

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

ADELANIA DE OLIVEIRA SOUZA

**RESÍDUOS DE GESSO DA CONSTRUÇÃO CIVIL COMO MEIO SUPORTE DE
WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL DESCENDENTE
EMPREGADO NO TRATAMENTO DE EFLUENTE SINTÉTICO**

CURITIBA

2023

ADELANIA DE OLIVEIRA SOUZA

**RESÍDUOS DE GESSO DA CONSTRUÇÃO CIVIL COMO MEIO SUPORTE DE
WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL DESCENDENTE
EMPREGADO NO TRATAMENTO DE EFLUENTE SINTÉTICO**

**Gypsum waste from civil construction as support medium in descending vertical flow
constructed *wetlands* for synthetic effluent treatment**

Dissertação de mestrado apresentada como requisito para obtenção do título de mestre em Engenharia Civil pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC), da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).
Orientadora: Profa. Dra. Karina Querne de Carvalho Passig.

CURITIBA

2023



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/)

Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es). Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Curitiba



ADELANIA DE OLIVEIRA SOUZA

RESÍDUOS DE GESSO DA CONSTRUÇÃO CIVIL COMO MEIO SUPORTE DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL DESCENDENTE EMPREGADO NO TRATAMENTO DE EFLUENTE SINTÉTICO

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestra Em Engenharia Civil da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Meio Ambiente.

Data de aprovação: 28 de Abril de 2023

Dra. Karina Querne De Carvalho Passig, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dr. Alisson Carraro Borges, Doutorado - Fundação Universidade Federal de Viçosa (Ufv)

Dr. Andre Nagalli, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 28/04/2023.

A mim!
Por ter sido tão forte até aqui!
Por não desistir!

Dedico!

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pelas dificuldades que me tornaram forte ao longo dessa jornada. Me manteve de pé em todas as vezes que quis fraquejar e desistir.

Aos meus pais Ana Cipriano de Oliveira Souza e Damião José de Souza (*in memoriam*) pelo incentivo e apoio incondicional. Sempre exerceram em minha vida o maior sinônimo de amor e dedicação. Aos meus irmãos, Analandia de Oliveira Souza, Ronaldo de Oliveira Souza, Adelaide de Oliveira Souza e Adelmá de Oliveira Souza, por toda compreensão, apoio e confiança. Minhas conquistas são nossas!

Agradeço a minha orientadora e professora Dra. Karina Querne de Carvalho Passig, por aceitar me orientar no Mestrado e me transmitir tanto conhecimento. Grata, por manter-se presente e paciente, pela atenção e dedicação e por exigir compromisso e responsabilidade, além disso, por cada palavra de força e incentivo. Agradeço também ao professor Dr. Fernando Hermes Passig que juntos prestaram todo suporte necessário e as sugestões valiosas na execução dessa pesquisa. Por todo carinho e dedicação que me foi dada, contribuindo para o meu crescimento e aprendizagem. Fica aqui, o meu eterno Agradecimento!

A todos que conheci e que estiveram ao meu lado neste período no Laboratório de Saneamento da UTFPR, em especial a Mayra Alves Donato, Janaina S. Saldanha Marques e Lucas de Carvalho Silva que juntos, embarcaram nessa jornada.

Agradeço aos componentes da minha banca examinadora Dr. Alisson Carraro Borges e Dr. André Nagalli por aceitarem participar desse momento e pelas contribuições e preciosas sugestões que me foram dadas.

Ao Alexandre José Gonçalves por conduzir as análises de MEV e EDS no Centro Multiusuário de Caracterização de Materiais (CMCM) do Departamento Acadêmico de Mecânica da UTFPR - Curitiba. Ao técnico Felipe Peretto por me ajudar na preparação dos materiais e na realização das análises de FRX, Porosimetria e análise granulométrica. Também expressei minha gratidão à pós-doutoranda Jossy Karla Brasil Bernardelli pelo auxílio e colaboração na interpretação dos resultados de metagenômica.

A Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), por ter me acolhido nesses dois anos, por toda a estrutura proporcionada para a realização deste estudo. Agradeço a cada docente do programa de pós-graduação em Engenharia Civil, cada técnico de Laboratório e colaboradores da UTFPR, expressei sinceramente meu eterno respeito e carinho.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, pela concessão da bolsa que me proporcionou a oportunidade de me dedicar exclusivamente à minha formação de mestre.

À Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) pelo financiamento do projeto “Implantação de estações de fitotratamento com espécies de macrófitas aquáticas nativas em escala piloto para tratamento de esgotos sanitários EFES”, aprovado no Edital de chamamento público DESAM/FUNASA 01/2014 (Processo no 25100.011.282/2014-87).

Enfim, sou eternamente grata a todos que de forma direta ou indiretamente contribuíram na conclusão de mais uma etapa.

“Eu sempre amei o deserto. A gente se senta numa duna de areia. Não se vê nada. Não se escuta nada. E, no entanto, no silêncio, alguma coisa irradia...”
(SAINT-EXUPÉRY, Antoine de, 2009)

RESUMO

SOUZA, A. O. **Resíduos de gesso da construção civil como meio suporte de *wetlands* construídos de fluxo vertical descendente empregado no tratamento de efluente sintético.** 2023. 139 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia civil) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2023.

O uso de resíduos da construção civil em *wetlands* (WC) tem sido investigado como alternativa aos materiais convencionais. No entanto, não há estudos reportados na literatura relacionados à aplicação de resíduos de gesso em WC no tratamento de efluentes. O gesso é composto de cálcio, oxigênio, enxofre, carbono, silício e alumínio com propriedades benéficas para o solo e plantas. Além disso, a composição Al, Si, Ca, Fe e Mg pode auxiliar na remoção de fósforo por processos de adsorção, precipitação e troca iônica. Nesse estudo foi avaliado o desempenho de *wetlands* construídos (WCVD), de fluxo vertical descendente, no tratamento de efluente sintético simulando esgotos sanitários de baixa concentração em termos de DQO. Os WCVD foram vegetados com *Eichhornia Crassipes* (densidade de 27,23 plantas m⁻²) em fragmentos de placas de gesso acartonado (WC-GA) e fragmentos de placas de gesso acartonado modificado (WC-GAM) como meio suporte. Os sistemas, em escala de microcosmos, possuíam área superficial de 0,1836 m² e volume de 7 L (WC-GA) e de 8 L (WC-GAM). A alimentação dos sistemas foi realizada em batelada sequencial com ciclos de 48-48-72 h no período de Outubro/2021 a Agosto/2022, totalizando 308 dias. A operação dos WCVD foi dividida em Fase I, com tempo de ciclo de 24 h e Fase II, com tempo de ciclo de 48 h. Os fragmentos de placa de gesso foram caracterizados química e texturalmente por análise granulométrica, densidade aparente, microscopia eletrônica de varredura (MEV), espectroscopia por dispersão de energia de raio X (EDS), fluorescência de raio X (FRX), difratometria de raio X (DRX) e infravermelho com transformada de Fourier (FTIR). Os sistemas foram operados em condições anóxicas durante todas as fases de operação, com concentração de OD < 1,6 mg L⁻¹ e POR de +100 a -100 mV. Maiores eficiências médias de remoção da DQO de 60% no WC-GA e 70% no WC-GAM foram obtidas na Fase II. O melhor desempenho foi observado na Fase I (24 h) em relação à remoção do NTK (52% e 41%), N-Amon (41% e 19%) e NT (46% e 37%) no WC-GA e no WC-GAM, respectivamente. As eficiências de remoção do PT resultaram em 64% e 54% no WC-GA e 62% e 54% no WC-GAM para as Fases I (24 h) e II (48 h), respectivamente. Foi observada redução nas taxas de carregamento orgânico em termos de DQO, N-Amon, NT e PT com o aumento do tempo de operação. Na avaliação da estrutura da comunidade microbiana dos sistemas, *Firmicutes* e *Proteobacteria* foram os filos encontrados em maior abundância. Os principais gêneros identificados nos sistemas foram *Bacillus* e *Pseudomonas* no WC-GA e *Lactobacillus*, *Staphylococcus* e *Sulfurimonas* no WC-GAM. Não foram observados gêneros nitrificantes, apenas bactérias desnitrificantes. No balanço de massa foi observado que a *E. crassipes* foi responsável pela remoção de 0,83% e 10,8% no WC-GA e 0,96% e 8,62% no WC-GAM do NT e PT do total removido pelo sistema. Em relação ao substrato, a remoção do foi de 0,40% e 1,06% no WC-GA e de 0,16% e 0,97% no WC-GAM do NT e PT do total removido pelo sistema. A remoção do NT foi atribuída a microorganismo, assimilação no biofilme e adsorção. A adsorção, precipitação e troca iônica provavelmente atuaram na remoção do PT.

Palavras chaves: Nutrientes. Bactérias Oxidantes de Enxofre. *Eichhornia Crassipes*. Reutilização.

ABSTRACT

SOUZA, A. O. **Gypsum waste from civil construction as support medium in descending vertical flow constructed *wetlands* for synthetic effluent treatment.** 2023. 139 p. Dissertation (Masters in Civil Engineering) – Federal Technological University of Paraná. Curitiba, 2023.

The use of construction waste in *wetlands* (CW) has been investigated as an alternative to conventional materials. However, no studies are reported in the literature related to applying gypsum waste in CW in effluent treatment. Gypsum is composed of calcium, oxygen, sulfur, carbon, silicon, and aluminum, with beneficial properties for soil and plants. Moreover, the Al, Si, Ca, Fe, and Mg composition can assist in phosphorus removal by adsorption, precipitation, and ion exchange processes. In this study, the performance of constructed *wetlands* (DVCW) of vertical descending flow was evaluated in the treatment of synthetic effluent simulating sanitary sewage of low concentration in terms of COD. The DVCW were vegetated with *Eichhornia crassipes* (density of 27.23 plants m⁻²) on gypsum plasterboard fragments (CW-P) and modified gypsum plasterboard fragments (CW-MP) as support medium. The microcosm scale systems had a surface area of 0.1836 m² and a volume of 7 L (CW-P) and 8 L (CW-MP). The systems were fed in a sequential batch with 48-48-72 h cycles from October/2021 to August/2022, totaling 308 days. The operation of the DVCW was divided into Phase I, with a cycle time of 24 h, and Phase II, with a cycle time of 48 h. The gypsum board fragments were chemically and texturally characterized by particle size analysis, bulk density, scanning electron microscopy (SEM), X-ray energy dispersive spectroscopy (SED), X-ray fluorescence (XRF), X-ray diffractometry (XRD) and Fourier transform infrared (FTIR). The systems were operated under anoxic conditions during all operating phases, with OD concentration < 1.6 mg L⁻¹ and POR from -100 to +100 mV. Higher average COD removal efficiencies of 60% in CW-P and 70% in CW-MP were obtained in Phase II. The best performance was observed in Phase I (24 h) regarding the removal of KTN (52% and 41%), TAN (41% and 19%), and TN (46% and 37%) in CW-P and CW-MP, respectively. TP removal efficiencies resulted in 64% and 54% in CW-P and 62% and 54% in CW-MP for Phases I (24 h) and II (48 h), respectively. Reduction in organic loading rates in terms of COD, TAN, TN, and TP was observed with increasing operation time. *Firmicutes* and *Proteobacteria* were the most abundant species found in the evaluation of the systems' microbial community structure. The principal genera identified in the systems were *Bacillus* and *Pseudomonas* in CW-P and *Lactobacillus*, *Staphylococcus*, and *Sulfurimonas* in CW-MP. No nitrifying genera were observed, only denitrifying bacteria. In the mass balance, it was observed that *E. crassipes* was responsible for the removal of 0.83% and 10.8% in CW-P and 0.96% and 8.62% in CW-MP of the TN and TP of the total removed by the system. Regarding the substrate, the removal was 0.40% and 1.06% in CW-P and 0.16% and 0.97% in CW-MP of the TN and TP of the total removed by the system. The removal of TN was attributed to microorganisms, assimilation in the biofilm, and adsorption. Adsorption, precipitation, and ion exchange probably acted in the removal of TP.

Keywords: Nutrients. Sulfur Oxidizing Bacteria. *Eichhornia Crassipes*. Reuse.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Aplicabilidade dos <i>Wetlands</i> Construídos.....	22
Figura 2 -	Classificação dos <i>Wetlands</i> Construídos	23
Figura 3 -	Agentes responsáveis pelo tratamento de esgoto nos <i>Wetlands</i> construídos	27
Figura 4 -	Processo simplificado da fabricação da placa de gesso acartonado	31
Figura 5 -	Desenho esquemático do processo de produção das placas de gesso acartonado	32
Figura 6 -	Histórico do consumo de chapas de gesso acartonado no Brasil	34
Figura 7 -	Consumo de chapas de gesso acartonado (nível mundial e regiões do Brasil)	35
Figura 8 -	Fluxograma de reciclagem do gesso na indústria da construção civil	37
Figura 9 -	Fluxograma das etapas experimentais realizadas no estudo	40
Figura 10 -	Temperatura e precipitação mensal do período de operação dos sistemas	41
Figura 11 -	Esquema de operação dos sistemas <i>Wetlands</i> do 1º ao 308º dia.....	42
Figura 12 -	Desenho esquemático do funcionamento dos sistemas WC-GAM, WC-GA	44
Figura 13 -	Instalações dos WCV: a) identificação dos sistemas WC-GAM e WC-GA e b) Sistemas protegidos contra intempéries climáticas	45
Figura 14 -	<i>Eichhonia crassipes</i> (Aguapé): a) mudas coletadas em campo e b) mudas cultivadas no LabSan.....	45
Figura 15 -	Curva granulométrica: a) por peneiramento e b) granulometria à laser ..	56
Figura 16 -	Variação da porosidade em função do diâmetro dos poros	58
Figura 17 -	Fotomicrografias do GA e GAM: a) e b) superfície externa, c), d), e) e f) superfície interna da placa de gesso acartonado:.....	60
Figura 18 -	Fotomicrografias: a) papel cartão e b) papel cartão na placa de gesso	63
Figura 19 -	Difratogramas: a) GA - b) GAM	65
Figura 20 -	Espectrogramas das amostras de gesso acartonado: a) gesso macerado - placa com papel, b) gesso macerado - placa e c) papel da placa.....	67
Figura 21 -	Variação da temperatura do líquido e do ambiente ao longo dos dias nas Fases I e II.....	72
Figura 22 -	Variação dos valores de pH nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II.....	75
Figura 23 -	Variação dos valores de OD nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II.....	77
Figura 24 -	Variação dos valores de POR nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II	78
Figura 25 -	Variação dos valores de CE nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II.....	80

Figura 26 -	Macrófita <i>Eichhonia crassipes</i> no 60º dia de operação dos sistemas.....	81
Figura 27 -	Variação dos valores de Turbidez nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II	82
Figura 28 -	Variação dos valores de AT nas amostras do afluente e efluente dos WC na Fases I e II.....	85
Figura 29 -	Variação dos valores de AV nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II.....	81
Figura 30 -	Variação da eficiência de remoção das taxas de carregamento orgânico em termos de DQO, NTK, N-Amon, NT e PT nas amostras do afluente e efluente dos WC: a) Fase I e b) Fase II	87
Figura 31 -	Variação dos valores da concentração de matéria carbonácea em termos de DQO nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II.....	90
Figura 32 -	Variação dos valores da concentração de NTK nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II.....	93
Figura 33 -	Variação dos valores da concentração de N-Amon nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II	95
Figura 34 -	Variação dos valores da concentração de Nitrito nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II.....	96
Figura 35 -	Variação dos valores da concentração de Nitrato nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II	97
Figura 36 -	Variação dos valores da concentração de NT nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II.....	99
Figura 37 -	Variação dos valores da concentração de PT nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II.....	101
Figura 38 -	Índices Alpha de Simpson da microbiota obtida nos sistemas <i>Wetlands</i> .	103
Figura 39 -	Abundância relativa dos filos de bactérias identificadas nas amostras representativas nos sistemas <i>Wetlands</i>	104
Figura 40 -	Abundância relativa dos gêneros de bactérias identificadas nas amostras representativas dos sistemas <i>Wetlands</i>	105
Figura 41 -	Parâmetros para validação da metodologia utilizada para obtenção da curva analítica	139

