2020). Em todos esses países a recomendação de concentração DQO para reuso em agricultura é de até 125 mg/L, valor esse inferior ao encontrado nos efluentes tratados utilizados neste experimento.

Embora não haja recomendações na Resolução COEMA n° 02/2017 sobre limite de DQO para água de reuso agrícola, os efluentes tratados pelos sistemas *wetlands* nas duas fases apresentaram-se dentro dos valores limites ao considerar a legislação nacional (CONAMA, 2011) e a americana (EPA, 2012) para lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores. É possível observar a alta heterogeneidade dos regulamentos sobre a utilização de águas residuais tratadas para irrigação, uma padronização universal dos parâmetros (microbiológicos e orgânicos) básicos poderiam ser adotados e cada país adicionar suas restrições específicas de acordo com o clima, tipo de solo e tipo de tratamento.

No entanto, as águas residuais tratadas por *wetlands* construídos nem sempre podem satisfazer os requisitos legislativos de reuso na agricultura (ALMUKTAR, ABED e SCHOLZ, 2017; LAVRNIĆ *et al.*, 2017; ARDEN e MA, 2018). Ao estudarem o efeito do uso de águas residuais domésticas tratadas por *wetland* de fluxo vertical de escala laboratorial plantados com *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud para irrigação de pimenta (*Capsicum annum*), os autores Almuktar, Abed e Scholz (2017), afirmaram que o efluente utilizado não atendeu aos padrões de qualidade da água para fósforo ($4,2 \pm 0,48 \text{ mg.L}^{-1}$), amônia-nitrogênio ($4,2 \pm 2,64 \text{ mg.L}^{-1}$), potássio ($7,0 \pm 3,03 \text{ mg.L}^{-1}$) e coliformes totais ($69647 \pm 64852,6 \text{ UFC.100 mL}^{-1}$), de acordo com os requisitos da Organização das Nações Unidas para a alimentação e a agricultura (FAO, 2003). O efluente necessitou passar por desinfecção para redução dos patógenos antes da reutilização.

A remoção baixa de patógenos em sistemas *wetlands* também foi apresentada por outros autores que justificaram que esses sistemas por serem de estágio único (sem tratamento prévio) e não ter adição de agentes químicos têm baixo desempenho (TOSCANO *et al.*, 2015; ZURITA e WHITE, 2014). Com a adição de uma etapa de desinfecção com UV no sistema WC, os autores Sklarz *et al.* (2013) conseguiram remover os patógenos por completo. Para culturas que serão consumidas cruas a água de irrigação não deverá conter patógenos por causa de risco de transmissão de doenças (CHAOUA *et al.* 2018), logo a adição de uma etapa de desinfecção será necessária para cumprir com esse requisito.

Quanto à produção dos feijoeiros, em geral, a irrigação com efluente tratado

influenciou, mas não foram encontradas diferenças estatísticas em algumas variáveis, conforme apresentada na Tabela 4.

Tabela 4. Resultados da produção dos feijoeiros na Fase 1 e Fase 2

		Nº de vagem total (und)	Comprimento médio vagem (cm)	Peso médio vagem (g)	Nº de grãos total (und)	Comprimento médio dos grãos (mm)	Largura média dos grãos (mm)	Espessura média dos grãos (mm)
FAS E 1	T1	3	9,53 ± ,3256a	0,3580 ± 0,69a	16	4,00 ± 0a	4,66 ± 0,471a	3,66 ± 0,47a
	T2	4	11,62 ± 0,5807a	1,34 ± 0,4936a	24	5,667 ± 0,1035b	5,00 ± 0a	3,00 ± 0a
	T3	3	15,70 ± 0,4905a	2,11 ± 1,14a	23	6,00 ± 0b	5,00 ± 0a	3,00 ± 0a
FAS E 2	T4	6	12,75 ± 0,147a	1,27 ± 0,297a	35	2,11 ± 0,228a	5,00 ± 0a	4,00 ± 1,00a
	T5	9	12,11 ± 0,180a	0,75 ± 0,418b	45	0,844 ± 0,171b	5,00 ± 0a	3,00 ± 0a
	T6	6	11,83 ± 0,147a	0,95 ± 0,408ab	35	0,866 ± 0,128b	5,00 ± 0a	3,00 ± 0a

Os dados são apresentados como média e desvio padrão; Não houve evidências para se rejeitar a normalidade dos resíduos pelo teste de Shapiro-Wilk a 5% de probabilidade; Não houveram evidências para se rejeitar a homogeneidade de variâncias pelo teste de Levene a 5% de probabilidade. Os resultados de cada fase foram comparados por ANOVA único fator e feito o teste de Tukey. Médias que não compartilham a mesma letra são significativamente diferentes para cada fase.

Ocorreram diferenças significativas nos tratamentos apenas na variável comprimentos dos grãos, na Fase 1. O T1 e T4 que eram o controle de cada fase, diferiram estatisticamente. Na Fase 1, os tratamentos T2 e T3 tiveram comprimentos médios superiores aos do controle. Logo, a água residual tratada influenciou positivamente nessa variável. O mesmo não ocorreu na Fase 2, pois os tratamentos T5 e T6 obtiveram comprimentos médios dos grãos e peso médio da vagem inferiores ao do controle. A largura e espessura média dos grãos não apresentaram diferenças significativas em nenhuma das duas fases, ou seja, o tipo de água usada na irrigação não afetou essas variáveis.

Ainda na Tabela 4, pode-se observar que a produção de vagens e grãos, na Fase 1, tiveram os valores bem próximos, porém o T2 obteve resposta ligeiramente melhor das variáveis de crescimento. Já na Fase 2, os tratamentos T4 (controle) e T6 a produção foi semelhante (ambos com 6 vagens e 35 grãos). Logo, o T5 teve melhores resultados, com no total de 9 vagens e 45 grãos, o que corrobora com a Fase 1, já que o efluente do tratamento T5 também possui menores concentrações de DQO, fósforo total, surfactante e nitrito. É

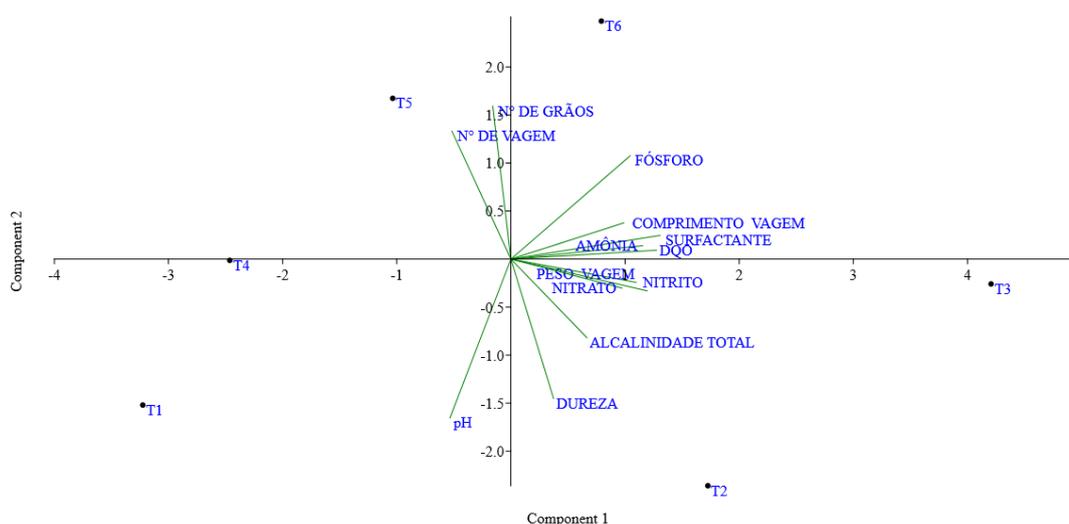
interessante observar que o número de vagens e grãos encontrado neste estudo são maiores que o reportado por Oliveira *et al.* (2015), sendo que esses autores utilizaram um bioestimulante com concentrações de 0,5 e 1 L ha⁻¹ e produziram 7 e 9 vagens, respectivamente e em média 7,28 grãos por vagens. Contudo, na literatura, a influência positiva da adição de nutrientes na produção de feijão foi estudada por outros autores. Os autores Abrantes *et al.* (2011) avaliaram a influência da aplicação de um regulador químico de crescimento no cultivo de feijão cultivar carioca irrigados com esgoto doméstico tratado e observaram que à medida que aumentavam a concentração do regulador maior era a quantidade de vagens. Com aplicação de 2,0 L.ha⁻¹ obtiveram 12,1 vagens por planta e sem adição obtiveram 9,7 de vagens por planta. Ambos os valores foram superiores ao encontrado neste estudo, o qual não foi utilizado adubação química para melhorar a produtividade e como fonte de irrigação água cinza que possui menos nutrientes. Já os autores Dourado Neto *et al.* (2014) observaram maior quantidade de grãos no feijoeiro cultivar carioca quando adicionado bioestimulante (34 grãos por planta) quando comparado com água de abastecimento (27 grãos por planta).