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Estudos com <i>Wetlands</i> Construídos Verticais	25
Tabela 2 -	Composição química das chapas de gesso acartonado	32
Tabela 3 -	Características físicas dos sistemas WC-GA e WC-GAM	43
Tabela 4 -	Composição do efluente sintético simulando esgoto sanitário	47
Tabela 5 -	Concentrações médias nos sistemas nas fases I e II	48
Tabela 6 -	Taxas médias de carregamento nos sistemas nas fases I e II	48
Tabela 7 -	Parâmetros físicos-químicos, seus métodos e as referências	49
Tabela 8 -	Análise da composição do gesso acartonado e do papel cartão	59
Tabela 9 -	Composição química dos fragmentos do gesso e do papel cartão	64
Tabela 10 -	Resultados em função da média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos e máximos e eficiências de remoção para o período de inspeção prévia com ciclo de 24 horas (n = 24)	69
Tabela 11 -	Resultados da temperatura dos sistemas, temperatura ambiente e umidade relativa do ar para o período de operação com ciclo de 24 e 48 hora (X = 32)	71
Tabela 12 -	Resultados em função da média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos e máximos das amostras do afluente e efluente e eficiências de remoção para o período de operação com 24 e 48 horas (X = 32)	74
Tabela 13 -	Resultados da média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos e máximos e eficiências de remoção das taxas de carregamento orgânico em termos de DQO, NTK, N-Amon, NT e PT nas Fase I e II (X = 32)	86
Tabela 14 -	Resultados em função da média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos e máximos das amostras do afluente e efluente e eficiências de remoção para o período de operação com 24 e 48 horas (X = 32)	89
Tabela 15 -	Número de indivíduos da <i>E. crassipes</i> e densidade vegetal em cada sistema, no plantio e na colheita (após 308 dias de operação)	107
Tabela 16 -	Nitrogênio total e fósforo total na massa seca da macrófita no 308º dia de operação	107
Tabela 17 -	Balanço de massa de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) no WC após 308º dia de operação	109
Tabela 18 -	Parâmetros para validação da metodologia utilizada para obtenção da curva analítica do fósforo	139

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional das Águas
ATT	Área de Transbordo e Triagem
CIC	Cidade Industrial de Curitiba
CMCM	Centro Multiusuário de Caracterização de Materiais
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CV	Coefficiente de variação
DAQBI	Departamento Acadêmico de Química e Biologia
DQO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DRX	Difratometria de Raios X
DV	Desvio padrão
EDS	Espectroscopia de Energia Dispersiva de Raios X
ETEs	Estações de Tratamento de Esgotos
EUA	Estados Unidos da América
FRX	Fluorescência de Raios X
FTIR	Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier
GA	Gesso Acartonado
GAM	Gesso Acartonado Modificado
LAMAQ	Laboratório Multiusuário de Análise Químicas
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
MMA	Ministério do meio ambiente
N-amon	Nitrogênio amoniacal
NBR	Norma Brasileira
NT	Nitrogênio total
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
Plansab	Plano Nacional de Saneamento Básico
PNSR	Programa Nacional de Saneamento Rural
PNRS	Plano Nacional de Resíduos Sólidos
PT	Fósforo total
SNIS	Sistema Nacional de Informática sobre Saneamento
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná
WC	<i>Wetlands</i> Construídos
WCV	<i>Wetlands</i> Construídos Vertical
WCVD	<i>Wetlands</i> Construídos Vertical Descendente

LISTA DE SÍMBOLOS

°C	Graus Celsius
A	Área superficial do sistema (m ²)
C	Concentração do parâmetro (g m ⁻³)
CHV	Carga hidráulica volumétrica (m ³ d ⁻¹)
KBr	Brometo de Potássio
mm	milímetros
pH	Potencial Hidrogeniônico
T	Temperatura
H0	Hipótese nula
Ha	Hipótese alternativa
t	Tempo (min)
TCF	Taxa de carregamento fosforado (g m ² d ⁻¹)
TCN	Taxa de carregamento nitrogenado (g m ² d ⁻¹)
TCO	Taxa de carregamento orgânico (g m ² d ⁻¹)
V	Volume (L)
C _U	Coeficiente de uniformidade

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	17
2.	OBJETIVOS	20
2.1.	Objetivo geral.....	20
2.2.	Objetivos específicos	20
3.	REFERENCIAL TEÓRICO	21
3.1.	Tratamento dos esgotos	21
3.2.	<i>Wetlands</i> construídos	22
3.3.	Agentes presentes na ecotecnologia dos <i>Wetlands</i> construídos.....	26
3.3.1.	Macrófitas	27
3.3.2.	Microrganismos	28
3.3.3.	Material suporte	29
3.4.	Materiais alternativos empregados como suporte nos WC	29
3.4.1.	Gesso acartonado	30
3.4.2.	Reaproveitamento de Resíduo de Gesso	36
4.	MATERIAL E MÉTODOS	40
4.1.	Configuração experimental	40
4.2.	Macrófita	45
4.3.	Meio Suporte	46
4.4.	Efluente Sintético	47
4.5.	Procedimento experimental	48
4.6.	16s rRNA metagenômica de sequenciamento e análise de dados	49
4.7.	Quantificação de nutrientes no Tecido Vegetal e Meio Suporte	51
4.8.	Caracterização do meio suporte	52
4.8.1.	Análise Granulométrica	52
4.8.2.	Porosimetria por Intrusão de Mercúrio	52
4.8.3.	Morfologia por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) e por Sistema de Energia Dispersiva (EDS).....	53
4.8.4.	Difratometria de Raios X (DRX).....	53
4.8.5.	Fluorescência de raios X (FRX)	54
4.8.6.	Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR)	54
4.9.	Análise estatística	55
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	56
5.1.	Caracterização do Meio Suporte	56
5.1.1.	Análise granulométrica	56
5.1.2.	Porosimetria por Intrusão de Mercúrio	57
5.1.3.	Fluorescência de Raios-X	58
5.1.4.	Morfologia por Microscopia Eletrônica de Varredura	60
5.1.5.	Espectroscopia por dispersão de energia de raio X	63

5.1.6.	Difratometria de Raios X.....	65
5.1.7.	Grupos funcionais por FTIR.....	66
5.2.	Avaliação dos <i>Wetlands</i> Construídos	68
5.2.1.	Inspeção prévia dos sistemas	68
5.2.2.	Performance dos Sistemas	71
5.2.2.1.	Demanda Química de Oxigênio.....	90
5.2.2.2.	Série Nitrogenada	92
5.2.2.3.	Fósforo Total	100
5.3.	Estrutura da comunidade microbiana nos <i>Wetlands</i>.....	103
5.4.	Nutrientes no tecido vegetal e meio suporte	107
5.4.1.	Balanço de massa.....	108
6.	CONCLUSÕES.....	111
	REFERÊNCIAS.....	114
	APÊNDICE A – Procedimentos de cálculos.....	1344
	APÊNDICE B - Curva analítica do fósforo.....	1388

1. INTRODUÇÃO

O tratamento descentralizado por meio de *Wetlands* Construídos (WC) é uma alternativa sustentável, flexível, viável e de fácil implementação no tratamento de esgotos sanitários em localidades carentes deste serviço, como as áreas rurais.

Várias configurações de WC foram aplicadas com sucesso no tratamento de diferentes águas residuárias, tais como esgotos sanitários de origem doméstica, efluentes industriais, agrícolas e águas pluviais, devido ao seu baixo consumo de energia e custo operacional (PARDE et al., 2021; VYMAZAL et al., 2021). Cada configuração está sujeita a diferentes condições hidráulicas e operacionais, apresentando diferentes mecanismos de remoção de poluentes (DECEZARO et al., 2018; JI et al., 2022).

Os *Wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV) são frequentemente utilizados no tratamento de águas residuárias devido à sua confiabilidade na remoção de sólidos em suspensão, matéria orgânica e nitrogênio (JÓŹWIAKOWSKI et al., 2019) pela atividade simultânea das macrófitas (captação, translocação, sequestro e degradação de poluentes) (LEE, 2013), microrganismos (processos de transformação e degradação, bioissorção, bioacumulação e transformação de especiação) (WANG et al., 2022) e do substrato (filtração e interceptação, adsorção, troca iônica, fixação de biofilme, suporte de plantas, complexação e precipitação) (JI et al., 2022; WANG et al., 2020).

Nestes sistemas, a transferência de oxigênio é fornecida principalmente por difusão e convecção (MOLLE et al., 2006), influenciada pelo regime de escoamento e pela profundidade do substrato. Além disto, estes sistemas apresentam as vantagens de não requerer energia elétrica e baixo custo de operação e manutenção (WU et al., 2015).

Alguns exemplos de aplicações de WCFV têm sido reportados na literatura, como por Mateus e Pinho (2020) que obtiveram eficiência de remoção de 70% para Demanda Química de Oxigênio (DQO), 65% para Fósforo Total (PT) e 78% para Nitrogênio Total (NT) em um WCVD vegetado com *Phragmites australis* em calcário e tijolo; por Marcelino et al. (2020) que notaram remoção de PT de 35%, 41% e 46% em WCVD preenchidos com fragmentos de tijolos cerâmicos, argila expandida e mistura de argila com porcelanato, respectivamente; e por Agarry et al. (2018) que obtiveram eficiências de remoção de 94% de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) e de 80% de DQO em um WCVD vegetado com *Eichhornia crassipes* em húmus, areia e granito no tratamento de efluente de indústria petroquímica.

Além das vantagens previamente citadas, os WCFV apresentam maior capacidade de

transferência e oxigênio dissolvido comparados aos WC de fluxo horizontal (WCFH), possibilitando melhor remoção de matéria orgânica e da nitrificação (HERATH e VITHANAGE, 2015). Embora as espécies de juncos sejam ideais para sistemas de fluxo vertical, Kumar e Singh (2019), afirmaram que diferentes macrófitas flutuantes, como *Eichhornia crassipes*, *Hydrilla verticillata* e *Salvinia natans* poderia ser usado para tratar as águas residuais municipais em WCV.

Os Resíduos da Construção Civil (RCC) estão sendo amplamente explorados como maciço filtrante em WC. Esses resíduos são provenientes de perdas e desperdício de materiais utilizados nos processos de construção, reforma e demolição, resultando em restos de concreto, madeira, tijolo, argamassa, gesso, blocos cerâmicos, telhas, plásticos, dentre outros. Esses itens representam cerca de 90% dos resíduos gerados em obras e 50% dos resíduos sólidos urbanos (SIENGE, 2022; CONSELHO REGIONAL DE ENGENHARIA, ARQUITETURA E AGRONOMIA, 2009/2011).

Assim, é crucial escolher materiais emergentes que sejam economicamente viáveis e acessíveis para atuar como suporte, juntamente com macrófitas típicas da região em WCV. Isso permitiria reduzir custos, aumentar a eficiência do sistema e adequar adequadamente os resíduos que não seriam mais úteis. No entanto, nenhum estudo foi encontrado relacionado à aplicação de resíduos de gesso no tratamento de efluentes ou em WC, tornando este o primeiro estudo a ser realizado nesse sentido.

O gesso é um material amplamente utilizado na agricultura devido às suas diversas propriedades benéficas para solo e plantas. Ele é capaz de neutralizar o alumínio presente no solo (GAMA, 2015), fornecer cálcio e enxofre (PRACOWNIA, 2016), reduzir perdas de amônia durante a compostagem (TUBAIL et al., 2008). Liu e Hue (2001) e Hanay et al. (2013) indicam que os resíduos de gesso são eficazes na neutralização de solos salinos e sódicos, aumentando a condutividade hidráulica e favorecendo o crescimento das plantas. Além disso, os resíduos de chapas de gesso acartonado também são uma opção promissora para a recuperação de solos de baixa qualidade. A presença de cálcio no gesso é benéfica para as plantas, pois estimula a absorção de amônia e de nitrogênio pelas raízes jovens (KOST et al., 2008).

Considerando o exposto, a reutilização de resíduos de atividades do setor da construção civil vem sendo empregada para investigar a capacidade adsorptiva de alguns resíduos como substratos emergentes. Assim, com base na classificação dos resíduos de gesso da Resolução nº 431/2011 do CONAMA (BRASIL, 2011), deslocado para a Classe B, buscou-se investigar o potencial do gesso como meio suporte sendo aplicados em WCV vegetados com

Eichhonia crassipes para estudar essa combinação no desempenho no tratamento de efluente sintético esgotos sanitários de baixa concentração de matéria carbonácea na remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada no tratamento de efluentes.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Avaliar o desempenho de sistemas de *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial vertical, preenchidos com fragmentos de gesso acartonado e de gesso acartonado modificado, na remoção de matéria orgânica carbonácea, nitrogenada e fosforada de efluente sintético.

2.2. Objetivos específicos

Para alcance do objetivo geral proposto foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Caracterizar os materiais quanto à composição e microestrutura;
- Comparar o comportamento dos sistemas na remoção da matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada do efluente sintético por meio de determinação de parâmetros físico-químicos;
- Quantificar a concentração de nitrogênio total e fósforo total assimilado pelo tecido vegetal das macrófitas e armazenado no material filtrante;
- Identificar a composição e abundância dos microrganismos presentes no leito dos sistemas *wetlands* no final da operação e;
- Propor balanço de massa para nitrogênio total e fósforo total nos sistemas estudados.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

No referencial teórico é abordado sobre o tratamento de esgotos sanitários por meio de sistemas de *wetlands* construídos, incluindo análise dos agentes envolvidos nesses sistemas de tratamento. Além disso, é discutido o uso de resíduos da construção civil como materiais alternativos como meio suporte, bem como a problemática relacionada aos resíduos de gesso descartados e possíveis alternativas para sua reutilização.

3.1. Tratamento dos esgotos

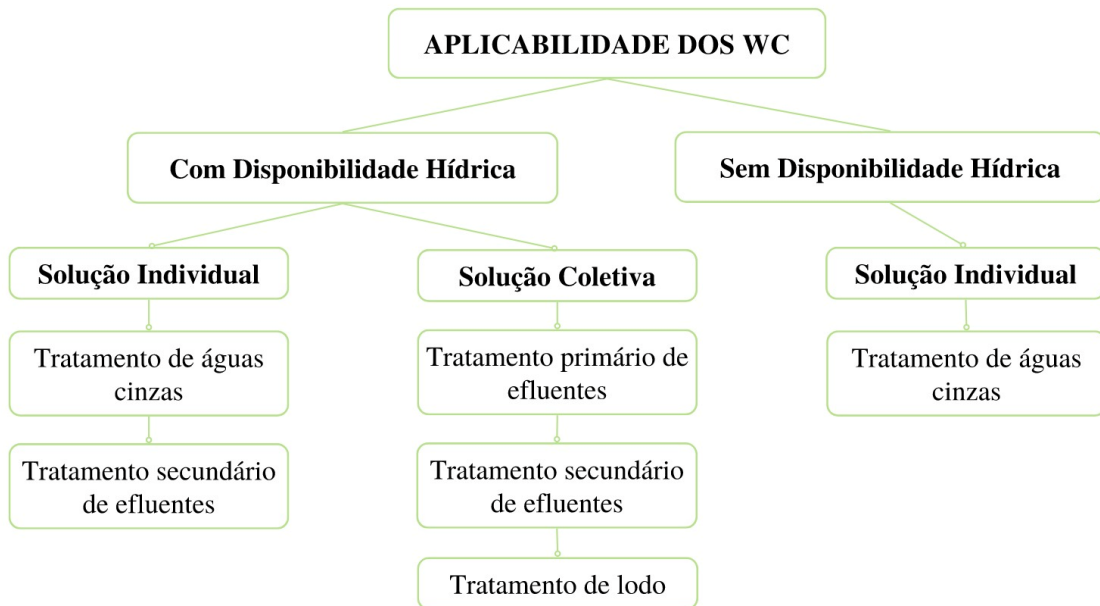
A precariedade nos serviços de tratamento de esgotos é mais predominante em regiões periurbanas, rurais e em locais de situação de vulnerabilidade social, cujas características muitas vezes impossibilitam a utilização dos sistemas centralizados de tratamento de esgotos comumente adotados em regiões urbanas e densamente povoadas (MURTHA; CASTRO; HELLER, 2015). Também a necessidade de desenvolver a produção sustentável nas indústrias e o consumo consciente da sociedade para tornar cidades e comunidades mais inclusivas, seguras e sustentáveis (BRASIL, 2022).

Com base nos dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2022), 59,2% da população brasileira conta com sistemas públicos de esgotamento sanitário e 40,8% utiliza soluções alternativas individuais, tais como fossa séptica, fossa rudimentar, vala à céu aberto e lançamento em cursos d'água. Conforme descrito no Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab) dentre essas alternativas, apenas a fossa séptica é considerada como adequada (BRASIL, 2022).

O esgoto não tratado é uma das principais fontes de poluição de corpos hídricos no Brasil, pois compromete a qualidade da água e o equilíbrio ambiental, ameaçando a fauna e a flora aquática. Isso ocorre porque as bactérias que decompõem a matéria orgânica dos efluentes em ambientes naturais demandam grandes quantidades do Oxigênio Dissolvido (OD) na água. A redução de oxigênio causa morte de peixes e proliferação de algas devido ao aumento de nutrientes (SNIS, 2021).

Os *Wetlands* Construídos estão inseridos no Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR/2019) como solução alternativa coletiva e individual ao esgotamento sanitário em áreas rurais no Brasil (Figura 1), consolidando diversas modalidades da tecnologia e influenciando na disseminação da aplicação desses sistemas para locais que apresentam disponibilidade hídrica para transporte de despejos e para localidades que não apresentam água para essa finalidade.

Figura 1 - Aplicabilidade dos *Wetlands* Construídos



Fonte: Adaptado de PNSR (2019)

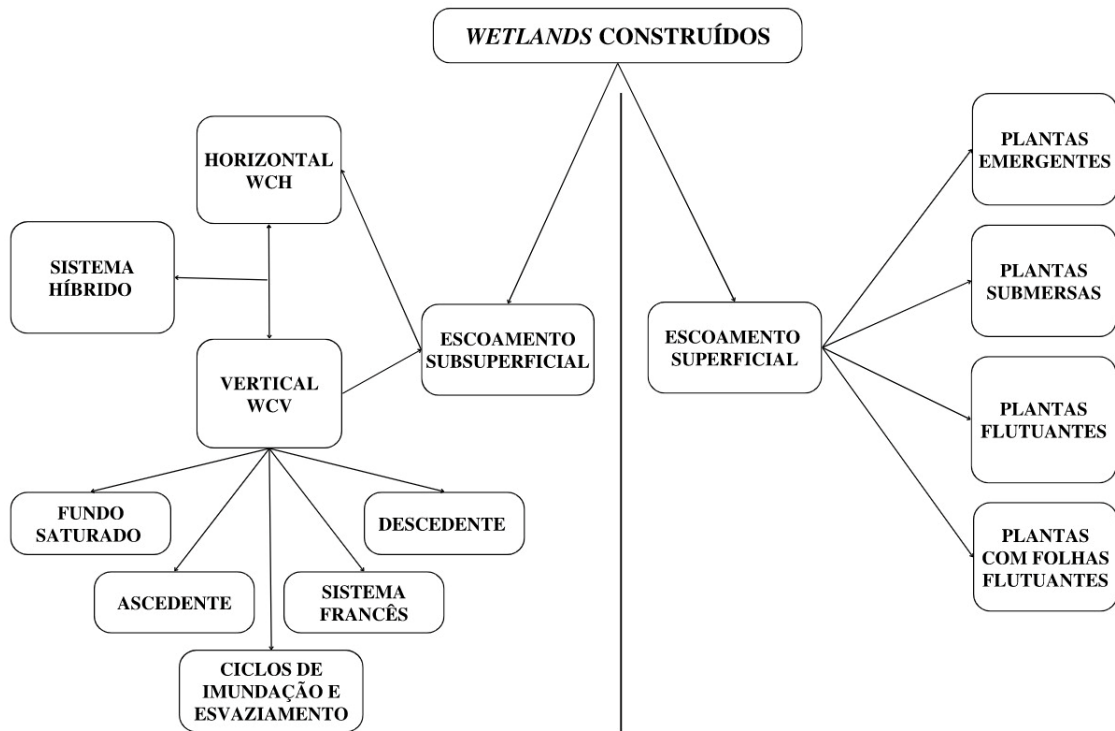
Com base na aplicabilidade do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR/2019), os WC se enquadram em diversas soluções e são sugeridos para o tratamento na fase líquida dos mais variados tipos de efluentes.

3.2. *Wetlands* construídos

Os *wetlands* construídos são ecotecnologias consolidadas no território nacional como alternativa para tratamento de esgotos, conforme disposto na recente publicação do E-book *Wetlands Brasil – Experiências Brasileiras* (SEZERINO E PELISSARI, 2021). De acordo com estes autores, estes sistemas apresentam vantagens de serem soluções empregadas no Brasil no tratamento de águas residuárias, onde possuem temperaturas mais altas, extensas horas de radiação e áreas disponíveis.

Kadlec e Wallace (2009) definem que os *wetlands* construídos podem ser divididos em dois grandes grupos, sendo: (i) *Wetlands* de fluxo superficial, que podem utilizar espécies flutuantes, submersas ou emergentes; e (ii) *Wetlands* de fluxo subsuperficial, que podem ser classificados de acordo com a direção do fluxo, em horizontal ou vertical, conforme Figura 2.

Figura 2 - Classificação dos *Wetlands* Construídos



Fonte: Adaptado de Vymazal e Kroepfelová (2008)

Nos WC de escoamento subsuperficial ocorre a percolação do efluente no material filtrante, e nos módulos de escoamento superficial há formação de uma lâmina líquida na superfície devido à ausência de material filtrante.

A alimentação dos *Wetlands* Construídos de fluxo vertical Verticais (WCV) pode ser realizada em batelada na forma de pulsos de alimentação, gerando escoamento percolação vertical ao longo do material filtrante, que pode ser ascendente, descendente, em ciclos de enchimento e descarte, ou até mesmo com presença de saturação de fundo. Além disso, podem ser utilizados sistemas híbridos, onde diferentes modalidades de WC são combinadas para otimizar a eficiência na remoção de poluentes específicos (ABOU-ELELA, 2017; USEPA, 2000).

Existem vantagens no tratamento de esgotos sanitários em *wetlands* construídos, tais como boa ciclagem dos nutrientes, adaptação paisagística, menores custos de implementação e manutenção e possibilidade de reuso do efluente. Por outro lado, há desvantagem de que este sistema requer grandes áreas, o que o torna muitas vezes inexecutável para grandes centros urbanos (SEZERINO et al., 2004).

Os WC provaram ser eficientes na redução de diferentes constituintes indesejáveis, como sólidos suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT), demanda bioquímica de

oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), metais pesados, carga microbiana, pesticidas, antibióticos, produtos de higiene pessoal e de limpeza e óleos e graxas. Os principais mecanismos de remoção de poluentes em WC são transformação bioquímica, adsorção, precipitação, volatilização de amônia e absorção de poluentes pelas plantas (IMFELD et al., 2009; VYMAZAL, 2009).

Wang et al. (2018) apontaram a menor geração de odores e capacidade de suportar cargas variáveis como vantagens destes sistemas; e sensibilidade a condições meteorológicas e sobrecargas de amônia e sólidos como desvantagens.

A disponibilidade de espaço físico e os custos de aquisição de terra para implementar estes sistemas podem limitar ou inviabilizar o tratamento em *wetlands* e para superar essas limitações, alguns pesquisadores sugeriram aumentar a profundidade dos sistemas (ILYAS e MASIH, 2017).

Muitos estudos comprovam a eficiência dos *wetlands* construídos na remoção de matéria orgânica, sólidos, nitrogênio, fósforo, metais e outros poluentes emergentes presentes nos esgotos sanitários (BRIX e ARIAS, 2005; WU et al., 2016), além de incentivarem o reuso do efluente tratado (SILVA, 2021).

A inclusão dos WC no Relatório de Desenvolvimento da Água da Organização das Nações Unidas (ONU) reforçando a importância destes sistemas que simulam processos naturais e têm potencial de enfrentar os desafios contemporâneos de gestão da água, podendo concomitantemente proporcionar vantagens adicionais para alguns dos objetivos do desenvolvimento sustentável (PROGRAMA..., 2018).

Na Tabela 1 são apresentados alguns estudos com *wetlands* construídos com fluxo vertical empregados no tratamento de efluentes, com suas respectivas condições operacionais e eficiências de remoção de DQO e PT.

Tabela 1: Estudos com *Wetlands* Construídos Verticais

INFORMAÇÕES DE SISTEMAS <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL						EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO (%)	
AUTORES	FLUXO/OPERAÇÃO	AFLUENTE	TEMPO DE CICLO	MATERIAL FILTRANTE	MACRÓFITA	DQO	PT
Chand, Kumar e Suthar (2021)	Vertical com fluxo descendente	Água residuária doméstica sintética	72 h	cascalho e biocarvão de esterco de gado	<i>Colocasia esculenta</i>	91	64
Lavrníc et al. (2020)	Vertical de fluxo subsuperficial	Água de drenagem agrícola	6,7 d	Solo real	<i>Phragmites australis, Typha latifolia and Carex spp.</i>	51	(-)27
Mateus e Pinho (2020)	Fluxo Vertical	Efluente sintético de baixa resistência	1,5 d	Calcário e fragmentos de tijolo	<i>Phragmites australis</i>	70	65
Huang et al. (2019)	Vertical de fluxo subsuperficial não aerado	Água residuária doméstica in natura	48 h	Cascalho	<i>Acorus calamus L</i>	92	n/a
Yusoff et al. (2019)	Vertical com fluxo subsuperficial	Efluentes de papel e celulose reciclados	6 d	Cascalho e areia	<i>Scirpus grossus</i>	66,1	n/a
Garcia-Ávila et al. (2019)	Vertical com fluxo subsuperficial	Águas residuárias municipais	1,12 d	Brita e areia	<i>Phragmites Australis</i> <i>Cyperus Papyrus</i>	64 69	49 50
Leal et al. (2019)	Fluxo superficial vertical descendente	Efluente de um condomínio industrial	4 d	Resíduos cerâmicos	<i>Eleocharis acutangula</i>	78	91
Marcelino et al. (2020)	Escoamento subsuperficial - batelada	Esgoto sintético produzido	12 h	Argila expandida Argila e porcelanato Tijolo - bloco cerâmico	<i>Pistia stratiotes L</i>	67 75 58	35 41 46
Lima et al. (2018)	Fluxo vertical em batelada	Esgoto sintético	48 h	Argila expandida brita Tijolo - bloco cerâmico	<i>Eichornia crassipes</i>	91 87 88	56 97 75
Agarry et al (2018)	Fluxo de superfície vertical	Efluentes de refinaria de petróleo	10 d	Húmus, areia e granito (8mm e 13 mm)	<i>Eichornia crassipes</i>	80	n/a
Faxina et al. (2017)	Fluxo vertical em batelada	Efluente de uma central de alimentos vegetal	3 d	Cascalho	<i>Eleocharis acutangula</i>	92,7	87,9

Nota: n/a= não avaliado ou não informado.

Fonte: Autoria própria (2022)

Como pode ser observado na Tabela 1, Faxina et al. (2017), Huang et al. (2019), Lima et al. (2017) e Chand, Kumar e Suthar (2021) obtiveram eficiências de remoção de DQO superiores a 90% em WCFV preenchidos com cascalhos, argila expandida, e cascalho com biocarvão de esterco de gado, respectivamente. Por outro lado, as menores eficiências de remoção de DQO foram obtidas em WCFV preenchidos com bloco cerâmico por Marcelino et al. (2020) de 58%, brita e areia por Garcia-Ávila et al. (2019) de 64% e cascalho por Yusoff et al. (2019) de 66,1%.

Segundo Vymazal et al. (2013) os processos para a remoção de DQO podem ocorrer por degradação microbiana (aeróbia e anaeróbia), sedimentação (acumulação de matéria orgânica na superfície do sedimento) e filtração. A matéria orgânica solúvel é degradada pelo biofilme microbiano aderido ao meio filtrante, podendo ser por vias aeróbias ou anaeróbias (KADLEC et al., 2000). Os microrganismos necessitam de carbono para o crescimento celular, tanto de matéria orgânica como de dióxido de carbono e podem ser divididos entre heterotróficos e autotróficos, segundo o Metcalf e Eddy (2016).

Em relação ao fósforo, as maiores eficiências de remoção em WCFV foram alcançadas por Leal et al. (2019) com 91% em resíduos cerâmicos, Faxina et al. (2017) com 87,9% em cascalho e Lima et al. (2018) de 97% com brita, respectivamente, para os tempos de detenção hidráulica de 4, 3 e 2 dias.

De acordo com Vohla et al. (2011) a principal via de remoção de fósforo é a adsorção no substrato, porém é necessário utilizar materiais com capacidade adsortiva. De acordo com Wang et al. (2013) e Mackey et al. (2019), a remoção de fósforo nesses sistemas não ocorre por um processo específico, mas sim pela combinação de processos físico-químicos, tais como a assimilação pelas macrófitas e pelos microrganismos e a precipitação.

A ação substrato/planta em conjunto com a qualidade da água residuária, taxa de aplicação, tempo de detenção hidráulica e condições climáticas locais influenciam no desempenho dos sistemas e nos mecanismos de remoção dos nutrientes/poluentes.

3.3. Agentes presentes na ecotecnologia dos *wetlands* construídos

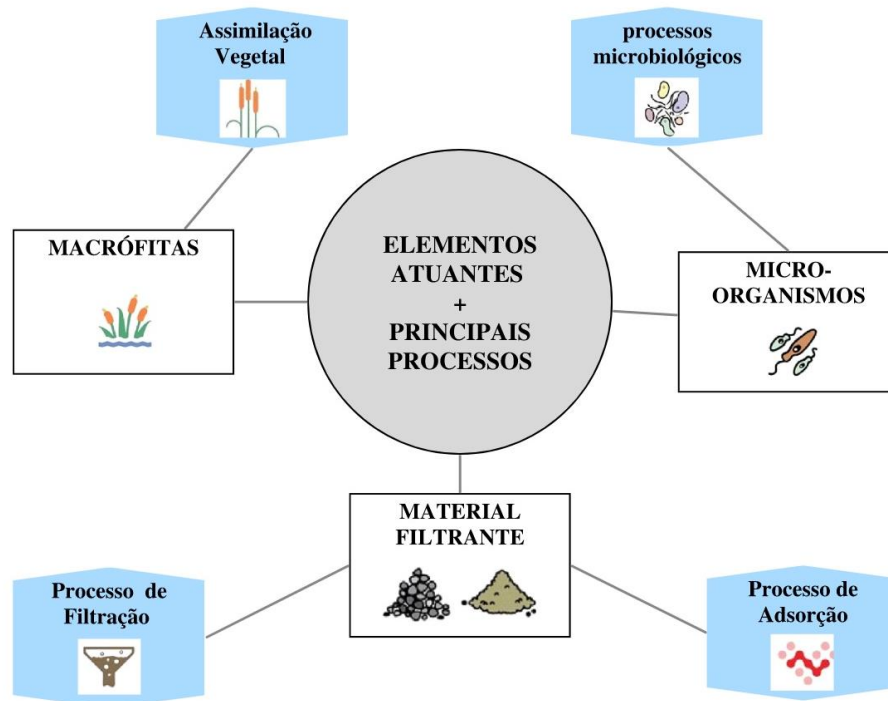
Os *wetlands* construídos são reconhecidos como sistemas de tratamento para remoção de poluentes como orgânicos e nutrientes por diferentes mecanismos, tais como sedimentação, filtração, precipitação, volatilização, adsorção, absorção de plantas e degradação microbiana (JIA et al., 2018) pela ação do material filtrante, macrófitas e dos microrganismos.

Nos WC ocorrem processos físicos, químicos e biológicos similares aos que

acontecem na natureza, especificamente em ambientes alagados como a filtragem dos sólidos em suspensão dos esgotos pelo material filtrante, adsorção na superfície dos grãos do material filtrante, depuração da matéria orgânica pelos microrganismos e fitoextração pelas macrófitas (BRASIL, 2018). Contudo, deve-se destacar que há outros fatores que influenciam no desempenho destes sistemas, tais como o regime operacional e condições climáticas da localidade onde são construídos, além dos previamente citados.

Na Figura 3 podem ser observados os agentes que influenciam o desempenho de remoção de poluentes em *wetlands* construídos.

Figura 3 - Agentes responsáveis pelo tratamento de esgoto nos *Wetlands* construídos



Fonte: Adaptado de Brasil (2018)

Nesses sistemas, os processos de remoção de poluentes são diretamente influenciados por taxas de carregamento hidráulica e orgânica, estratégias operacionais, temperatura, potencial redox do meio, modo de alimentação, dentre outros fatores (WU et al., 2015; VON SPERLING; SEZERINO, 2018; BASSANI et al., 2022).

3.3.1. Macrófitas

As plantas utilizadas nos WC têm canais internos que transportam oxigênio até as raízes e rizomas que auxiliam na respiração dos tecidos e suprem a necessidade de oxigênio da

rizosfera, criando condições aeróbias em meio a um substrato anóxico e estimulando a degradação aeróbia da matéria orgânica e o crescimento das bactérias nitrificantes (BRIX, 1994).

As macrófitas geralmente utilizadas em sistemas de WCs são emergentes, submersas, com folhas flutuantes e flutuantes, sendo as emergentes as mais utilizadas nos sistemas de fluxo superficial e subsuperficial (VYMAZAL 2013b; WU et al., 2015).

No Brasil, as macrófitas mais utilizadas em WC são *Typha*, *Phragmites*, *Juncus* e *Eleocharis* de acordo com Decezaro (2016) e *Typha*, *Eleocharis* e *Zizaniopsis* segundo Sezerino et al. (2015).

A *Eichhornia crassipes*, espécie nativa da região Amazônica, é conhecida como aguapé ou jacinto d'água e foi difundida pelo mundo devido à beleza ornamental das suas flores (SZYMANSKI, 2011). Atualmente essa macrófita é encontrada em quase toda a extensão do território brasileiro e tem sido estudada em relação à remoção de contaminantes em lagoas e *wetlands* naturais e construídos. É uma espécie que se prolifera rapidamente em águas com elevadas concentrações de nutrientes, além de ter capacidade de remover metais pesados e outros contaminantes (MARTINS e PITELLI, 2005; GONÇALVES JÚNIOR et al., 2008).

Os principais mecanismos de remoção na *Eichhornia crassipes* são fitovolatilização nas folhas, fitoacumulação, fitoextração e biodegradação nos pecíolos e rizofiltração nas raízes flutuantes e se destaca por apresentar capacidade de incorporar elevadas concentrações de nutrientes em seus tecidos vegetais (MEDEIROS et al., 1999; OLIVEIRA et al., 2001; MISHRA; MAITI, 2017). Estas características são atribuídas por Gonçalves Júnior et al. (2008) como incentivo para maior aplicação desta espécie no tratamento de efluentes.