Os autores Al-Zou'by *et al.* (2017) também estudaram o efeito do uso de águas cinzas tratadas e não tratadas na irrigação de tomate (*Lycopersicon esculentum*). Todos os tomateiros não apresentaram nenhum efeito adverso nem diferenças estatísticas sobre o crescimento em ambas irrigações. Foram avaliadas a altura da planta (cm), número de ramos/planta, massa fresca (g/planta), número de folhas/planta, número de frutos por planta, peso de frutos por planta, circunferência do fruto. O mesmo ocorreu com os autores Pinto *et al.* (2010) e Misra *et al.* 2010 que plantaram beterraba e tomate, respectivamente, e obtiveram resultados satisfatórios usando água cinza tratada. Porém, ao plantar feijão verde (*Phaseolus vulgaris*), os autores Al-Zou'by *et al.* (2017), obtiveram diferenças estatísticas no rendimento, sendo o que utilizaram a água cinza tratada teve melhor resposta do que a bruta. Os macros e micronutrientes presentes na água residual são de extrema importância para o bom desenvolvimento da cultura, já que podem ser usados como substrato para a respiração, crescimento ou armazenamento (LOPES e LIMA, 2015). Porém, qualquer desequilíbrio destes, pode ocasionar perdas de produtividade e diminuir o desenvolvimento da cultura. Logo, água residual não tratada os nutrientes, que estão em excesso, podem impedir a absorção adequada e a utilização de outros elementos, mesmo que eles também estejam em concentrações adequadas e serem tóxicos à planta (PRADO, 2008). Por isso, é importante o tratamento da água cinza antes de ser utilizada na irrigação.

Quanto ao crescimento do diâmetro do colete não houve estatisticamente diferenças significativas nos tratamentos de cada fase. Houve apenas uma pequena variação desde o início até o último dia do experimento. O que corrobora com os autores Duboc *et al.* (1996) que mencionaram que o colete tem um crescimento lento. A taxa de crescimento do diâmetro do colete foi em média $0,01 \text{ mm.dia}^{-1}$ de todos os tratamentos.

A Figura 3 apresenta um gráfico biplot com as componentes CP1 e CP2, possibilitando a visualização dos agrupamentos das variáveis.

Figura 3. Análise de componente principal (PCA) dos dados das variáveis físico-química do efluente utilizado e a produção de grãos e vagens do feijoeiro.



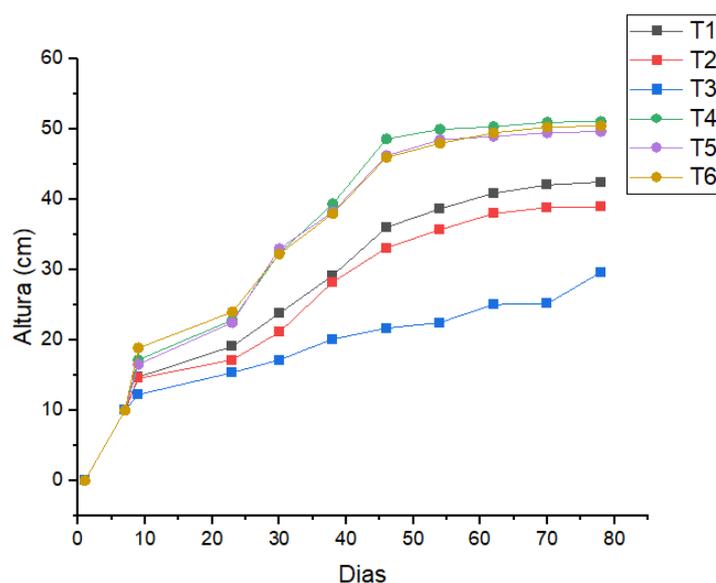
Fonte: Autores (2022)

De acordo com o PCA, o componente principal (CP1) e secundário (CP2) respondem por 70,8% da variabilidade dos dados, sendo 10 variáveis físico-químico da caracterização dos efluentes e 3 variáveis de produção do feijoeiro. A componente principal (CP1) responde por 49,8% da variabilidade do total de dados, indicando correlação entre os indicadores de produção comprimento e peso da vagem e as concentrações de surfactante, amônia, nitrito, nitrato, alcalinidade e dureza, presentes na água de reuso. Assim, observou-se que a produtividade, em termos de peso e comprimento das vagens dos feijoeiros irrigados, sofreu influência da maioria dos parâmetros de caracterização empregados, exceto pH e fósforo. Já a componente secundária (CP2), resultou em 21% da variabilidade do total de dados, estabelecendo correlação entre número de vagens e grãos e fósforo, de modo que esse nutriente teve maior influência na quantidade de vagens e grãos diferente do que foi dito antes. Alguns estudos têm demonstrado o efeito positivo do fósforo na cultura do feijoeiro, reportando sua influência no acúmulo de massa, sobretudo dos grãos, no desenvolvimento do

sistema radicular e nos componentes de produção (FAGERIA *et al.*, 2003; SILVA *et al.*, 2003).

No gráfico (Figura 4), as variáveis que apresentam vetores com ângulos $< 90^\circ$ são positivamente correlacionados, aqueles formados por ângulos superiores à 90° são negativamente correlacionados e os que apresentam ângulo igual à 90° não têm nenhuma correlação (YAN e FRÉGEAU-REID, 2008). Logo, o PCA revelou ainda que os tratamentos controles (T1 e T4) estão correlacionados com concentrações menores das variáveis, o que já era esperado por serem água de abastecimento com poucos nutrientes presentes, sendo que o comprimento das vagens está fortemente correlacionado aos parâmetros surfactantes, amônia, DQO, nitrito e nitrato.

Figura 4. Altura dos feijoeiros irrigados com água dos diferentes tratamentos - T1: água de abastecimento da Fase 1; T2: Efluente do WC 1 da Fase 1; T3: Efluente do WC 2 da Fase 1; T4: água de abastecimento da Fase 2; T5: Efluente do WC 1 da Fase 2; T6: Efluente do WC 2 da Fase 2- ao longo do tempo de cultivo.



Fonte: Autores (2022)

A alcalinidade e a dureza influenciaram negativamente o número de grãos e de vagens, já que o pH da água cinza pode modificar o pH do solo e influenciar negativamente na produtividade. Quando o pH do solo é alterado pode afetar a disponibilidade de nutrientes como fósforo, cobre, ferro, manganês, molibdênio e zinco que são importantes para o desenvolvimento das plantas (SOUZA *et al.* 2010). De acordo com Gómez Lucas e Pedreño (1992), um pH fora da faixa ótima (6,5-8,4) pode influenciar negativamente o solo pois afeta

a microbiota do solo, causando um desequilíbrio e ainda pode danificar o sistema radicular da planta, interferindo assim na produção do feijoeiro. Logo, qualquer aumento ou decaimento de pH no solo deve ser corrigido para melhor desempenho.