Lima et al. (2018) e Agarry et al. (2018) utilizaram a *Eichhornia crassipes* (Tabela 1) no tratamento de efluentes com diferentes resíduos de construção civil como materiais filtrantes e diferentes tempos de ciclos, provando que a utilização desta espécie apresenta bom desempenho no tratamento de efluentes. Assim, com base nesses autores e por ser uma macrófita em abundância na região, a *Eichhornia crassipes* foi escolhida para ser estudada nesta pesquisa.

3.3.2. Microrganismos

Segundo Knupp (2013), a ação dos microrganismos é fundamental para decomposição de compostos biodegradáveis presentes nas águas residuárias em *Wetlands* Construídos. As bactérias degradam a matéria carbonácea e realizam nitrificação e desnitrificação. A ação

metabólica é facilitada por uma série de reações enzimáticas de acordo com o grupo microbiano presente no processo, em que paralelamente aos processos de oxidação e redução de compostos ocorre a formação do biofilme, devido a secreção de substâncias poliméricas (FAULWETTER et al., 2009; WEBER, 2016).

As bactérias aeróbias e anaeróbias formam um biofilme na superfície do meio suporte no rizoma e nas raízes das plantas. Após a fixação no leito, o biofilme promove interações de forma diferenciada, consumindo gradualmente o oxigênio até sua extinção e outras comunidades de microrganismos entram em ação em ambientes anóxicos e anaeróbios. Na região aeróbia ocorre oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito e em seguida a nitrato; na região anóxica ocorre desnitrificação e na região anaeróbia ocorre formação de ácidos orgânicos e redução de sulfatos (BENTO, 2000; PHILLIPI et al., 2004; KNUPP, 2013).

3.3.3. Material suporte

O substrato possui papel fundamental na remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos, nutrientes e contaminantes orgânicos emergentes, influenciado por fatores como pH, salinidade, oxigênio dissolvido e TDH (JI et al., 2022). Por esta razão, a escolha pelos substratos deve ir além de servir como material suporte para plantas e microrganismos (fixação do biofilme). Uma vez que os campos de aplicação dos CWs requerem substratos mais eficazes e individualizados, os estudos sobre materiais alternativos que visam potencializar a eficiência no tratamento de poluentes utilizando CW têm aumentado (MARCELINO et al., 2020; ZHONG et al., 2022).

Yang et al. (2018b) classificam os substratos em convencionais e emergentes, sendo os emergentes de menor custo de aquisição. Alguns substratos emergentes mais recentemente estudados foram tiras de pneus (CHYAN et al., 2013), resíduos de construção (SHI et al., 2017), brita (ANDRADE, 2012; UCKER e ALMEIDA, 2013), anéis de bambu (ANDRADE et al., 2013), escória de alto forno (PAOLI e VON SPERLING, 2013), agregados de argila expandida e porcelanato (RAMOS et al., 2017; LIMA et al., 2018; MARCELINO et al., 2019 e RIBEIRO et al., 2019), blocos cerâmicos (LIMA et al., 2018; MARCELINO et al., 2019). A escolha do material deve levar em conta as características geométricas, para facilitar a percolação, e a disponibilidade local para não encarecer o sistema (ANDRADE, 2012).

3.4. Materiais alternativos empregados como suporte nos WC

Materiais alternativos, inertes e não biodegradáveis, tais como material plástico, lascas

de pneu e garrafas *pet* (tereftalato de etileno), conchas, *pellets* de argilominerais, lodo de estação de tratamento de água, carvão ativado, argila expandida, dentre outros, disponíveis em grandes quantidades em áreas urbanas e de menores custos de aquisição e de transporte (WU et al., 2015; SARAIVA et al., 2018; MIRANDA et al., 2019) passaram a ser avaliados.

No Brasil, os resíduos de gesso não eram passíveis de reaproveitamento segundo a legislação ambiental até 2011, sendo considerados como resíduos para os quais não foram desenvolvidas tecnologias ou aplicações economicamente viáveis que permitissem sua reciclagem ou recuperação. Na Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente no. 431 de 2011, estes resíduos são classificados como Classe B como recicláveis para outras destinações, frente ao desenvolvimento de novas tecnologias para seu reaproveitamento (CONAMA, 2011). O gesso é um insumo amplamente usado na construção civil, sendo que seus resíduos contribuem com cerca de 1% do total gerado neste setor no Brasil (IPEA, 2012).

Com a reciclagem, além do ganho econômico, há possibilidade de redução do uso dos recursos naturais, diminuindo o impacto ambiental inerente à atividade da extração de gipsita, minério empregado na produção de gesso. Além disso, seu descarte em aterros pode ser mitigado, considerando que a decomposição biológica dos sulfatos constituintes do gesso resulta na produção de sulfeto de hidrogênio, importante contaminante ambiental (LEE et al., 2006). Neste sentido, os resíduos de gesso poderiam ser reciclados e reincorporados à cadeia produtiva da construção civil, porém esta alternativa é praticamente inexistente no Brasil (OLIVEIRA; POLISSENI, 2013).

3.4.1. Gesso acartonado

As placas de gesso foram patenteadas pelo americano Augustine Sackett e Fred L. Kane em 1894. Porém, somente a partir da década de 1940 é que foram utilizadas em construções nos Estados Unidos e em países europeus (COSTA, 2015). O gesso acartonado começou a ser utilizado no Brasil a partir da década de 1970, e sua industrialização teve início a partir da década de 1990.

As placas de gesso são fabricadas por um processo contínuo de rolamento, que consiste em um gesso endurecido entre duas camadas de papelão (modelo "Kraft") (Figura 4). O gesso utilizado no núcleo da chapa de gesso acartonado é depositado em uma solução de água e aditivos como amido, lignina, perlita, vermiculita, espuma de sabão e retardadores (BOUTERF et al., 2015; RIVERO et al., 2016).

Figura 4 - Processo simplificado da fabricação da placa de gesso acartonado



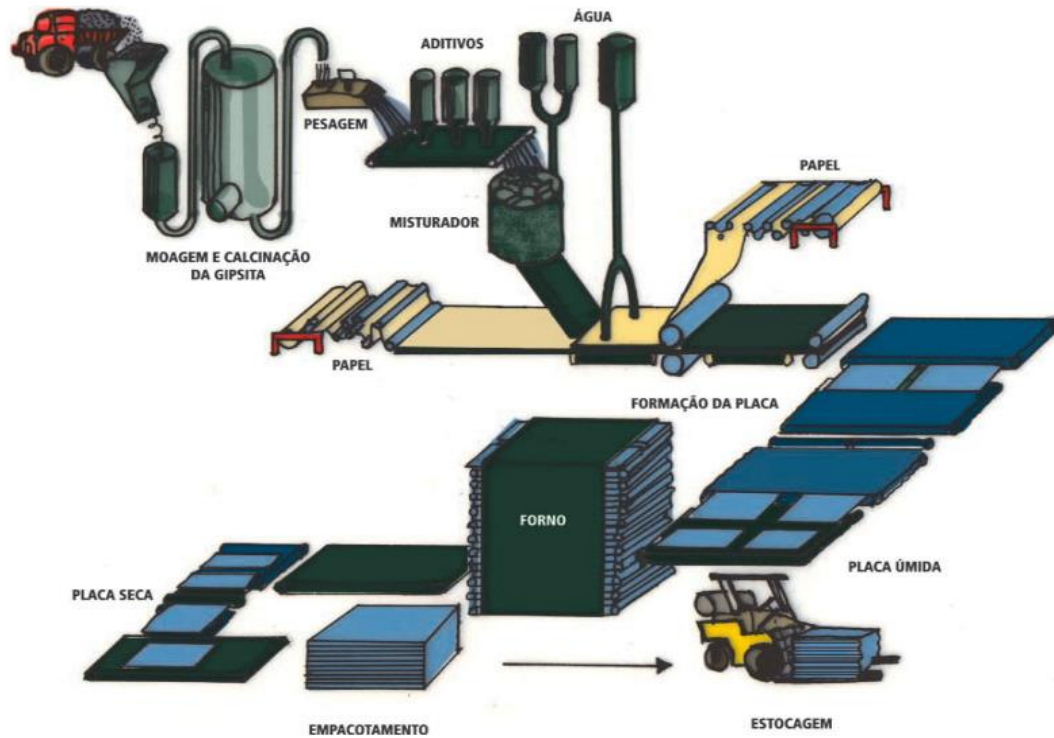
Fonte: Adaptado de Valério (2019)

O sulfato de cálcio dihidratado, conhecido como gipsita ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), é um minério de cálcio que passa por moagem e calcinação (temperatura entre $150\text{ }^\circ\text{C}$ e $180\text{ }^\circ\text{C}$), resultando no gesso em pó. Durante a calcinação, há desidratação da gipsita com perda de $1,5\text{ gmol}$ dos 2 gmol de água, e conversão em sulfato de cálcio hemihidrato ($\text{CaSO}_4 \cdot 0,5\text{H}_2\text{O}$) (BEER et al., 2014; BARBOSA, FERRAZ, SANTOS, 2014). O núcleo da chapa de gesso é quimicamente restaurado ao composto encontrado na natureza ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) após a hidratação porque o gesso em pó entra em contato água e aditivos (PINHEIRO, 2011; RIVERO et al., 2016).

Após a moagem e calcinação, o gesso é armazenado em silos e em seguida é transportado até caixas de pesagem, onde é feita dosagem e mistura de aditivos. Dependendo do tipo das placas a serem produzidas, adiciona-se água e o material é misturado mecanicamente à pasta resultante da mistura. A pasta de gesso é lançada sobre uma lâmina de papel cartão e em seguida é aplicada outra lâmina de papel cartão na parte superior. O componente é submetido a um sistema de calandras que dão a conformidade necessária à peça. O papel aplicado em ambos os lados do núcleo de gesso é responsável pela resistência à tração na placa de gesso acartonado. Após a cura inicial, as placas são cortadas e conduzidas ao forno de secagem para remoção do excesso de água. Após a secagem as chapas de gesso acartonado são empilhadas e embaladas (FREITAS, 2013; RIVERO et al., 2016; LIMA, 2018).

Na Figura 5 é apresentado um desenho esquemático do processo de produção das placas de gesso acartonado.

Figura 5 - Desenho esquemático do processo de produção das placas de gesso acartonado



Fonte: Barros Filho (2014)

As placas de gesso acartonado tem uma composição típica complexa, com parcela predominante de gesso natural hidratado (gipsita), papel, fibras de vidro, vermiculita, argilas, amido, potassa cáustica, agentes espumantes e dispersantes. Também há registro da presença de metais pesados, com preocupação maior em relação ao boro, particularmente em placas resistentes ao fogo (CINCOTTO; JOHN, 2007).

Na Tabela 2 é apresentada a composição química das placas de gesso acartonado, conforme Cincotto e John (2007).

Tabela 2 - Composição química das placas de gesso acartonado

Caracterização Química	Quantidade (%)	Caracterização Química	Quantidade (mg L ⁻¹)
Material seco	96,19	Sódio	161,2
Cinzas	82,89	Manganês	114,4
Nitrogênio	0,15	Fósforo	85,5
Enxofre	17,6	Boro	48,1
Cálcio	23	Zinco	40,2
Magnésio	7,4	Cromo	21,7
Potássio	0,1	Cobre	10,3
-	-	Chumbo	3,6

Fonte: Cincotto; John (2007)

O sulfato de cálcio hemihidrato (gesso) pode ser usado na construção civil e na indústria. O gesso empregado na construção civil é obtido a partir de um minério com grau de pureza superior a 75% (DOMINGUEZ e SANTOS, 2001). A calcinação produz um hemidrato β , que pode ser do tipo gesso de fundição ou de revestimento. A partir do gesso de fundição são confeccionadas peças pré-moldadas só com gesso ou como placas de gesso acartonado (LUZ e LINS, 2008).

Ao longo das etapas de produção, construção e demolição, aproximadamente 15 milhões de toneladas de resíduos de placas de gesso acartonado são despejadas em aterros anualmente. Depois de materiais argilosos, os resíduos de gesso são o segundo maior contribuinte no fluxo de resíduos da construção civil (GODINHO-CASTRO et al., 2012).

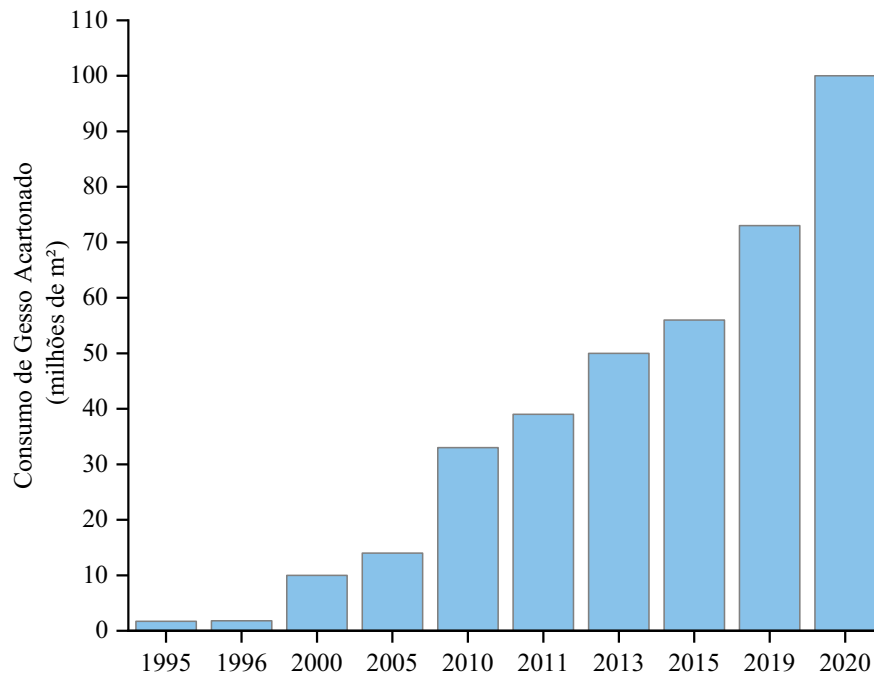
Os resíduos de gesso pré-consumo gerados durante a fabricação são geralmente conhecidos como resíduos de produção, e incluem placas fora de especificação danificadas durante a produção e expedição ou estoque das fábricas (RIVERO et al., 2016). Os resíduos de gesso comum e de chapas de gesso acartonado são cada vez mais gerados na União Europeia e não são adequadamente geridos em 20 dos 27 países europeus. No geral, estima-se que 87% dos resíduos de gesso são depositados em aterros na União Europeia (UNIÃO EUROPEIA, 2012; RIVERO et al., 2014).

A principal atividade geradora de perda das placas de gesso acartonado são as atividades de corte durante a instalação do sistema *drywall* de 10 a 12% nos Estados Unidos da América (NETO et al., 2010; CAVALCANTI; PÓVOAS, 2016; GYPSUM RECYCLING INTERNATIONAL, 2021).

Empresas brasileiras como Gypsum S/A, Knauf e Placo e a Trevo, fornecem chapas de gesso acartonado com altura personalizada, o que reduz o desperdício com corte indevido, proporcionando drástica redução na produção de entulhos. O *drywall* gera apenas 5% de resíduos enquanto a alvenaria produz cerca de 20% (GYPSUM S/A, 2019; PLACO SAINT-GOBAIN, 2021; KNAUF DO BRASIL, 2021 e TREVO DRYWALL, 2022).

Em 2020, o consumo de gesso acartonado cresceu cerca de 25% em relação a 2019, com tendência de crescimento de consumo nos próximos anos. Em 2019, o Brasil consumiu cerca de 73 milhões de m² de chapas de gesso acartonado (Figura 6), sendo 17 milhões de m² superior a 2015 (CONDEIXA et al., 2015, KNAUF DO BRASIL, 2021).

Figura 6 - Histórico do consumo de chapas de gesso acartonado no Brasil.