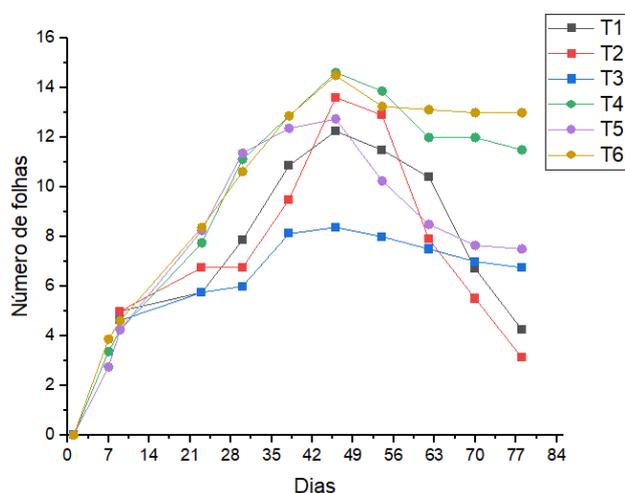
Quanto ao crescimento da planta, os tratamentos T4 (controle), T5 e T6, da Fase 2, tiveram melhores respostas na altura e na taxa de crescimento caulinar, quando comparados os tratamentos T1 (controle), T2 e T3 da Fase 1 (Figura 4). Em média, os valores de altura do feijoeiro foram $51,1 \pm 16,18^a$ cm, $49,7 \pm 12,8^a$ cm e $50,5 \pm 9,89^a$ cm, e as taxas de crescimento, de $0,655^a$ cm.dia⁻¹, $0,637^a$ cm.dia⁻¹ e $0,647^a$ cm.dia⁻¹, respectivamente, para T4, T5 e T6. Contudo, verificou-se que estatisticamente não houve diferença significativa entre os tratamentos, ou seja, as características de cada efluente utilizado não influenciaram na medida da altura e na taxa de crescimento.

De acordo com Aguiar *et al.* (2014), as alturas médias dos feijoeiros estão entre 40 e 60 cm, de modo que independentemente do tipo de tratamento, os feijoeiros se mantiveram dentro da altura esperada na Fase 2 ($51,1 \pm 1,2^a$ cm (T4), $49,7 \pm 2,1^a$ cm (T5) e $50,5 \pm 1,5^a$ cm (T6)). Já os tratamentos T1 (controle) e T2, da Fase 1, diferiram estatisticamente do tratamento T3 que apresentou valor menor quanto à altura média das plantas ($42,5 \pm 3,01^a$ (T1) cm, $39,0 \pm 4,1^a$ cm (T2) e $29,7 \pm 2,5^b$ cm (T3)) e à taxa de crescimento caulinar ($0,544$ cm.dia^{-1a} (T1), $0,499$ cm.dia^{-1a} (T2) e $0,380$ cm.dia^{-1b} (T3)). Por tanto, a composição do efluente tratado no tratamento T3 influenciou negativamente no crescimento da planta. É importante mencionar que, no período no qual ocorreu a Fase 2 ($275,25 \pm 232$ mm), a precipitação média de chuva foi maior do que na Fase 1 ($30,5 \pm 27,34$ mm), o que pode ter influenciado em uma melhor resposta já que um dos fatores mais limitantes para o crescimento do feijoeiro é a disponibilidade baixa de água durante a fase de crescimento, vegetativo e reprodutivo (BOUTRAA; SANDERS, 2001). De acordo com Shannag *et al.* (2021), um dos principais fatores que afetam negativamente o crescimento das plantas é a presença de metais pesados no efluente, que afeta diretamente a fotossíntese. Estudos com águas residuais contaminadas com metais reportaram o efeito adverso sobre o crescimento (HAJIHASHEMI *et al.*, 2020; CASTRO *et al.*, 2011).

O número de folhas teve crescimento até, em média, 46 dias, em todos os tratamentos (Figura 5), a partir desse momento as vagens começaram a perder a cor e iniciou-se a desfolha, correspondente a fase de enchimento dos grãos.

Figura 5. Número de folhas dos feijoeiros irrigados com água dos diferentes tratamentos T1: água de abastecimento da Fase 1; T2: Efluente do WC 1 da Fase 1; T3: Efluente do WC 2 da Fase 1; T4: água de

abastecimento da Fase 2; T5: Efluente do WC 1 da Fase 2; T6: Efluente do WC 2 da Fase 2- ao longo do tempo de cultivo.



Na Fase 1, o número máximo de folhas de T1 e T2 foram próximas, sendo 12,25 e 13,62 folhas por planta, respectivamente. Já na Fase 2, houve maior produção de folhas para T4 e T6, 14,62 e 14,5 folhas por planta, respectivamente. Porém, estatisticamente não houve diferença significativa entre os tratamentos da Fase 2, ou seja, a característica do efluente utilizado não influenciou no número de folhas. O que não ocorreu na Fase 1, pois o T3 diferiu estatisticamente de T1 e T2. Assim, pode-se dizer que estatisticamente o efluente T3 influenciou negativamente o número de folhas já que foi o que teve menor média de folhas por planta (8,37 folhas/planta). Valores menores da relação folhas por planta foram encontrados pelos autores Rebouças *et al.* (2010), que estudaram a irrigação de feijão caupi com esgoto doméstico tratado bruto (8,67) e diluídos a 25% (6,33), 50% (6,33) e 75% (6,00) e observaram que ao diluir o efluente o crescimento de folhas foi afetado negativamente.

A desfolha também pode ter sido influenciada por alguma doença ou falta de algum nutriente não identificado. Em algumas folhas ocorreram manchas brancas que posteriormente assumiram a coloração marrom-avermelhadas (Figura 6), as quais foram ocasionadas por fungo (*Uromyces appendiculatus*) causador da doença de ferrugem.

Figura 6. Feijoeiros que apresentaram lesões nas folhas ocasionadas por ferrugem (*Uromyces appendiculatus*).



Fonte: Autores (2022)

De acordo com Oliveira *et al.* (2018) é importante que os nutrientes estejam prontamente disponíveis para o feijoeiro, já que é uma planta exigente em termos das condições nutricionais do meio para que se possa alcançar produtividade. Algumas plantas apresentaram folhas verdes claras, o que é associado frequentemente à ausência ou insuficiência de nitrogênio, e em outras, as folhas possuíam as bordas secas, característico de falta de potássio (Figura 7). Como não houve adubação química, os nutrientes presentes nos efluentes tratados utilizados podem não ser suficientes para a manutenção da planta.