Fonte: Adaptado de ABDrywall (2019) e Knauf do Brasil (2021)

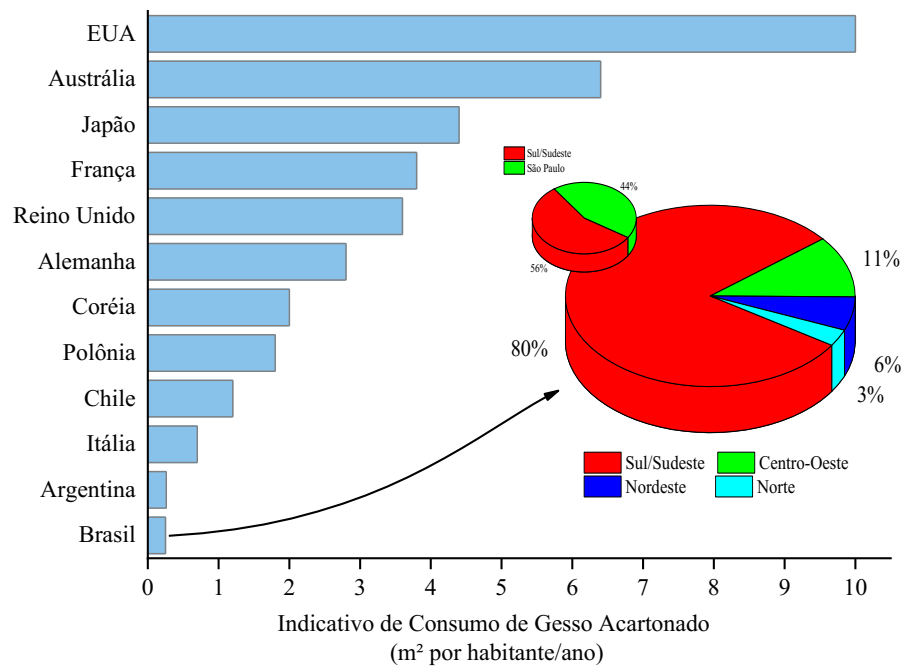
Embora tenha aumentado o uso desse sistema nos últimos anos, o consumo de 1 m² por habitante/ano ainda é baixo no Brasil comparado ao de outros países. No Japão, França e Reino Unido o consumo é da ordem de 4 a 5 m² por habitante/ano e nos Estados Unidos chega a 10 m² por habitante/ano. Mesmo em países latino-americanos como Chile e Argentina, o consumo do gesso acartonado é maior do que no Brasil (MM GESSO ACARTONADO, 2022).

No Brasil, os maiores consumidores de gesso acartonado são as regiões Sul e Sudeste com cerca de 80% da produção nacional. O Estado de São Paulo consome 44% de todas as chapas de gesso acartonado produzidas no Brasil. As regiões Centro-Oeste, Nordeste e Norte têm participações de 11%, 6% e 3% na utilização de chapas de gesso acartonado, respectivamente (PLACO SAINT-GOBAIN, 2021).

A adoção dessa construção “seca” principalmente em regiões frias como os estados do Sul e Sudeste é conveniente observando as vantagens rápida e fácil instalação e sem contar que as placas têm a capacidade de absorver a umidade diferente da alvenaria comum.

Na Figura 7 são apresentados os dados de consumo mundial de chapas de gesso acartonado e o consumo por regiões no Brasil.

Figura 7 - Consumo de chapas de gesso acartonado (nível mundial e regiões do Brasil)



Fonte: Adaptado de ABDrywall (2019) e MM Gesso Acartonado (2022)

As perdas na construção civil destes materiais podem ocorrer durante o transporte, estocagem, processamento ou aplicação do produto (MARQUES NETO, 2005). O gesso quando contaminado por outros resíduos inertes da construção civil pode favorecer para a produção do gás sulfídrico após seu descarte (BARBUDO et al., 2012; LEE; OGURA, 2013).

Segundo Marcondes (2007), o impacto gerado pela deposição do resíduo de placas de gesso acartonado em aterros se dá em função do gesso e dos aditivos presentes na composição, sendo o papel desconsiderado por ser biodegradável. O resíduo de placas de gesso acartonado em si não é perigoso, mas quando é misturado com resíduos orgânicos e exposto à chuva em ambiente anaeróbico, produz gás sulfeto de Hidrogênio, ou gás sulfídrico (CHANDARA et al., 2009; AHMED et al., 2011; SUN; BARLAZ, 2015). O H₂S é um gás tóxico, incolor, corrosivo e inflamável, com odor característico de ovo podre e com efeitos potencialmente fatais (VRANCKEN; LAETHEM, 2000).

A incineração destes resíduos resulta na liberação potencial de dióxido de enxofre, um contribuinte para formação da chuva ácida. Os métodos tradicionais de descarte também resultam na perda de um recurso valioso. Portanto, o gerenciamento adequado destes resíduos por meio de programas de reciclagem permite que um recurso valioso não seja perdido, além de mitigar os impactos ambientais (NDUKWE; YUAN, 2016; JIMÉNEZ-RIVERO; NAVARRO, 2017).

3.4.2. Reaproveitamento de Resíduo de Gesso

A Resolução nº 307 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) é uma das primeiras diretrizes que trata da política de gestão dos resíduos da construção civil. No Art. 3º desta resolução apresenta a classificação dos resíduos da construção civil, sendo:

I - Classe A - são os resíduos reutilizáveis ou recicláveis como agregados, tais como: a) de construção, demolição, reformas e reparos de pavimentação e de outras obras de infraestrutura, inclusive solos provenientes de terraplanagem; b) de construção, demolição, reformas e reparos de edificações: componentes cerâmicos (tijolos, blocos, telhas, placas de revestimento, dentre outros), argamassa e concreto; c) de processo de fabricação e/ou demolição de peças pré-moldadas em concreto (blocos, tubos, meio-fios, dentre outros) produzidas nos canteiros de obras;

II - Classe B - são os resíduos recicláveis para outras destinações, tais como plásticos, papel, papelão, metais, vidros, madeiras, embalagens vazias de tintas imobiliárias e gesso.

III - Classe C - são os resíduos para os quais não foram desenvolvidas tecnologias ou aplicações economicamente viáveis que permitam sua reciclagem ou recuperação e;

IV - Classe D - são resíduos perigosos oriundos do processo de construção, tais como tintas, solventes, óleos e outros ou aqueles contaminados ou prejudiciais à saúde oriundos de demolições, reformas e reparos de clínicas radiológicas, instalações industriais e outros, bem como telhas e demais objetos e materiais que contenham amianto ou outros produtos nocivos à saúde (BRASIL, 2022).

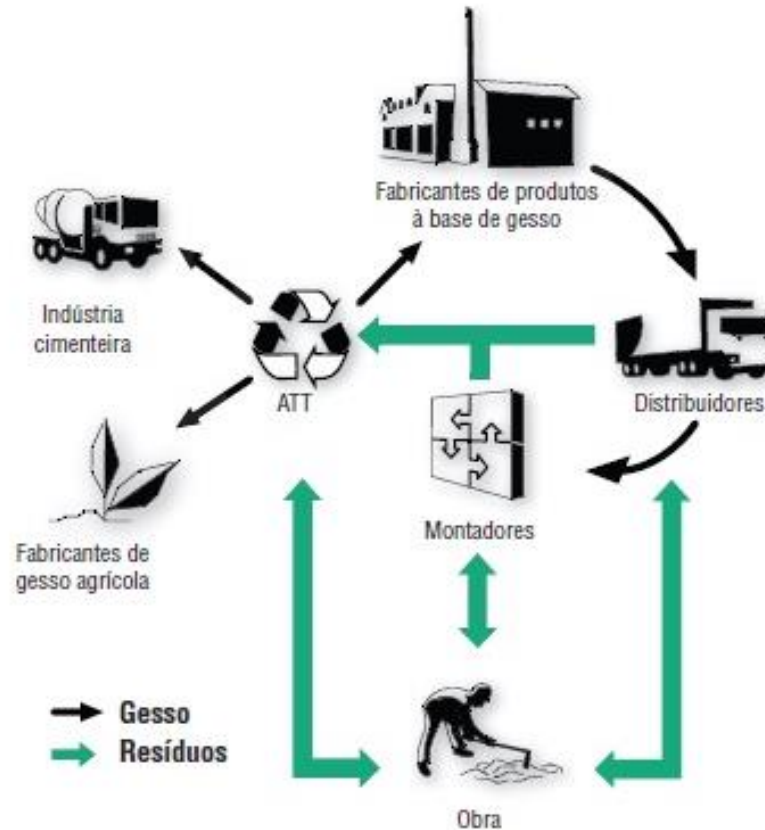
Na Lei nº 12.305 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), logística reversa é definida como um instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada.

Com base no Art. 3º da referida lei é definido o processo de reutilização de resíduos como o processo de aproveitamento dos resíduos sólidos sem sua transformação biológica, física ou físico-química. A reciclagem é o processo de transformação dos resíduos sólidos que envolve a alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com vistas à transformação em insumos ou novos produtos (BRASIL/2022).

Segundo o MMA (2021), a reciclagem é um conjunto de técnicas de reaproveitamento de materiais descartados, reintroduzindo-os no ciclo produtivo. Do ponto de vista ambiental e social, é uma técnica vantajosa, pois reduz o consumo de recursos naturais, energia, diminui o volume de resíduos e gera empregos. A reciclagem corresponde à transformação de resíduos em matéria-prima para produtos semelhantes aos iniciais (THORMARK, 2001; ALENCAR et al., 2011).

Na Figura 8 é apresentado o fluxograma de reciclagem do gesso na indústria da construção civil.

Figura 8 – Fluxograma de reciclagem do gesso na indústria da construção civil



Fonte: ABDrywall (2021)

O gesso é largamente utilizado em diversos setores e pode ser considerado sustentável devido à sua capacidade de retorno ao estado original, sem perda de suas características, podendo ser novamente utilizado, sem restrições (PINHEIRO, 2011).

Os resíduos de gesso gerados nas obras devem ser coletados e armazenados em local específico nos canteiros, estando separados de outros materiais como madeira, metais, papéis, restos de alvenaria, tintas, solventes e lixo orgânico, para evitar contaminação que pode inviabilizar a reciclagem desses resíduos (ABDRYWALL, 2012).

Os resíduos gerados pelos fabricantes de chapas de gesso, assim como os de placas de gesso e outros artefatos produzidos com esse material, podem reincorporar seus resíduos, em certa proporção, em seus processos industriais, por ser um material mais limpo e livre de contaminações. Porém, essa opção ainda é pouco utilizada, mas é viável dos pontos de vista técnico e econômico (ABDRYWALL, 2012).

Os benefícios da reutilização trazem vantagens sociais e ambientais gerando economia na aquisição de materiais novos, decréscimo de poluição gerada durante a extração e transporte, preservação das reservas, redução das áreas de aterro de inertes, redução do consumo de energia

e geração de CO₂ (MARQUES NETO, 2005).

Jiménez-Rivero e Navarro (2017) afirmam que os governos têm papel relevante em fortalecer a legislação sobre resíduos de gesso, os marcos regulatórios e a aplicabilidade desses instrumentos. Em particular, os seguintes aspectos regulatórios são identificados como críticos: Proibição deste tipo de resíduo em aterros sanitários, uso de materiais reciclados, marco regulatório favorável à desconstrução, destinos legais alternativos dos resíduos e marco regulatório favorecendo plano de gestão de resíduos. Estes têm de ser acompanhados por incentivos econômicos, medidas de controle e outros instrumentos políticos, criando-se e desenvolvendo-se mercados para materiais reciclados.

A tecnologia e o desenvolvimento de materiais de construção devem incluir o reaproveitamento de resíduos e a aplicação de produtos residuais da indústria. A utilização de recursos naturais como matéria-prima para construção deve ser reduzida tanto quanto possível. Além disso, os produtos devem ser recicláveis, gerando menos poluição ambiental e desperdício (LIANG; LI, 2015).

Assim, diversos estudos foram realizados para propiciar a reutilização e/ou reciclagem de resíduos de gesso, tais como aditivo retardador de pega do cimento, fertilizantes e corretivos do solo, incorporação na fabricação de blocos cerâmicos, material de subleito para pavimentação e reincorporação no processo de produção das chapas de gesso acartonado (NEW WEST GYPSUM RECYCLING, 2018) (Quadro 1).

Quadro 1 - Estudos sobre reaproveitamento e aplicação do gesso

REFERÊNCIA	TIPOS DE ESTUDOS/APLICAÇÃO DO GESSO
Erbs (2020)	Avaliação das propriedades físicas e mecânicas de chapas de gesso acartonado recicladas provenientes somente da reciclagem de resíduos de chapas de gesso acartonado.
Pracownia (2016)	Correção da acidez do solo e remoção de teores de alumínio utilizando resíduos de gesso misturado ao solo
Gama (2015)	Reaproveitamento do resíduo de gesso na agricultura para fornecer cálcio e enxofre ao solo, neutralizando a ação do alumínio e diminuindo a presença de sódio no solo.
Kamei et al. (2013)	Aplicação em projetos de terraplenagem para melhoria do solo em aterros e rodovias no Japão
Associação Brasileira de Drywall (2012)	Retardador de pega na indústria cimentícia; corretivo de acidez do solo no setor agrícola; e reincorporação para a produção do próprio gesso.
Baspinar; Kahraman (2011); Godinho-Castro et al. (2012)	Produção de blocos cerâmicos contendo resíduos de gesso
Tubail et al. (2008)	Redução das perdas de amônia e diminuição de odores durante a compostagem

Fonte: Autoria própria (2022)

Pracownia (2016) cita que foi possível corrigir a acidez do solo e remover teores de alumínio, utilizando resíduos de gesso misturados ao solo. Este resíduo também auxilia a fixação do nitrogênio e fornece cálcio e enxofre para as plantas, além de reduzir as perdas de amônia e diminuir odores durante a compostagem (TUBAIL et al., 2008; AHMED; UGAI, 2011; CARVALHO; NASCENTE, 2014).

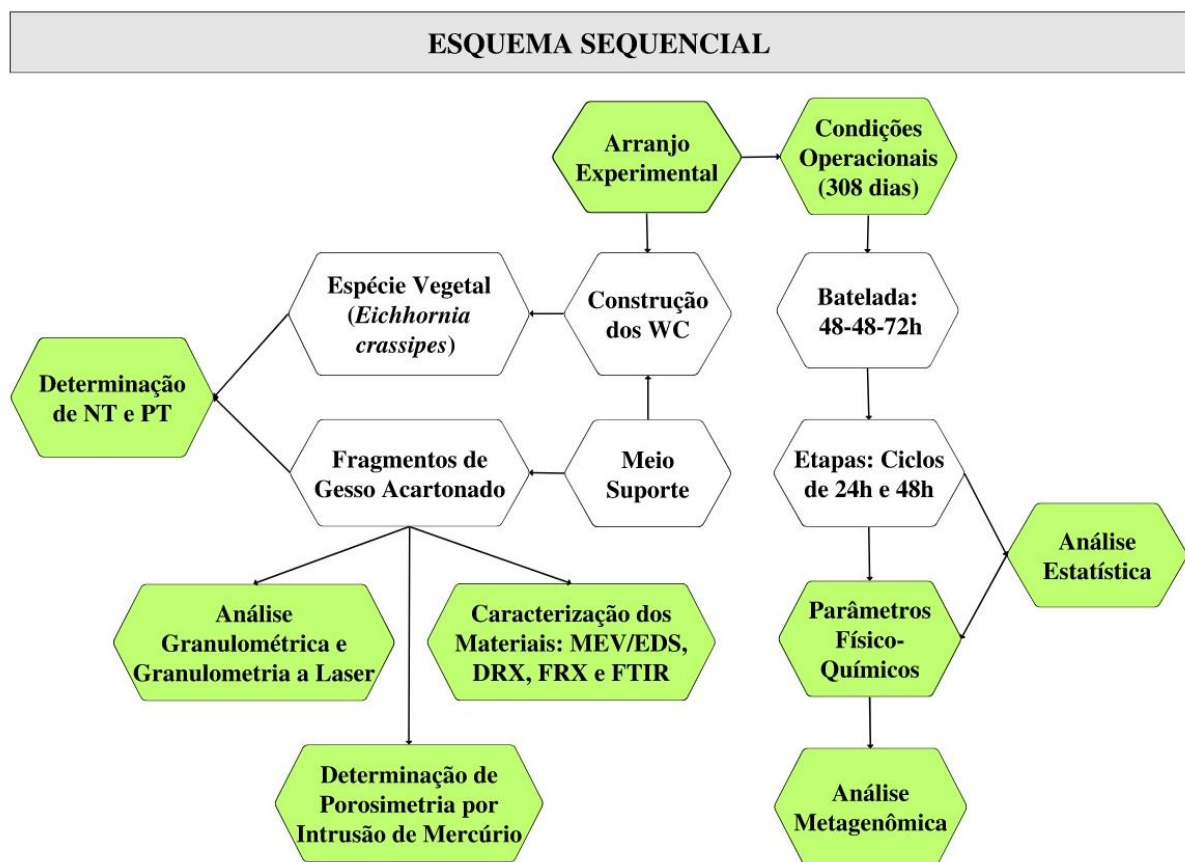
Alguns estudos têm avaliado a adição dos resíduos de gesso na produção de blocos cerâmicos, indicando que a mistura de 20% destes resíduos apresenta boas propriedades físicas em comparação com a argila natural (BASPINAR; KAHRAMAN, 2011; GODINHO-CASTRO et al., 2012).

Contudo, não há ainda estudos reportados na literatura relacionados à aplicação de resíduos de gesso no tratamento de efluentes, ou algo relacionado a WC. De acordo com Liu e Hue (2001) e Hanay et al. (2013), o resíduo de gesso pode neutralizar solos salinos e sódicos ao aumentar a condutividade hidráulica, promovendo o crescimento das plantas. Os resíduos de chapas de gesso acartonado têm potenciais indicadores para recuperação do solo, especialmente para solos de baixa qualidade (NAETH; WILKINSON, 2013). O cálcio estimula a absorção de amônia e melhora a absorção de nitrogênio por jovens raízes de plantas (KOST et al., 2008).

4. MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo são apresentadas as configurações experimentais dos *wetlands* construídos (macrófita, meio suporte e efluente sintético), procedimento experimental, métodos e análises, bem como serão apresentados os ensaios de caracterização do meio suporte e a análise estatística empregada para validação dos resultados obtidos no experimento. Na Figura 9 é apresentado um fluxograma das etapas componentes do presente estudo.

Figura 9 - Fluxograma das etapas experimentais realizadas no estudo



Fonte: Autoria própria (2022)

Todos os procedimentos apresentados no fluxograma, foram executados durante os 308 dias em que ocorreu a operação dos sistemas *wetlands*.

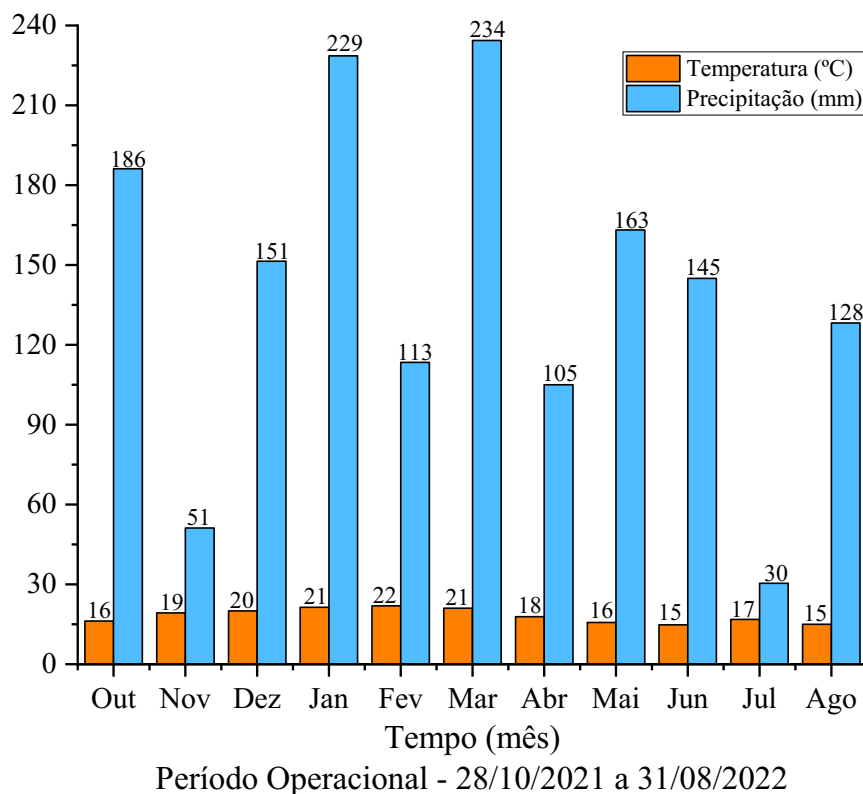
4.1. Configuração experimental

O estudo foi desenvolvido no Laboratório de Saneamento (LabSan) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Campus Curitiba, Sede Ecoville, localizado no bairro Cidade Industrial de Curitiba (CIC), com as coordenadas geográficas 25°26'39''S, 49°21'16''O

a 934,36 m de altitude. O clima temperado (Cfb) é caracterizado por verão ameno e presença de chuvas bem distribuídas durante as estações do ano, com exceção dos meses de Janeiro e Fevereiro nos quais o volume da precipitação é mais expressivo em comparação aos demais meses do ano. A temperatura varia entre 18 °C nos períodos mais frios e 22 °C nos períodos mais quentes (ALVARES et al., 2013).

A partir de dados históricos fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), foi feito um levantamento com relação à temperatura e precipitação mensal no período do mês de Outubro de 2021 a Agosto de 2022, correspondente ao período em que os *wetlands* foram operados. Na Figura 10 é apresentado um gráfico da variação da temperatura média e da precipitação nos meses de operação dos *wetlands*.

Figura 10 – Temperatura e precipitação mensal do período de operação dos sistemas

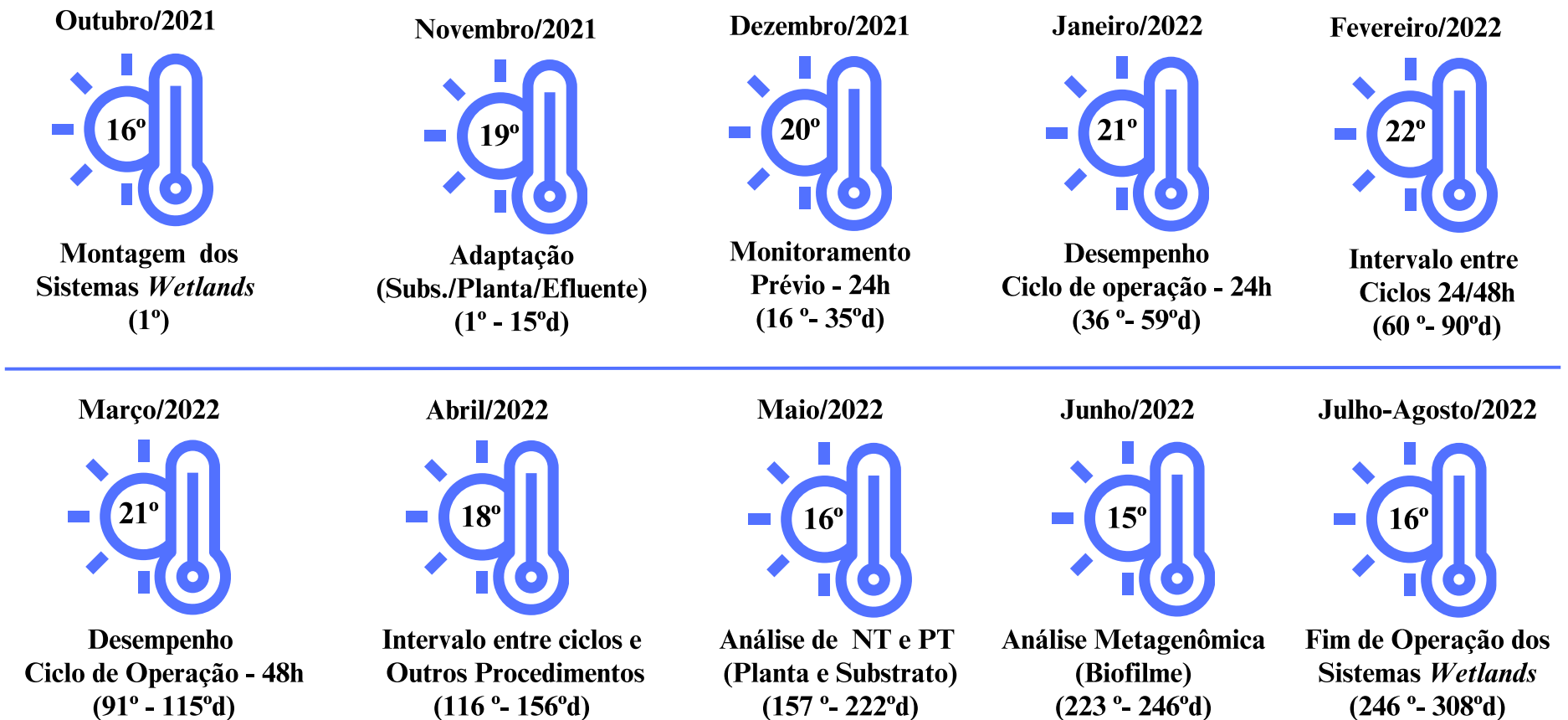


Fonte: Autoria própria (2022)

Na Figura 11 é apresentado um resumo das atividades desenvolvidas no período do 1º ao 308º dia de operação dos WC com as respectivas temperaturas médias de cada mês obtidas do INMET (2022).

Figura 11 – Esquema de operação dos sistemas *Wetlands* no período de 1° ao 308° dia

Fluxograma das etapas de operação dos sistemas *Wetlands* (Mês-Temperatura-Etapa)



Fonte: Autoria própria (2022)

Na Figura 11 é possível observar que a temperatura média de Curitiba registrada pelo INMET variou de 15 ° a 22 °C durante o período de operação dos sistemas.

Dois sistemas de *wetlands* construídos foram montados em escala de mesocosmo de acordo com Lima et al. (2018) (< 0,5 m² de acordo com Li et al. (2014). Um sistema foi preenchido com fragmentos de gesso acartonado, denominado de *Wetland* Construído de Gesso Acartonado (WC-GA) e o outro sistema preenchido com fragmentos de gesso acartonado modificado (sem papel), denominado *Wetland* Construído de Gesso Acartonado Modificado (WC-GAM). Para montagem dos sistemas foram utilizadas caixas de polipropileno com 0,51 m de comprimento, 0,36 m de largura e 0,31 m de altura, totalizando volume útil de 27,54 L (cada) e área superficial de 0,1836 m².

Em cada sistema, foi instalado um registro do tipo esfera de 20 mm de diâmetro e tubulação de cloreto de polivinila (PVC) de 30 cm de comprimento e 0,05 m de altura para coleta de amostras do efluente. Os sistemas foram preenchidos com uma camada de 20 cm de cada material, com massas de 11,36 kg para WC-GA e 9,34 kg para WC-GAM. No fundo de cada sistema, foi mantida uma camada de 0,05 m de altura (fundo saturado). As características físicas dos sistemas são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Características físicas dos sistemas WC-GA e WC-GAM

Características	Unidade	WC-GA	WC-GAM
Área Superficial	m ²	0,1836	0,1836
Profundidade do meio suporte total	m	0,20	0,20
Profundidade útil	m	0,15	0,15
Volume Total	L	37,00	37,00
Volume útil	L	27,54	27,54
Porosidade do sistema	%	29,96	35,40
Porosidade do material*	%	2,03	2,03

Legenda: WC-GA - *wetlands* construído com gesso acartonado e WC-GAM - *wetlands* construído com gesso acartonado modificado.

Nota: *determinado pelo ensaio de porosimetria por intrusão de mercúrio.

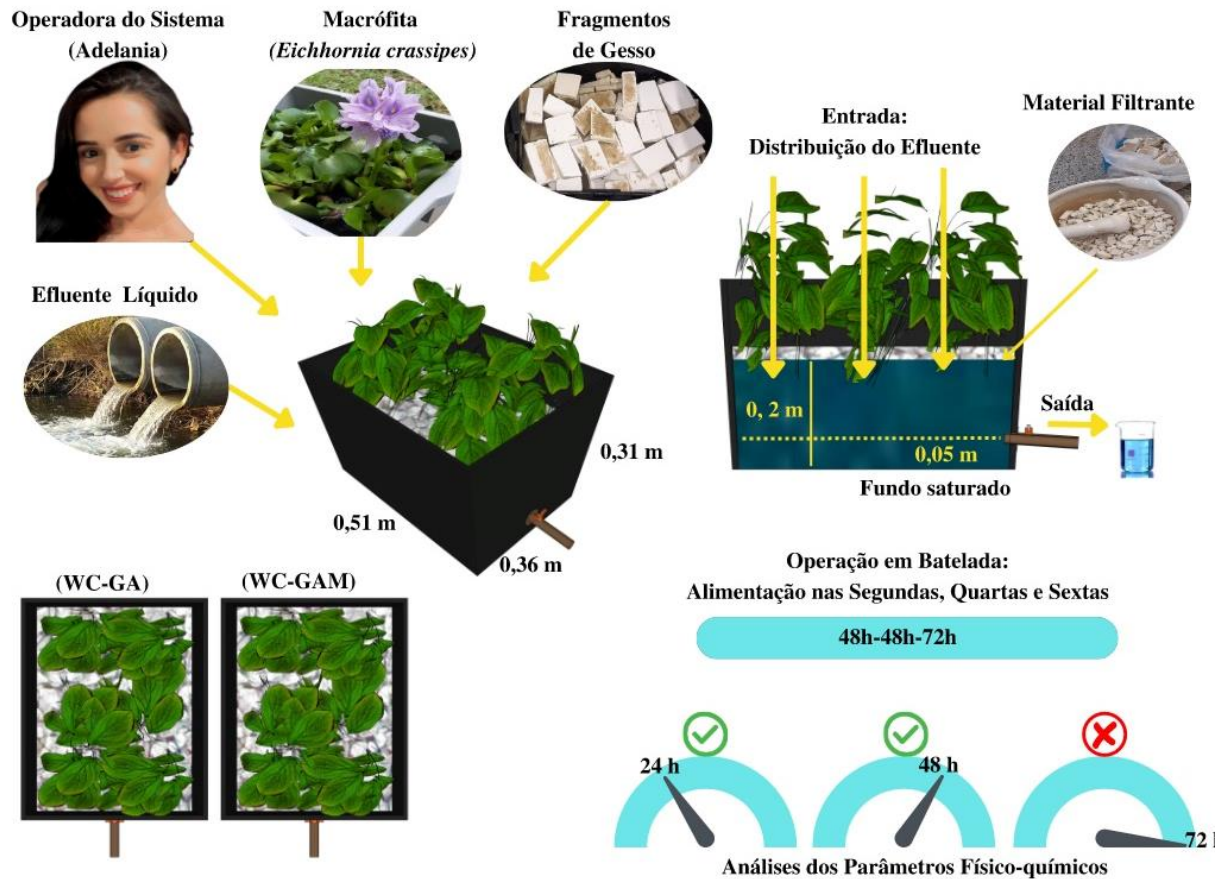
Fonte: Autoria própria (2022)

Os sistemas WC-GAM e WC-GA foram alimentados inicialmente com 13 L e 11 L de efluente sintético, porém foi observada diminuição do volume de efluente sintético na alimentação ao longo do tempo de operação. Após 48 horas, foi observada diminuição no volume de alimentação para 8 L em cada sistema no 3º dia de operação. Assim os sistemas passaram a receber 7 L (WC-GA) e 8 L (WC-GAM) no 98º de operação e 5 L (WC-GA) e 6 L (WC-GAM) do dia 230 até o 308º dia de operação.

A alimentação dos sistemas foi realizada de forma manual e em batelada na parte

superior de cada sistema. Na Figura 12 é apresentado um desenho esquemático da montagem, operação e funcionamento dos WCFV.

Figura 12 - Desenho esquemático do funcionamento do WC-GA e WC-GAM



Fonte: A autoria própria (2022)

A alimentação foi realizada três vezes por semana às 12:00 h nas segundas, quartas e sextas-feiras em batelada com ciclos de 48 - 48 - 72 h. A coleta das amostras para realização dos ensaios físico-químicos foi feita após 24 h (Fase I) e 48 h (Fase II) da alimentação com efluente sintético.

Os sistemas foram instalados sob uma estrutura em madeira na parte externa do Laboratório de Saneamento (LabSan) no bloco IJ da sede Ecoville do campus Curitiba da UTFPR. Foram instaladas uma cobertura plástica translúcida e uma tela nas laterais da estrutura de madeira para minimizar a interferência da precipitação e a entrada de insetos (Figura 13). No WC-GA foi inserida malha de sombrite para retenção do papel cartão aderido ao gesso na parte interna do registro de saída do efluente.

Figura 13 - Instalações dos WCFV: a) sistemas WC-GAM e WC-GA e b) proteção dos sistemas contra intempéries climáticas



Fonte: Autoria própria (2022)

4.2. Macrófita

A macrófita aquática *Eichhonia crassipes* (Mart.) Solms, popularmente conhecida como aguapé, foi escolhida por ser uma espécie nativa e abundante da região de Curitiba-PR. Essa espécie desenvolve-se rápido em águas contendo matéria orgânica e ambientes poluídos. As mudas da *Eichhonia crassipes* (Figura 14a) foram coletadas no Parque Barigui, localizado em Curitiba-PR.

Figura 14 - *Eichhonia crassipes* (Aguapé): a) mudas coletadas em campo e b) mudas cultivadas no LabSan



a) b)

Fonte: Autoria própria (2021)

Após a coleta, as mudas foram acondicionadas em sacolas plásticas, e em seguida transportadas ao LabSan no dia 10 de Setembro de 2021. Posteriormente, as mudas foram lavadas com água de torneira para remoção dos sólidos grosseiros, e em seguida foram mantidas em reservatório com água de torneira (Figura 14b) para adaptação até o transplântio para os WCFV.

Após período de 49 dias, as mudas foram novamente lavadas com água destilada para remoção de impurezas e transplantadas para os sistemas WC-GAM e WC-GA na densidade de 27,23 plantas por m², correspondendo a 5 mudas em cada sistema.

Após o transplântio, as mudas foram monitoradas semanalmente para averiguar a adaptação aos sistemas instalados. Durante este período e no decorrer da operação dos sistemas, as plantas eram manejadas para não haver contaminação por decomposição e em caso de mortandade, a planta era substituída.

4.3. Meio Suporte

Os fragmentos de gesso acartonado foram coletados de resíduos de obras de construção civil durante o processo de instalação e sem qualquer tipo de acabamento superficial.