Figura 7. Feijoeiros que apresentaram em suas folhas problemas relacionados ao déficit de nutrientes: a) Nitrogênio; b) Potássio e c) Potássio;



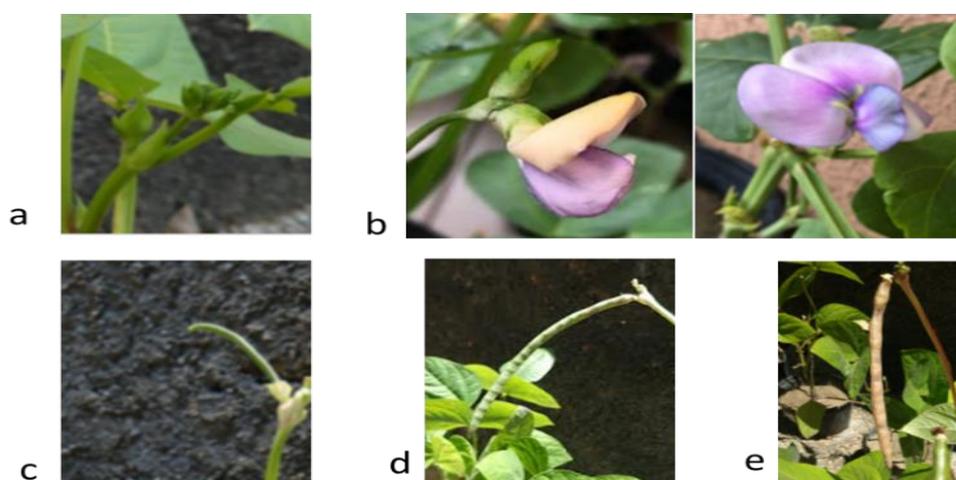
Fonte: Autores (2022)

Ao adicionarem adubação química (NPK) na irrigação com água residual tratada, Oliveira *et al.* (2018) tiveram melhores resultados de produção de dois cultivos de feijão (*Phaseolus vulgaris* L. e *Vigna unguiculata* (L) Walp). Em alternativa ao uso de produtos químicos, os autores Meneses *et al.* (2014), utilizaram cinzas do bagaço da cana de açúcar como biofertilizantes na plantação de feijão caupí (*Vigna unguiculata* L. Walp) irrigado com esgoto doméstico tratado e confirmaram que a produtividade do feijoeiro foi melhor em relação a água de abastecimento. Logo, a adição de nutrientes pode ajudar a melhorar a produtividade do feijoeiro, pois fornecem nutrientes em concentração mais adequada. Já os autores Almuktar *et al.* 2015 relataram que altas concentrações de nutrientes e minerais presentes nas águas residuais domésticas tratadas por *wetland* - 4,2 mg/L de fósforo, 4,2 mg/L

de nitrogênio amoniacal e 7,0 mg/L de potássio - atrapalhou a produção de pimentão (*California Wonder*), pois houve um crescimento exagerado das folhas e atrasou a colheita. De acordo com a revisão bibliográfica feita pelos autores Mainardis *et al.* (2022), para a sustentabilidade econômica do reuso de águas tratadas em irrigação é necessário adequar as características do efluente à composição dos nutrientes requeridos pela cultura cultivada.

As etapas de desenvolvimento do estágio reprodutivo da cultura do feijão neste estudo ocorreram de acordo com o descrito por Oliveira *et al.* (2018). Primeiro ocorre a prefloração, seguida pela floração, formação das vagens, enchimento e a maturação das vagens (Figura 8).

Figura 8. Etapas de desenvolvimento do estágio reprodutivo da cultura do feijão: a) pré-floração (R5), b) floração (R6), c) formação das vagens (R7), d) enchimento das vagens (R8) e e) maturação das vagens (R9).



Fonte: Autores (2022)

As etapas R5 até R7 correspondem ao período em que o feijoeiro tem um elevado pico de demanda hídrica. A temperatura ambiente favoreceu aos botões florais e flores do feijoeiro, tanto na Fase 1 quanto na Fase 2, a temperatura era inferior a 35°C e superior a 12°C, temperatura ótima para a prefloração.

De acordo com Oliveira *et al.* (2018), é na prefloração (R5) que o feijoeiro fica mais suscetível à doenças como a ferrugem, o qual ocorreu neste experimento em algumas plantas, conforme foi relatado anteriormente. Na Fase 2, as primeiras flores apareceram com 25 dias, em menor tempo quando comparado a Fase 1 que foi com 34 dias. Na floração (R6) há uma preocupação com pragas na vagem, porém não foi identificado nenhuma alteração neste experimento. Já no período de formação de vagens (R7), as flores murcharam e deram origem às vagens. Os autores Oliveira *et al.* (2018) complementam que a deficiência hídrica pode influenciar a queda precoce das vagens e na formação de grãos. O que pôde ser observado na Fase 1 desse estudo, no qual duas vagens, uma do T2 e outra do T3, não conseguiram desenvolver os grãos de feijões (~1 mm de largura).

Além disso, na Fase 1 houve maior diminuição do número de vagens novas (canivéticos - Figura 8c), o que acarretou em perda de produtividade de 50%, 60%, 56% para T1, T2 e T3, respectivamente. Logo, o volume de irrigação diário (200 mL por vaso – 80% da capacidade de campo) pode não ter sido o suficiente para garantir o aproveitamento ao máximo da colheita de grãos, já que de acordo com Azevedo (1986), a quantidade de água para irrigação do feijoeiro depende do estágio de desenvolvimento da planta e da evaporação. Logo, nas etapas que demandam mais consumo hídrico (R5 até R7) o volume de irrigação diário neste experimento poderia ser maior. Bem como, fazer o controle da evaporação durante o período do experimento.

CONCLUSÃO

A qualidade dos efluentes tratados no sistema wetland construído visando ao reuso agrícola apresentou-se dentro dos requeridos pela legislação de reuso agrícola no Brasil, estabelecida pelo COEMA nº 02/2017 e pela agência de proteção ambiental americana (EPA).

Não houve diferença estatística quanto a maioria das variáveis de produção estudadas ao comparar os feijoeiros irrigados com água de abastecimento e efluentes tratados, com diferença significativa apenas para o uso da água de abastecimento na Fase 2 para peso médio dos grãos e comprimento médio dos grãos e destaque para o número de vagens e grãos produzidos em ambas as Fases, para os feijoeiros que foram irrigados com os efluentes tratados que apresentaram maior número de vagens que os irrigados com a água de abastecimento.

Em termos quantitativos, a utilização de efluentes domésticos tratados demonstrou ser uma alternativa viável à utilização de água potável para irrigação, já que consegue suprir as necessidades hídricas básicas do feijoeiro de igual forma que a água de abastecimento, compensando assim a escassez de água. Porém, o emprego de adubações químicas pode ser necessário, a depender das características do efluente e do solo no qual a planta será cultivada, para melhorar a produtividade do feijoeiro. Já que o número de vagens e grãos apontaram para a necessidade de adição de fertilizantes

Logo, a água cinza tratada supriu os requisitos mínimos de quantidade e qualidade para o cultivo de feijão caupi, podendo ser fonte de água em substituição à água de abastecimento, aliviando o déficit entre demanda e oferta de água na atividade agrícola, sobretudo em regiões áridas e semiáridas, onde o problema da escassez de água faz parte do cotidiano das populações estabelecidas nessas áreas.

REFERÊNCIAS

- ABED, S.N.; SCHOLZ, M. Chemical simulation of greywater. **Environmental technology**, v. 37, n. 13, p. 1-46, 2016.
- ABRANTES, F. L.; SÁ, M. E.; SOUZA, L. C. D.; SILVA, M. P.; SIMIDU, H. M.; ANDREOTTI, M.; BUZETTI, S.; VALÉRIO FILHO, W. V.; ARRUDA, N. Uso de regulador de crescimento em cultivares de feijão de inverno. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.41, p.148-154, 2011.
- AGUIAR, A. T. E.; GONÇALVES, C.; PATERNIANI, M. E. A. G. Z.; TUCCI, M. L. S.; CASTRO, C. E. F. **Instruções agrícolas para as principais culturas econômicas**. Instituto Agrônomo, (Boletim IAC, n.º 200), 7.ª Ed. rev. e atual. Campinas, 2014. 452 p.
- ALLEN, T.R.; WANG, Y.; GORE, B. Coastal wetland mapping combining multi-date SAR and LiDAR, **Geocarto International**, v.28, n.7, p.616-631, 2013.
- ALMUKTAR, S.A.A.N; ABED, S.N; SCHOLZ, M. Recycling of domestic wastewater treated by vertical-flow wetlands for irrigation of two consecutive *Capsicum annum* generations. **Ecol. Eng.**, v.107, p. 82-98, 2017.
- ALMUKTAR et al. Recycling of domestic wastewater treated by vertical-flow wetlands for watering of vegetables. **Water Practice and Technology**, v.10, 3, p.445-464, 2015.
- AL—ZOU'BY, J.Y.; AL-ZBOON, K.K.; AL-TABBAL, J.A. Low-cost treatment of grey water and reuse for irrigation of home garden plants. **Environmental Engineering and Management Journal**, v.16. n. 2, p. 351-359, 2017.
- ANA –Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Atlas Irrigação: uso da água na agricultura irrigada**/Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA, 2017. 86p. ISBN 978-85-8210-051-6.
- ARDEN, S. AND MA, X. Constructed Wetlands for Greywater Recycle and Reuse: A Review. **Science of the Total Environment**, v.630, p. 587-599, 2018.
- AZEVEDO, J.A. **Irrigação do feijoeiro**. Planaltina, EMBRAPA, circular técnica. 60p, 1986.
- BOUTRAA, T.; SANDERS, F.E. Influence of Water Stress on Grain Yield and Vegetative Growth of Two Cultivars of Bean (*Phaseolus vulgaris* L.). **Journal of agronomy and crop science**, v. 187, n. 4, p. 251-257, 2001.
- CASTRO, E., MANAS, M.P., HERAS, J.D.L. Effects of wastewater irrigation on soil properties and turfgrass growth. **Water Sci. Technol.** v.63, n. 8, p. 1678-1688, 2011.
- CHAOUA, S.; BOUSSA, S.; KHADRA, A.; BOUMEZZOUGH, A. Efficiency of two sewage treatment systems (activated sludge and natural lagoons) for helminth egg removal in Morocco. **Journal of Infection and Public Health**, v.11, n. 2, p. 197-202, 2018.
- CHOJNACKA, K.; WITEK-KROWIAK, A.; MOUSTAKAS, K.; SKRZYPCZAK, D.; MIKULA, K.; LOIZIDOU, M. A transition from conventional irrigation to fertigation with reclaimed wastewater: prospects and challenges. **Renew. Sustain. Energy Rev.**, v.130, p. 109959, 2020.
- COSTA, R. O.; MEDEIROS, A. P.; NASCIMENTO, J. J.S.; MEDRONHO, R. de A. .; SILVA, O. S. da .; BRITO, H. C. de .; FERREIRA, A. C. .; SANTOS NETO, V. S. dos .; MARACAJÁ, P. B. .; BEZERRA NETO, F. das C. Gray Water Treatment in Controlled Agricultural Production Unit associated with Hydrocyclone. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 10, n. 3, p. e11110312884, 2021
- CUNHA, A.; BRASIL, E.; VIEIRA, J.; GOMES, F. Reutilização de água residuária de origem doméstica para cultivo de tomate santa cruz. **revista mirante**, Anápolis (GO), v. 8, n. 2015.
- DOURADO NETO, D.; DÁRIO, G. J. A.; BARBIERI, A. P. P.; MARTIN, T. N. Ação de bioestimulante no desempenho agrônomo de milho e feijão. **Bioscience Journal**, v.30, p.371-379, 2014.

DUBOC, E.; VENTORIM, N.; VALE, F. R.; DAVIDE, A. C. Nutrição do jatobá (*Hymenaea courbaril* L. Lee et Lang.). **Cerne**, Lavras, v. 2, n. 1, p. 138-152, 1996.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Manual guidelines for water reuse. EPA/625/R-04/108, Set. 2004. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/>>

FAGERIA N., BARBOSA FILHO M., STONE L. Resposta do feijoeiro a adubação fosfatada. In: POTAFOS. **Simpósio destaca a essencialidade do fósforo na agricultura brasileira**. Piracicaba: Informações Agronômicas 102 (2003) 1-9.

FAO. Users Manual for Irrigation with Treated Wastewater Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations, FAO Regional Office of the Near East, Rome, Italy (1994)

FEITOSA, T.; GARRUTI, D. S.; LIMA, J. R.; MOTA, S.; BEZERRA, F. M. L.; AQUINO, B. F.; SANTOS, A. B. Qualidade de frutos de melancia produzidos com reuso de água de esgoto doméstico tratado. **Revista Tecnologia**, Fortaleza, v. 30, n. 1, p. 53-60, 2009.

FREIRE FILHO, F.R. **Feijão-caupi no Brasil : produção, melhoramento genético, avanços e desafios**. - Teresina : Embrapa Meio-Norte, 84f.. 2011

FONSECA, A.F.; HERPIN, U.; PAULA, A.M.; VICTÓRIA, R.L.; MELFI, A.J. Agricultural use of treated sewage effluents: agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. **Sci. Agric.**, v.64, p.194-209, 2007.

FUNCEME (2022). Qualigraf. Disponível em: /<http://www3.funceme.br/qualigraf/>. Acesso em: 20 mai 2022.

GHUNMI, L.A.; ZEEMAN, G.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J. Grey water treatment in a series anaerobic – Aerobic system for irrigation. **Bioresource Technology**, v.101, n.1, p. 41-50, 2010.

GONÇALVES, R. F. et al. Reúso de águas cinzas em edificações urbanas – estudo de caso em Vitória (ES) e Macaé (RJ). **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**. v. 3, n.1, p. 120 - 131, 2010.

GONÇALO-FILHO, F.; FERREIRA-NETO, M.; DIAS, N.S.; MEDEIROS, J.F.; FERNANDES, C.S.; SÁ, F.V. Nutritional status of cotton plants under fertigation with reuse water and phosphate fertilization. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambi.**, v. 24, p. 603-609, 2020.

GÓMEZ LUCAS, N.; PEDREÑO, M.B. Aguas de Riego: Análisis e interpretación. Alicante: Universidad de Alicante. 1992

HAJHACHEMI, S., MBARKI, S., SKALICKY, M., NOEDOOST, F., RAEISI, M., BRESTIC, M. Effect of wastewater irrigation on photosynthesis, growth, and anatomical features of two wheat cultivars (*Triticum aestivum* L.). **Water**, v.12, n.2, p.1–16, 2020.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: Agricultura, Indústria, Municípios, Recarga de Aquíferos. RBRH – **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.7. Nº 4. 75-95 p. Out/Dez 2002.

HUMEAU, P.; HOURLIER, F.; BULTEAU, G.; MASSÉ, A.; JAOUEN, P.; GERENTE, C.; FAUR, C.; LE CLOIREC, P. Estimated costs of implementation of membrane processes for on-site greywater recycling. **Water Sci Technol**, v. 63, n. 12, p. 2949–2956, 2011.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/esgotamentosanitario.lspa/lspa_201007_7.s.htm. Acesso em: 20 mai. 2022.

INYINBOR, A.A.; BELLO, O.S.; OLUYORI, A.P.; INYINBOR, H.E.; FADIJI, A.E. Wastewater conservation and reuse in quality vegetable cultivation: Overview, challenges and future prospects. **Food control**. v. 98, p.

489-500, 2019.

LAVRNIĆ, S.; NAN, X.; BLASIOLI, S.; BRASCHI, I.; ANCONELLI, S.; TOSCANO, A. Performance of a full scale constructed wetland as ecological practice for agricultural drainage water treatment in Northern Italy. **Ecol. Eng.**, v.154, p. 105927, 2020.

LOPES, N. F.; LIMA, M. G.S. Fisiologia da Produção. Distribuição de Assimilados nas Plantas, pg 177 a 210. Editora UFV. Viçosa MG, 2015

MAINARDIS, M.; CECCONET, D.; MORETTI, A.; CALLEGARI, A.; GOI, D.; FREGUIA, S.; CAPODAGLIO, A. Wastewater fertigation in agriculture: Issues and opportunities for improved water management and circular economy. **Environmental Pollution**, v.296, 118755, 2022.