A escolha destes resíduos para composição como meio suporte nos sistemas de *wetlands* construídos é justificada pela crescente comercialização deste material na região Sul do Brasil, pela facilidade na execução de obras civis e por conta do clima úmido desta região. Mais de trinta estabelecimentos comerciais de placas de gesso acartonado *Drywall* foram identificados na região próxima a UTFPR.

As amostras dos resíduos de gesso acartonado foram cedidas por um estabelecimento comercial responsável por recolher restos deste material desperdiçados em obras do município de Curitiba, PR. As amostras coletadas foram transportadas para o LabSan em pedaços de placa de gesso acartonado. Em seguida, foi feita triagem destes pedaços para remoção de materiais grosseiros, retirada do revestimento de papel e verificação de falhas.

Após a triagem, foram feitos cortes dos pedaços das placas nas dimensões de 10 a 12 cm de comprimento e de 7 a 10 cm de largura com estilete. Os pedaços foram divididos em duas partes, sendo uma parte sem proteção do papel acartonado (WC-GAM) e outra parte contendo uma camada fina do papel acartonado (WC-GA) para posterior comparação do comportamento dos sistemas de *wetlands* construídos preenchidos com estes resíduos.

Na preparação do material para preenchimento do WC-GAM, a remoção do papel cartão foi realizada com imersão dos pedaços da placa de gesso em água de torneira durante 4

dias, seguida de secagem na estufa Solab SL-100/1080 a temperatura de 100 °C durante 3 horas e determinação da massa na balança digital de bancada Líder LD-1056.

4.4. Efluente Sintético

Os sistemas foram alimentados em batelada com efluente sintético simulando esgoto sanitário com baixa concentração de matéria carbonácea ($DQO < 339 \text{ mg L}^{-1}$), conforme Metcalf & Eddy (2016). A escolha pelo efluente sintético é justificada para promover melhor controle e estabilidade dos sistemas, bem como pela facilidade no preparo e transferência para os sistemas, sem necessidade de tratamento prévio.

Na Tabela 4 é apresentado um resumo da composição do efluente sintético adaptado de Torres (1992).

Tabela 4 - Composição do efluente sintético simulando esgoto sanitário

Substrato	Quantidade	
	Para 1 L (g)	Total de 16 L (g)
Extrato de Carne	0,1057	1,6914
Amido Solúvel PA ($C_6H_{10}O_5$)N	0,0057	0,0914
Farinha de Trigo	0,1000	1,6000
Sacarose ($C_{12}H_{22}O_{11}$)	0,0100	0,1600
Cloreto de Amônio PA - ACS (NH_4Cl)	0,0510	0,8160
Detergente (gota)	1,0000	16,0000
Celulose Microcristalina USP	0,0015	0,0240
Cloreto de Sódio PA ($NaCl$)	0,2500	4,0000
Cloreto de Magnésio PA ($MgCl_2 \cdot 6H_2O$)	0,0070	0,1120
Cloreto de Cálcio Anidro PA ($CaCl_2$)	0,0045	0,0720
Fosfato de Potássio Mono. PA - ACS (KH_2PO_4)	0,0132	0,2112
Bicarbonato de Sódio PA ($NaHCO_3$)	0,1000	1,6000

Fonte: Adaptado de Torres (1992)

Com base no preparo do efluente sintético, as concentrações resultantes aplicadas aos sistemas em termos de DQO, N-Amon, NT e PT na Fase I (24 h) e na Fase II (48 h) dos WC são apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 – Concentrações médias nos sistemas *Wetlands* nas fases I e II

Concentrações Médias	DQO	N-Amon	NT	PT
nº de amostra	32	32	32	32
Fase I (mg L ⁻¹)	155 (22)	15 (1)	35 (1)	12 (1)
Classificação	Baixa	Baixa	Baixa	Alta
Fase II (mg L ⁻¹)	149 (13)	16 (1)	35 (5)	12 (1)
Classificação	Baixa	Baixa	Baixa	Alta

Legenda: DQO – demanda química de oxigênio (mg L⁻¹); N-Amon – nitrogênio amoniacal (mg L⁻¹); NT – nitrogênio total (mg L⁻¹); e PT – fósforo total (mg L⁻¹).

Nota: valores entre () representam os valores do desvio padrão.

Fonte: Autoria própria (2022)

Conforme Metcalf & Eddy (2016), o efluente sintético pode ser classificado como de concentração “baixa” de matéria carbonácea em termos de DQO < 339 mg L⁻¹, N-Amon de 14 e 20 mg L⁻¹ e NT (≤35 mg L⁻¹) nas Fases I e II; e como “forte” em termos de PT > 11 mg L⁻¹.

Na Tabela 6 são apresentadas as taxas de carregamento orgânico em termos de DQO, N-Amon, NT e PT aplicadas aos sistemas na Fase I (24 h) e na Fase II (48 h).

Tabela 6 – Taxas médias de carregamento nos sistemas *Wetlands* nas Fases I e II

Taxas médias de carregamento	DQO	N-Amon	NT	PT
nº de amostra	32	32	32	32
Fase I (g m ⁻² d ⁻¹)	6,75 (0,96)	0,64 (0,05)	1,54 (0,05)	0,54 (0,05)
Fase II (g m ⁻² d ⁻¹)	2,93 (0,24)	0,32 (0,02)	0,70 (0,09)	0,24 (0,01)

Legenda: DQO – demanda química de oxigênio (g m⁻² d⁻¹); N-Amon – nitrogênio amoniacal (g m⁻² d⁻¹); NT – nitrogênio total (g m⁻² d⁻¹); e PT – fósforo total (g m⁻² d⁻¹).

Nota: valores entre () representam os valores do desvio padrão.

Fonte: Autoria própria (2022)

As taxas de carregamento aplicadas na Fase II (ciclo com 48 h) foram menores do que aquelas aplicadas na Fase I (ciclo com 24 h).

4.5. Procedimento experimental

O período de adaptação das mudas nos sistemas foi de 28 de Outubro a 30 de Novembro de 2021, totalizando 34 dias. O período de operação compreendeu: 01 de Dezembro de 2021 a 31 de Agosto de 2022, totalizando 308 dias. A operação dos sistemas foi dividida em duas Fases, sendo: a) Fase I, com tempo de ciclo de 24 horas (período de 02 a 25 de Dezembro de 2021) e b) Fase II, com tempo de ciclo de 48 horas (período de 26 de Janeiro a 19 de Fevereiro de 2022).

A medição da temperatura do ambiente e da temperatura do líquido nos sistemas foi realizada *in situ* e de forma automatizada a 10 cm abaixo da superfície utilizando sensores (DS 18B20, Maxin Integrated) conectados a um microcontrolador Arduino® programado para registrar medições a cada 30 minutos. Os dados foram arquivados na ferramenta microcontroladora PLX-DAQ®, Paralla Inc®.

Os parâmetros, métodos de análise, número dos métodos e as referências utilizados na caracterização do efluente sintético e na avaliação de desempenho dos WCFV são apresentados no Tabela 7.

Tabela 7 – Parâmetros físicos-químicos, seus métodos e as referências

Parâmetro	Método	Número do Método	Referência
T	Potenciométrico	4500-H+B	-
pH	Potenciométrico	4500-H+B	APHA (2023)
OD	Polarográfico	4500-O3B	APHA (2023)
POR	Potenciométrico	2580 ORP	APHA (2023)
Turbidez	Nefelométrico	2130_B	-
CE	Condutimétrico	2510_B	-
AT	Titulométrico	-	Ripley, Boyle e Converse (1986)
AV	Titulométrico	-	Dilallo e Albertson (1961)
DQO	Espectrofotométrico	5220 D	APHA (2023)
N-NTK	Titulométrico	4500-Norg	APHA (2023)
N-Amon	Titulométrico	4500-N C	APHA (2023)
Nitrito	Espectrofotométrico	TNT <i>plus</i> 839	APHA (2023)
Nitrato	Espectrofotométrico	TNT <i>plus</i> 836	APHA (2023)
PT	Espectrofotométrico	TNT <i>plus</i> 844	APHA (2023)

Legenda: T – temperatura do líquido (°C); pH – potencial Hidrogeniônico; OD – oxigênio dissolvido (mg L⁻¹); POR – potencial de oxirredução (mV); Turbidez (UNT); CE – Condutividade elétrica (µs cm⁻¹); AT – alcalinidade total (mg CaCO₃ L⁻¹); AV – ácidos voláteis (mg HAc L⁻¹); DQO – demanda química de oxigênio (mg L⁻¹); NTK – nitrogênio total Kjeldahl (mg L⁻¹); N-Amon – nitrogênio amoniacal (mg L⁻¹); Nitrito (mg L⁻¹); Nitrato (mg L⁻¹); PT – fósforo total (mg L⁻¹).

Fonte: Autoria própria (2022)

Os parâmetros para avaliação do comportamento dos sistemas foram determinados duas vezes por semana e em duplicata em amostras do afluente e efluente dos sistemas no LabSan do Departamento Acadêmico de Construção Civil (DACOC) da UTFPR.

4.6. 16s rRNA metagenômica de sequenciamento e análise de dados

No final da Fase II (no 222º dia de operação) foram coletadas amostras do meio de suporte em 5 cm acima do fundo saturado dos WCs. Estas amostras e 300 mL de efluente de cada sistema foram inseridas em uma coluna de PVC (100 mm), lacrada, e agitada manualmente

por inversão durante 2 minutos.

Em seguida, o conteúdo da coluna foi transferido para tubos Falcon e as amostras centrifugadas (Fanem, modelo Excelsa II 2016-BL) a 3.500 rpm durante 5 min. Este procedimento foi realizado repetidamente até obter maior quantidade de amostras. O conteúdo resultante da agitação foi armazenado em Tubos Falcon (50 mL), congelados a -80 °C em ultra-freezer, e enviados para a empresa NGS Genomic Solutions (Piracicaba, São Paulo - Brasil).

O preparo das bibliotecas e o sequenciamento foram realizados de acordo com as recomendações Illumina 16S e o kit do ciclo MiSeq Reagent para alcançar 2x250 bp. As sequências de adaptadores da Illumina da variável V4 do gene 16S ribossomal RNA foram amplificadas usando os primers 515F 5'-GTGCCAGCMGCCGCGGTAA-3' e 806R 5'-GGGACTACHVGGGGTWTCTAAT-3' (KOZICH et al., 2013).

- As bibliotecas são preparadas usando: 1 µL do DNA estoque, 0,2 µM de cada primer (F e R), 0,8 X da Ultra Mix 2X PCRBio (PCR Biosystems) e água ultrapura para completar um volume final de 25 µL.
- programa do termociclador para o primer 27F/ 1392: 95C por 5 minutos, 30 ciclos de 94C por 30 segundos, 62C por 30 segundos, 72C por 30 segundos, extensão final de 72C por 10 minutos, 4C hold.
- O programa do termociclador para o primer V4: 94C por 3 minutos, 30 ciclos de 94C por 30 segundos, 50C por 30 segundos, 72C por 30 segundos, extensão final de 72C por 10 minutos, 4C hold.
- A purificação desse produto de PCR foi feita com as beads AMPure XP Beads, da Beckman. Após a purificação, é feita a ligação dos adaptadores Illumina em uma reação de PCR. Essa reação também é purificada com as beads.
- O produto da ligação dos adaptadores é normalizado para uma mesma concentração. Após a normalização, é feito um pool com o mesmo volume de cada amostra e quantificação por qPCR, para validar e determinar a concentração final do pool. O kit que usamos é KAPA Library Quantification kit for Illumina.

Os dados foram analisados usando o DADA2 de acordo com Callahan et al., 2016. Os arquivos Fastq foram desmultiplexados de acordo com o seu índice e atribuídas taxonomias a cada ASV (Amplicon Sequencing Variants). Posteriormente, as classificações taxonômicas e as suas quantificações geradas pelo DADA2 foram importadas para o programa Phyloseq (MCMURDIE e HOLMES, 2013) e implementadas em R. Alpha e Beta foram realizadas

análises de diversidade no pacote phyloseq. As sequências foram classificadas taxonomicamente (GLOECKNER et al., 2017).

4.7. Quantificação de nutrientes no Tecido Vegetal e Meio Suporte

Os teores de NT e PT foram determinados na planta e no meio suporte, sendo determinados antes e após o período experimental de 308° dias de operação.

As amostras da *Eichhonia crassipes* foram coletadas e lavadas com água deionizada e posteriormente separadas nas partes – raiz, caule e folhas. Após a separação, as partes foram secas em estufa de esterilização e secagem Lucadema 80/64 com circulação de ar a 60 °C por 72 h para obtenção de massa constante. Em seguida, as partes da planta foram trituradas em moinho Wiley. Para o meio suporte, 200 g de amostra (massa seca) foram recolhidos a 5 e 10 cm do centro de cada CW, em seguida enxaguados com água deionizada e preparadas para investigação seguindo o mesmo procedimento da planta. O material foi triturado manualmente com auxílio de graal e pistilo.

A metodologia empregada na determinação do NT (tecido vegetal e substrato) foi realizada conforme Análise de Nitrogênio Método de digestão semi-micro Kjeldahl, destilação à vapor e titulação de acordo com Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1999), na qual massas de ~0,3 g da amostra seca e triturada, juntamente com 0,3 g de ácido salicílico, foram adicionadas em 50 mL de água destilada.

Para determinação do PT foi adotada a metodologia proposta por Pompêo e Moschini-Carlos (2003). Foram quantificadas as massas de cadinhos previamente calcinados a 550 °C durante uma hora. Em seguida, foram adicionadas massas de 0,1 a 0,3 g nos cadinhos, e as massas dos conjuntos massas + cadinhos foram novamente determinadas. Para obter a massa seca livre de cinzas, as massas dos cadinhos contendo as amostras foram novamente determinadas após calcinação a 550 °C durante uma hora. As cinzas obtidas da calcinação foram retiradas por sucessivas lavagens com 25 mL da solução de ácido clorídrico 1 N e transferidas para frascos de Erlenmeyer de 125 mL.

Em seguida, os frascos de Erlenmeyers foram aquecidos a 100 °C em chapa aquecedora durante 15 min, cuidando para que seu conteúdo não evaporasse por completo. O conteúdo restante foi inicialmente diluído em balões volumétricos de 100 mL com água destilada, e as diluições seguintes foram realizadas em tubos de ensaio de 10 mL.

A determinação do PT foi realizada de acordo com a metodologia do ácido ascórbico, conforme APHA (2023). As leituras foram feitas imediatamente após 15 min de reação no

espectrofotômetro HACH UV-Vis (DR 5000) no comprimento de onda de 882 nm.

4.8. Caracterização do meio suporte

4.8.1. Análise Granulométrica

A análise de distribuição granulométrica da placa de gesso foi realizada por meio do peneirador eletromagnético e pelo método de granulometria à laser empregando o material passante na peneira de malha 200 mesh, com dimensões inferiores a 0,075 mm.

Para os ensaios com malhas de dimensões superiores a 200 mesh (0,075 mm), foram adotados os procedimentos descritos na norma NBR NM 248 (2003), na qual massas (g) de cada material, previamente secas e fragmentadas foram acondicionadas na peneira superior (9,5 mm) do conjunto de peneiras Bertel. O jogo de peneiras, composto das peneiras com abertura das malhas de 0,075, 0,15, 0,30, 0,60, 1,18, 2,36, 4,5, 6,35 e 9,5 mm, foi acoplada a um peneirador eletromagnético Contence, sob agitação a 100 rpm durante 10 minutos. Após o término da agitação, as peneiras foram retiradas e determinadas as massas dos materiais retidas em cada peneira em balança digital de precisão KN 15C Shimadzu, modelo AUY220. Após as determinações das massas, foi selecionada a granulometria necessária para efetivação do ensaio.

Para análise granulométrica por difração à laser foi usado o material passante da peneira de malha 200 mesh, com dimensões inferiores a 0,075 mm, com base na norma NBR ISO13320 (2009). O ensaio foi realizado no Analisador de partículas à laser BETTERSIZER/S3 PLUS com faixa de análise de 0,01 a 3500 μm /Laser *Diffraction: DLOIOS/Automated Imaging: 0,5x lens e 10x lens* / Sistema de dispersão: líquido.

Este ensaio foi realizado no Laboratório de Materiais do Departamento Acadêmico de Construção Civil (DACOC) da UTFPR, Campus Curitiba, Sede Ecoville, com auxílio do Mestre em Engenharia Civil Felipe Peretto.

4.8.2. Porosimetria por Intrusão de Mercúrio

A análise de determinação da densidade aparente, distribuição de tamanho e volume total de poros e área específica foram realizadas no porosímetro QUANTACHROME, modelo Poremaster® Automated Mercury Porosimeter (8.01), na faixa de pressão de 0,2 a 33.000 psi, faixa de tamanho dos poros (ângulo de contato de 150°) de 0,0064 a 1100 μm , Estação de baixa pressão de 2 (de 0,2 a 50 psi), Estações de alta pressão de 1 (20 a 33.000 psi) e Resolução de volume de $\pm 0,0001 \text{ cm}^3$.