MELO, M. C. SANTOS, A. S. P.; SANTOS, N. A. P.; ARAÚJO, B. M.; OLIVEIRA, J.R. S.; CAMPOS, A. R. Evaluation of potential use of domestic treated effluents for irrigation in areas subject to conflicts over water use in Paracatu River Basin. **Caminhos de Geografia**, v. 21, n. 75, p. 52-63, 2020.

MENESES, J.; SANTOS, V.; MENEZES, A.; ALVES, F.; PEREIRA, J. Produtividade do feijão caupi (*Vigna unguiculata l.walp*) utilizando cinzas de bagaço da cana-de-açúcar e esgoto tratado. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**. v. 9, n.1, p.08 -12, jan-mar, 2014 (Nota Técnica)

MISRA R.K., PATEL J.H., BAXI V.R. Reuse potential of laundry greywater for irrigation based on growth, water and nutrient use of tomato, **Journal of Hydrology**, v.386, p.95-102, 2010.

MOURA, P.G., ARANHA, F.N., HANDAM, N.B., MARTIN, L.E., SALLES, M.J., CARVAJAL, E., JARDIM, R., SOTERO-MARTINS, A. Água de reúso: uma alternativa sustentável para o Brasil. **Eng Sanit Ambient**, v.25, n.6, p.791-808, 2020.

OLIVEIRA, E. C., CARVALHO, J. D. A., REZENDE, F. C., FREITAS, W. A. D. Viabilidade técnica e econômica da produção de ervilha (*Pisum sativum L.*) cultivada sob diferentes lâminas de irrigação. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n.2, p. 324-333, 2011.

OLIVEIRA, F.A.; MEDEIROS, J.F., ALVES, R.C., LIMA, L.; SANTOS, S., RÉGIS, L. Produção de feijão caupi em função da salinidade e regulador de crescimento. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.19, n.11, p.1049–1056, 2015.

OLIVEIRA et al. Conhecendo a fenologia do feijoeiro e seus aspectos fitotécnicos. Embrapa, Brasília, DF.59p. 2018.

PAZ, V., TEODORO, R., MENDONÇA, F. Recursos hídricos, agricultura irrigada e meio ambiente. **Rev. Bras.eng. agríc. Ambien**, v.4, n. 3, p. 465-473, 2000.

PATIL, P.D., BHANGE, V.P., SHENDE, S.S., GHORPADE, P.S. Greywater characterization of an Indian household and potential treatment for reuse, **Water-Energy Nexus**, v.5, p. 1-7,2022.

PINTO U., MAHESHWARI B.L., GREWAL H.S., (2010), Effects of greywater irrigation on plant growth, water use and soil properties, **Resources Conservation and Recycling**, v.54, p.429-435, 2010.

Prado, R.M. Nutrição de Plantas. 2008. Editora Unesp, São Paulo, Brasil. 407p.

PRAVIN, D. P.; BHANGE, V.P; SONIYA S. S.; GHORPADE, P.S. Greywater characterization of an Indian household and potential treatment for reuse. **Water Energy Nexus**, v.5, p.1-7,2022.

REBOUÇAS, J.; DIAS, N.; GONZAGA, M.; GHEYI, H.; SOUSA NETO, O. Crescimento do feijão-caupi irrigado com água residuária de esgoto doméstico tratado. **Revista Caatinga**, v. 23, n. 1, p. 97-102, 2010.

REGO *et al* . Uso de esgoto doméstico tratado na irrigação da cultura da melancia. **Rev. bras. eng. agríc. ambient**, v. 9, n.1, p. 155-159, 2005.

RECH, H.; BERTOLINO, M. T.; DALAMELINO, P. J. Reuso de efluente em fertirrigação de *Cocos nucifera L.*

Engenharia Ambiental, v. 11, n. 2, p. 164- 181, 2014.

ROSSI, G.; MAINARDIS, M.; ANEGGI, E.; WEAVERS, L.K; GOI, D. Combined ultrasound-ozone treatment for reutilization of primary effluent—a preliminary study. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v.28, p. 700-710, 2021.

SHANNAG, H.K.; Reuse of wastewaters in irrigation of broad bean and their effect on plant-aphid interaction. **Agricultural Water Management**, v.257, p. 107156, 2021.

SKLARZ, M.Y.; ZHOU,V;CHAVEZ, ; D.L.F; YAKIREVICH, A.; GILLOR, O.; A. GROSS, M.I.M. Effect of treated domestic wastewater on soil physicochemical and microbiological properties, **J. Environ. Qual.**, v.42, p. 1226-1235, 2013.

SILVA R., VAHL L., PESKE S. Rendimento de grãos no feijoeiro em função dos teores de fósforo nas sementes. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 9, n.3, p. 247-250, 2003.

SILVA, P. R. C., JUNIOR, G. B., DA SILVA, H. F., DE SOUZA, E. S., & MATIAS, R. L. A. Uso de água cinza filtrada em sistemas de gotejamento na agricultura familiar. **Research, Society and Development**, v.9, n.8, e708986061-e708986061, 2020.

SOUSA, J. T. de. CABALLOS, B. S. O. de; HENRIQUE, I. N.; DANTAS, J. P. Reúso de água residuária na produção de pimentão (*Capsicum annuum L.*). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.10, n.1, p.89–96, 2006

SOUSA, B. A. A., NETO, C. D. S. N., DE ABREU, A. A., & DA SILVA, C. S. Implantação e avaliação de um sistema para tratamento de água cinza/Implementation and evaluation of a system for the treatment of gray water. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n.1, p. 3531-3552, 2020.

SOUZA,L.H.; NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.; VILANI, E.M. Effect of pH of rhizospheric and non-rhizospheric soil on boron, copper, iron, manganese, and zinc uptake by soybean plants inoculated with *Bradyrhizobium japonicum*. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v.34, n.5, p.1641-1652, 2010.

SOUZA, C. C.; OLIVEIRA, F. A.; SILVA, I. F.; AMORIM NETO, M. S. Avaliação de métodos de determinação de água disponível e manejo da irrigação em terra roxa sob cultivo de algodoeiro herbáceo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.4, p.338-342, 2000.

SOUZA, C. F.; BASTOS, R. G.; GOMES, M. P. de M.; PULSCHEN, A. A. Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando o reuso agrícola. **Rev. Ambient. Água**, v.10, n. 3, 2015

TOSCANO, A.; MARZO, A.; MILANI, M.; CIRELLI, G.L; BARBAGALLO, S. Comparison of removal efficiencies in Mediterranean pilot constructed wetlands vegetated with different plant species. **Ecological Engineering**, v.75, p. 155-160, 2015.

UNITED NATIONS WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME WASTEWATER: the Untapped Resource (The United Nations World Water Development Report 2017)

VOULVOULIS, N. Water reuse from a circular economy perspective and potential risks from an unregulated approach. **Curr. Opin. Environ. Sci. Health**, v.2, p. 32-45, 2018.

YAN, W., FRÉGEAU-REID, J. Breeding Line Selection Based on Multiple Traits. **Crop Science**, v.48, n.2, p.417-423, 2008.

ZURITA F, WHITE, JR. Comparative study of three two-stage hybrid ecological wastewater treatment systems for producing high nutrient, reclaimed water for irrigation reuse in developing countries. **Water Water**, v. 6, n. 2, p. 213-228, 2014.

WHO - World Health Organization. **Health guidelines for wastewater use in agriculture and aquaculture**. Geneva: WHO, 1989. p. 1104-1116,(Technical Report Series, 778)

5 CONCLUSÃO

5.1 Qual foi o problema investigado?

A escassez de água é uma problemática que vem crescendo constantemente e causando preocupações ao mundo. De acordo com Ricart e Rico (2019) a estimativa é de que a necessidade global de água em 2030 pode chegar até 160% por causa do crescimento populacional, mudanças climáticas e a falta de controle sobre a qualidade das águas (JEONG *et al.*, 2020). Logo, alternativas de fontes convencionais de água precisam ser estudadas para que ajude na demanda. Só a irrigação agrícola é responsável pelo uso de 70% de água doce do mundo (ALEXANDRATOS e BRUINSMA, 2012). A recuperação de água residual doméstica é uma alternativa capaz de ser utilizada em muitos processos no qual não há necessidade da potabilidade, bem como na irrigação de certas culturas. Outro benefício da utilização de água de reuso é que estas, apesar de tratadas, ainda contém nutrientes que são importantes na agricultura, reduzindo assim a utilização de produtos químicos para a fertilização do solo (ROSSI *et al.*, 2021). Esses produtos podem acarretar impactos negativos ao ecossistema, pois em sua maioria, constam em sua composição poluentes orgânicos persistentes e até metais pesados que podem ser tóxicos ao ser humanos e animais. E quando não feito a dosagem correta, o excesso pode chegar ao corpo hídrico mais próximo e ocorre a eutrofização da água, ou seja, o aumento de nutrientes levará a menor oxigenação da água que provocará a morte de animais e vegetais e resultando em um desequilíbrio no ecossistema.

Alguns países já se destacam na utilização de água residual tratada em irrigação. Israel, que enfrenta problemas de escassez hídrica, já reutilizam na irrigação 80% de água residual tratada (PROGRAMA MUNDIAL DE AVALIAÇÃO DA ÁGUA DA ONU, 2017). Logo, essas águas recuperadas podem ser uma fonte confiável e controlada desde que seja feito o tratamento correto. Para fornecer água de qualidade para fins específicos, o sistema de tratamento a ser implantado deve ser previamente estudado, de acordo com o local e o objetivo final. **Diante desse cenário, destacam-se os sistemas *wetland* construído, que nada mais** são que uma imitação de sistemas naturais alagados, no qual há uma combinação entre os processos naturais das macrófitas, solo/substrato e microbiota. Para Arden e Ma, (2018) são uma alternativa econômica e sustentável para o tratamento de água residual, já que tem baixo custo de operação e manutenção, e construção simples (HAMADEH *et al.*, 2014). Por tanto,

utilizamos o sistema *wetland* construído, com macrófita nativa da região e utilizamos substratos não convencionais oriundos de descartes (conchas marinhas e tijolos cerâmicos) para o tratamento de águas cinzas sintéticas e posterior reuso na irrigação de feijão caupi.

5.2 Quais foram os principais achados?

A utilização do sistema *wetland* construído dotado de macrófita nativa da região e substratos não convencionais promoveu uma melhor qualidade da água sem a necessidade de mão de obra qualificada e com utilização de materiais de baixos custos, bem como o reuso da água tratada na irrigação do Feijão caupi sem a utilização de fertilizante.

Com os resultados da tese foi possível observar que a utilização da macrófita nativa *Echinodorus subalatus* foi positiva ao comparar com outros estudos que utilizaram macrófitas convencionais e se deram bem no sistema (HU *et al.* 2018; TUNKER *et al.* 2017). Para utilização de uma macrófita é necessário um estudo prévio sobre a mesma, para saber se a espécie tem o risco de torna-se invasora. De acordo com Peres *et al.* (2018), se a macrófita escolhida pertencer a gênero e família muito diferentes das espécies nativas do local que será implantado o sistema, as mesmas podem dispersar e começar a ocupar nichos vazios, bem como criar linhagens com maior capacidade de invasão a partir da hibridização com espécies nativas. Logo, pode causar perda de biodiversidade (PADILLA e WILLIAMS, 2004; HUSSNER, 2012), ameaçando conservação de escala e integridade do ecossistema (VILÀ *et al.*, 2010).

Para os substratos, foram escolhidos o tijolo vermelho cerâmico, como resíduo da construção civil e conchas de búzios da espécie *anomocardia brasiliana*, como resíduo natural que após a retirada do molusco para fins alimentício as conchas são descartadas resultando uma fonte de poluição. Ambos os substratos foram escolhidos por não terem um destino efetivo para o descarte final, logo a utilização no *wetland* é uma solução prática e viável já que apresentaram características relevantes para o tratamento quanto à remoção de fósforo e surfactantes já que os tijolos cerâmicos tem em sua composição argilas com ferro que possui elevada capacidade de troca catiônica (NEUMANN *et al.*, 2000) e as conchas marinhas possuem carbonato de cálcio no qual também possui potencial no poder adsorativo de fósforo (MONACO *et al.*, 2012).

Na ausência de adubação química, nos solos irrigados com água cinza tratada, os feijoeiros cresceram semelhantemente aos que cresceram irrigados com água de

abastecimento, representando um suprimento alternativo de água para a irrigação a ser valorizado em áreas de escassez hídrica.

5.3 Quais são as principais implicações teóricas e processos aplicadas do estudo?

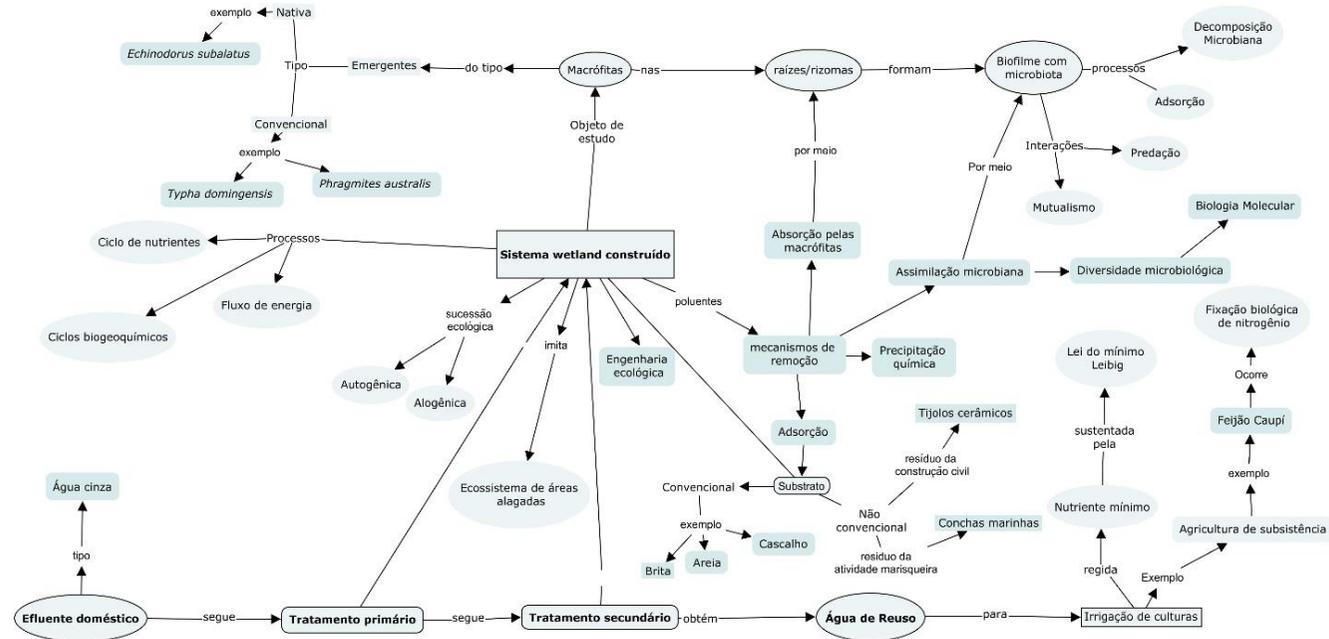
As teorias de sucessão ecológica de autogênica e alogênica são consideradas para a origem dos wetland (MITSCH e GOSSELINK, 2007). A sucessão autogênica é provocada por mudanças oriundas de processos biológicos interno ao ecossistema, em wetland, o espaço entre a floresta e o corpo d'água cria-se um solo saturada de água com acumulação de matéria orgânica em que se vive espécies tolerantes a alagamentos. Já a sucessão alogênica são mudanças oriundas de processos externos no qual as espécies vegetais localizadas nessas áreas alagadas foram sofrendo adaptações com o tempo.

A atividade microbiana é de suma importância em sistemas *wetlands*, já que são responsáveis pela decomposição da matéria biodegradável presente no meio. As bactérias e os demais microrganismos encontram-se, em sua maior parte, formando biofilmes nos substratos essenciais para o processo metabólicos e para a fixação de compostos poluentes por sorção (KADLEC e KNIGHT, 1996). Para Scholz e lee (2005) a remoção de poluentes químicos pode ser feita por diferentes comunidades microbianas que desempenham papéis importantes nos ciclos bioquímicos. Há inúmeros ciclos biogeoquímicos presentes em um sistema *wetland*, como por exemplo os ciclos de carbono, oxigênio, nitrogênio e fósforos. Logo, os processos de remoção de poluentes envolvem ciclos complexos de transformação em cadeias.

Com esses conhecimentos, a engenharia ecológica propõe alinhar o conhecimento da ecologia e da engenharia para descrever o funcionamento energético dos sistemas *wetland* construídos para prever o que pode ocorrer no comportamento ao decorrer do tempo, através da Teoria Geral de Sistemas, que faz a interrelação entre essas duas áreas.

A Figura 1 apresenta um mapa conceitual das principais teorias e processos que envolve o sistema de *wetland* construído.

Figura 1. Mapa conceitual das principais teorias e processos que envolve o sistema de *wetland* construído



A lei do mínimo nutriente foi observada no cultivo de feijão caupi, já que a irrigação foi feita apenas com a água de reuso sem a adição de fertilizantes em solo, fazendo com que o rendimento da colheita seja limitado pelo nutriente em menor disponibilidade no solo, mesmo que os demais estejam disponíveis na quantidade adequada.

5.4 Quais foram as principais limitações do estudo?

Nesta pesquisa não foi possível conhecer detalhadamente a comunidade microbiana presente nos sistemas de *wetland* para entendermos os processos que ocorrem no meio, já que é a principal responsável pela degradação da matéria orgânica presente nos efluentes. Para isso, são necessárias análises de biologia molecular para a extração e identificação dos DNAs presente no sistema, porém são necessários equipamentos e mão de obras específicas que não são de fácil acesso, as que a tornam análises caras. Também não foi possível encontrar trabalhos na literatura com *Echinodorus subalatus*, dificultando a comparação de resultados com a mesma espécie.

5.5 Quais passos se seguem depois desse estudo?

São grandes as possibilidades de combinação de substrato, macrófitas e configuração do *wetland*. Sabe-se que essas possibilidades devem ser de acordo com o tipo de efluente a ser tratado e o local no qual será operado. A construção de um sistema piloto em escala real é importante para que seja estudado algumas variáveis como tempo de detenção hidráulica, tempo de limpeza e manejo das macrófitas. Logo, para os próximos trabalhos a serem realizados indica-se estudar:

- Combinação de macrófitas emergentes com flutuantes;
- Operar em fluxo contínuo;
- Utilizar outros substratos não- convencionais;
- Avaliar as possibilidades de destinação das macrófitas após tratamento de efluente; incorporação de bloco, alimentação de animais
- Inserir uma etapa de desinfecção para a melhor remoção dos patógenos;
- Analisar a aplicação de *wetlands* construídos s no tratamento de outros efluentes.
- Estudar a Dessorção nos substratos

REFERÊNCIAS

ARDEN, S., MA, X. Constructed wetlands for greywater recycle and reuse: a review. **Science Total Environment**. v. 630, p. 587–599, 2018.

HAMADEH, Amed, SHARMA, S.K., AMY, G. Comparative assessment of managed aquifer recharge versus constructed wetlands in managing chemical and microbial risks during wastewater reuse: a review. **Journal Water Reuse Desal**, v.4, p. 1–8, 2014.

HU, Xuebin., LIU, Xiaobo., YANG, Xiang., GUO, Fucheng., SU, Xiaoxuan., CHEN, Yi. Acute and chronic responses of macrophyte and microorganisms in constructed wetlands to cerium dioxide nanoparticles: Implications for wastewater treatment. **Chemical Engineering Journal**, v.348, p. 35-45, 2018.

HUSSNER, Andreas. Alien aquatic plant species in European countries. **Weed Research**. v. 52, p. 297–306, 2012.

KADLEC, Robert; KNIGHT, Robert. Treatment wetlands. CRC. Boca Raton, FL, 1996

JEONG, Hanseok., BHATTARAI, Rabin., ADAMOWSKI, Jan., YU, David. Insights from socio-hydrological modeling to design sustainable wastewater reuse strategies for agriculture at the watershed scale. **Agricultural Water Management**. v.231, p. 105983, 2020.

PADILLA, Diana., WILLIAMS, Susan. Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. **Ecological Environmental**. v.2, p. 131–138, 2004.

PERES, Cleto; LAMBRECHT, Richard; TAVARES, Diego; CASTRO, Wagner. Alien Express: The threat of aquarium e-commerce introducing invasive aquatic plants in Brazil. **Perspectives in ecology and conservation**, v.16, p. 221-227, 2018.

RICART, Sandra, RICO, Antonio. Assessing technical and social driving factors of water reuse in agriculture: a review on risks, regulation and the yuck factor. **Agricultural Water Management**. v.217, p. 426–439, 2019.

ROSSI, Giada, MAINARDIS, Matia, ANEGGI, Eleonora, WEAVERS, Linda GOI, Daniele. Combined ultrasoundozone treatment for reutilization of primary effluent—a preliminary study. **Environment Science Pollution Research**. v.28, p.700–710, 2021.

SCHOLZ, Miklas; LEE, Byoung-hwa. Constructed wetlands: a review. **International Journal of Environmental Studies**, v. 62, n.4, p. 421-447, 2005.

MONACO, Paola; MATOS, Antonio; EUSTÁQUIO, Valdeir.; RIBEIRO, Ivan;

TEXEIRA, Denis. Utilização do farelo de conchas de vôngole na adsorção de fósforo e como corretivo da acidez do solo. **Engenharia Agrícola**, v.35, n. 5, p. 866-874, 2012.

NEUMANN, Miguel, GESSNER, Fergus, CIONE, Ana, SARTORI, Rogério, CAVALHEIRO, Carla. Interações entre corantes e argilas em suspensão aquosa. **Química Nova**, v. 23, n. 6, p. 1109–1112, 2000.

VILÀ, Montserrat, BASNOU, Corina, PYSEK, Petr, JOSEFSSON, Melanie, GENOVESI, Piero, GOLLASCH, Stephan., NENTWIG, Wolfgang, OLENIN, Sergej, ROQUES, Alain, ROY, David, HULME, Phillip, DAISIE, Partners. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. **Front. Ecol. Environ.** v.8, p.135–144, 2010.

TURKER, Onur., TURE, Cengiz, BOCUK, Harun, ÇIÇEK, Arzu, YAKAR, Anil. Role of plants and vegetation structure on boron (B) removal process in constructed wetland. **Ecological Engineering**, v.88, p.143-152, 2016.

UNITED NATIONS WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME, 2017. Wastewater: the Untapped Resource (The United Nations World Water Development Report 2017)