Este ensaio foi realizado no Laboratório de Caracterização do Núcleo de Pesquisa Tecnológica (NPT) do Departamento Acadêmico de Construção Civil (DACOC) da UTFPR, Campus Curitiba, Sede Ecoville, com auxílio do Mestre em Engenharia Civil Felipe Peretto.

4.8.3. Morfologia por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) e por Sistema de Energia Dispersiva (EDS)

A caracterização dos fragmentos de gesso foi realizada por meio de microscopia eletrônica de varredura com espectroscopia por dispersão de energia de raios X (MEV/EDS) utilizando um microscópio eletrônico de varredura Zeiss, modelo EVO/MAI 15. Fotomicrografias da estrutura física dos fragmentos das placas de gesso foram obtidas nas amplitudes de 50, 100, 1.000 e 3.000 vezes. Paralelamente ao MEV, foi realizado o EDS para identificação elementar qualitativa em cinco pontos amostrais de cada amostra dos materiais, resultando em cinco espectros de leitura, a partir dos quais foi possível obter médias da composição elementar para as amostras.

Para isso, as amostras foram preparadas no LabSan, sendo previamente secas em estufa de recirculação forçada Medclave a 40 °C até atingirem massa constante. Em seguida foram fixadas em suportes metálicos com auxílio de adesivos de fita dupla face de carbono e recobertas com camada de ouro no metalizador Quorum, modelo Q150RES para evitar acúmulo de cargas negativas (DEDAVID et al., 2007), possibilitando registro das imagens no MEV.

A metalização em ouro dos materiais foi realizada no Laboratório de Microscopia Confocal e Eletrônica do Instituto Carlos Chagas (Fiocruz) em Curitiba/PR. As análises de MEV e EDS foram realizadas no Centro Multiusuário de Caracterização de Materiais (CMCM) do Departamento Acadêmico de Mecânica da UTFPR, Campus Curitiba, Sede Centro, com auxílio do Mestre em Engenharia Civil Alexandre José Gonçalves.

4.8.4. Difratometria de Raios X (DRX)

O gesso foi analisado em um difratômetro de Raios X Shimadzu Co., modelo XRD-7000, operando a 30 kV, 30 mA, a temperatura ambiente. Os parâmetros dos ensaios foram 2θ variando de 5° a 75°, passo angular de 0,02° e velocidade de varredura de 2° min⁻¹. A análise dos resultados foi realizada com auxílio do *software* X'Pert Highscore Plus (durante o período da licença gratuita).

As amostras foram preparadas no LabSan, sendo previamente secas em estufa de recirculação forçada Medclave a 40 °C até atingirem massa constante e o ensaio de DRX foi

realizado no Centro Multiusuário de Caracterização de Materiais (CMCM) do Departamento Acadêmico de Mecânica da UTFPR, Campus Curitiba, Sede Centro, com auxílio do Mestre em Engenharia Civil Alexandre José Gonçalves.

4.8.5. Fluorescência de raios X (FRX)

O conteúdo dos principais elementos foi analisado quantitativamente por fluorescência de raio-X no fluorímetro Shimadzu, modelo EDX-720/800HS, com tubos de Ródio de 500 kV e 100 μ A para identificar quantitativamente a composição dos principais elementos presentes nos adsorventes.

Neste método, não foram utilizados padrões, pois a composição do material é obtida com base no método de parâmetros fundamentais (varredura química) segundo Macioski (2017). Assim, o objetivo desta análise foi determinar os elementos constituintes da placa de gesso acartonado de maneira quantitativa para conhecer sua composição química.

O ensaio de FRX foi realizado no Laboratório de Caracterização do Núcleo de Pesquisa Tecnológica (NPT) do Departamento Acadêmico de Construção Civil (DACOC) da UTFPR, Campus Curitiba, Sede Ecoville, com auxílio do Mestre em Engenharia Civil Felipe Peretto.

4.8.6. Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR)

Na análise de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR) são identificados os grupos funcionais presentes na superfície dos materiais componentes do meio suporte. O FTIR se baseia no princípio de que qualquer composto com ligações covalentes absorve radiação na região do infravermelho, com foco na região vibracional (de 4000 a 400 cm^{-1}), sendo que determinadas ligações absorvem essa radiação em frequências específicas permitindo identificar e determinar informações sobre grupos funcionais.

Para a caracterização por FTIR, as amostras foram secas em estufa MedClave durante 3 h a 100 °C. Em seguida, após resfriadas, foram preparadas pastilhas com adição de brometo de potássio (KBr). Os espectros de FTIR foram obtidos na faixa de 4000 a 400 cm^{-1} no Varian, modelo 640IR.

Esta análise foi realizada com auxílio da Dra. Rúbia Camila Ronqui Bottini no Laboratório Multiusuário de Análises Químicas (LAMAQ) do Departamento Acadêmico de Química e Biologia (DAQBi) da UTFPR, Campus Curitiba, Sede Ecoville.

4.9. Análise estatística

As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do programa livre BioEstat 5.0 (versão gratuita). Para determinar a normalidade de distribuição dos dados, obtidos a partir de determinações de parâmetros físico-químicos das amostras do afluente e efluente dos WCFV, foi aplicado o teste de normalidade de Shapiro Wilk. Para os dados com distribuição normal, foi aplicado o teste paramétrico ANOVA (um critério), seguido do teste de Tukey, para comparações múltiplas de médias entre os resultados. O Teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para verificar a diferença estatística para os dados sem distribuição normal.

Para avaliar o melhor substrato utilizado nos sistemas de WCV, os sistemas foram comparados em relação à remoção dos parâmetros avaliados e as seguintes hipóteses foram aventadas:

- H0: O tipo de substrato não interfere na remoção do parâmetro avaliado;
- H1: O tipo de substrato interfere na remoção do parâmetro avaliado.

Para avaliar a influência do tempo de ciclo (24 h e 48 h), no desempenho de tratamentos dos sistemas de WCV, foi utilizado o teste-t pareado de amostras em relação à remoção dos parâmetros avaliados e as seguintes hipóteses foram aventadas:

- H0: O tempo de ciclo não interfere na remoção do parâmetro avaliado;
- H1: O tempo de ciclo interfere na remoção do parâmetro avaliado.

Para todas as avaliações e comparações, a hipótese nula foi rejeitada para p-valor $\leq 0,05$, sendo aceita então a hipótese alternativa nestas condições.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

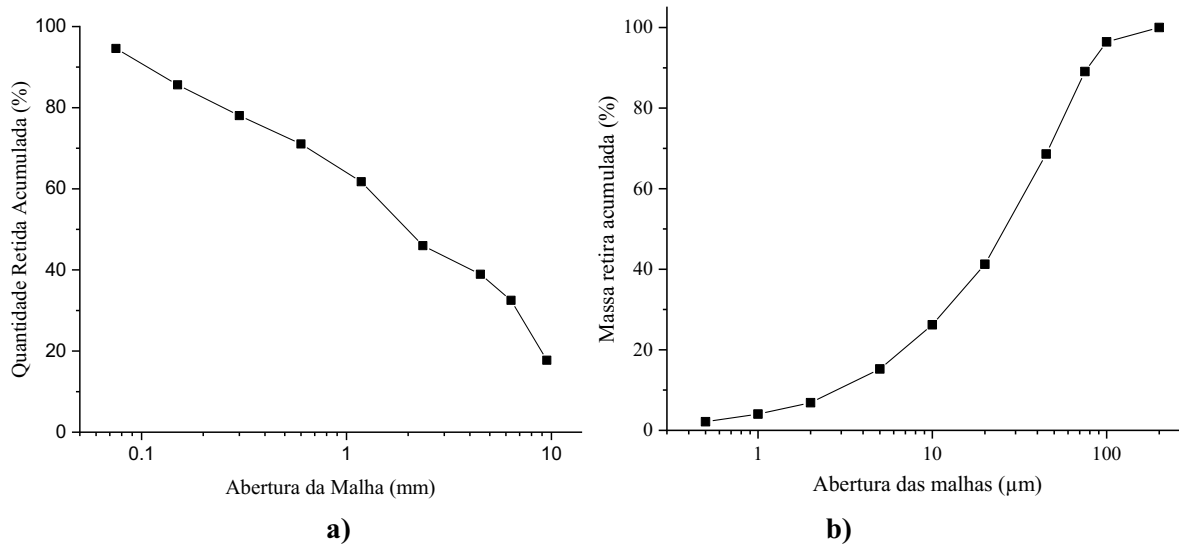
Neste capítulo são apresentados os resultados e as discussões obtidas a partir da caracterização dos resíduos de placas de gesso cartonado utilizados como meio suporte nos sistemas de *wetlands* construídos. Em seguida, são apresentados os resultados da avaliação dos sistemas no tratamento de efluente sintético, quanto à remoção de matéria orgânica carbonácea, nitrogenada e fosforada nas Fases I (24 h) e II (48 h), além da comunidade microbiana e do balanço de massa em termos de NT e PT no tecido vegetal das plantas (folhas e raízes) e no material do meio suporte.

5.1. Caracterização do Meio Suporte

5.1.1. Análise granulométrica

Na Figura 15 são apresentados os gráficos da distribuição granulométrica por peneiramento e granulometria à laser dos resíduos da placa de gesso acartonado.

Figura 15 - Curva granulométrica: a) por peneiramento e b) granulometria à laser



Fonte: Autoria própria (2022)

É possível observar que a maior parte dos resíduos do gesso acartonado ficou retida entre as peneiras com as malhas de 0,150 e 0,075 mm, correspondendo ao percentual de aproximadamente 86% e 95% da massa total retida, respectivamente. A fração retida entre as peneiras com as malhas de 0,600 e 0,300 mm correspondeu a faixa de percentual de 72% a 78% da massa total retida, correspondendo a segunda maior porção de material retido. Nas malhas

de 6,30, 4,75, 2,360 e 1,180 mm, as massas retidas foram de aproximadamente 33%, 39%, 46% e 62%, respectivamente. Por fim, a menor fração de material retida foi de aproximadamente 18% na malha de 9,50 mm.

O coeficiente de uniformidade (C_U) resultou em 37,09, calculado a partir da razão entre o diâmetro D_{60} (4,08 mm) e o diâmetro efetivo D_{10} (0,11 mm), ou seja, a razão entre 60% da massa do material com partículas de diâmetro menor ou igual a D_{60} e 10% da massa do material com partículas menores a D_{10} na amostra avaliada.

Assim, os materiais com $C_U < 5,0$ são considerados como materiais uniformes, de $5 < C_U < 15$ como materiais de uniformidade média e $C_U > 15$ como materiais desuniformes. De acordo com Margon et al. (2003), os resíduos utilizados nesta pesquisa podem ser considerados como materiais desuniformes.

Na literatura não há classificação para as placas de gesso acartonado, porém Erbs et al. (2020) e Ferreira; Sousa e Carneiro (2019) realizaram a classificação granulométrica do material no estado de pó.

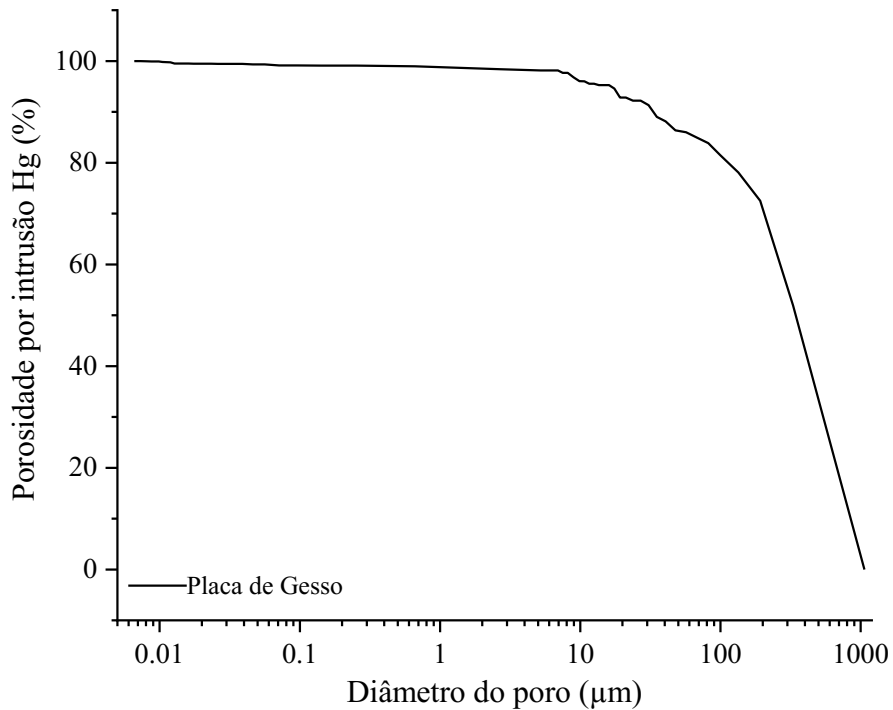
As amostras dos resíduos da placa de gesso acartonado possuem partículas com diâmetro efetivo D_{10} de 3,125 μm , D_{50} (médio) de 29,59 μm , D_{60} de 35,80 μm e D_{97} (máximo) de 103,50 μm , resultando no coeficiente de uniformidade (C_U) de 11,46, sendo assim o material considerado com uniformidade média (Figura 18b).

Barbosa et al. (2014) afirmam que o gesso em pó ($\text{CaSO}_4 \cdot 0,5\text{H}_2\text{O}$ / Sulfato de cálcio hemihidratado) é constituído de partículas com dimensões na faixa de 0,09 μm a 351,5 μm , sendo cerca de 10% das partículas inferiores a 3,2 μm , 50% inferiores a 12,1 μm e 90% inferiores a 77,8 μm . Segundo estes autores, o tamanho das partículas influencia na cinética da reação e a taxa de hidratação aumenta com a diminuição do tamanho das partículas e consequente aumento da área específica do material.

5.1.2. Porosimetria por Intrusão de Mercúrio

Na Figura 16 são apresentados os resultados obtidos na análise de porosimetria por intrusão de mercúrio nos resíduos da placa de gesso acartonado.

Figura 16 – Variação da porosidade em função do diâmetro dos poros



Fonte: Autoria própria (2022)

Os resultados das análises demonstram que com a diminuição do diâmetro dos poros, há aumento da quantidade de poros. Assim, é possível afirmar que a placa de gesso é um material poroso, pois a porosidade total obtida é próxima a 100%.

Nas amostras da placa de gesso acartonado foi observada maior quantidade de poros na faixa de 0,007 a 8 μm (porosidade próxima a 100%) e entre 0,007 a 200 μm (porosidade próxima a 75%).

De acordo com a classificação da União Internacional de Química Pura e Aplicada (IUPAC, 2014; NAIK e GHOSH, 2009), os materiais porosos apresentam pequenos intervalos abertos para o exterior e podem ser classificados em relação ao tamanho em Microporos (< 0,002 μm), Mesoporos (0,002 a 0,05 μm), Macroporos (> 0,050 μm).

Também há distribuição do diâmetro dos poros do gesso acartonado entre 0,002 e 10 μm, apresentando características mesoporosas e na região acima de 50 μm, caracterizando o material como macroporoso.

Cabral et al. (2021) também observaram presença de mesoporos e macroporos na cerâmica de argila vermelha e aumento da porosidade à medida em que o tamanho de poros do material diminuía.

5.1.3. Fluorescência de Raios X

Na Tabela 8 são apresentados os resultados obtidos na análise fluorescência de raios-X (FRX).

Tabela 8 – Análise da composição do gesso acartonado e do papel cartão

Composição (%)	Placa de Gesso (Antes)	Papel Cartão (Antes)	WC-GA (Após)	WC-GAM (Após)
CaO	61,42	51,93	70,56	69,25
SO ₃	31,97	6,03	6,54	8,97
P ₂ O ₅	4,09			
Fe ₂ O ₃	1,31		2,57	1,01
SiO ₂	0,98	22,95	8,25	9,89
Al ₂ O ₃	0,23	16,19	11,05	9,52
K ₂ O		2,90	1,03	1,36
Total	100	100	100	100

Legenda: Massa (%); CaO – óxido de cálcio; SO₃ - óxido sulfúrico; P₂O₅ – Pentóxido de fósforo; Fe₂O₃ – óxido de ferro; SiO₂ - dióxido de silício; Al₂O₃ - óxido de alumínio e K₂O - óxido de potássio.

Fonte: Autoria própria (2022)

A análise de fluorescência de raios-X (FRX) foi realizada nas amostras do gesso acartonado antes do tratamento e após 308 dias de operação nas amostras dos materiais coletados no WC-GA e no WC-GAM para determinação quantitativa das suas composições. Não foi feita análise de FRX na amostra do gesso acartonado modificado (antes) pois a amostra utilizada neste ensaio foi o material passante na peneira 0,075, no ensaio de peneiramento.

Antes do tratamento, os elementos detectados foram óxido de cálcio (CaO, 61,42% e 51,25%) óxido sulfúrico (SO₃, 32,20% e 6,03%), dióxido de silício (SiO₂, 0,98% e 22,94%) e óxido de alumínio (Al₂O₃, 0,11% e 16,19%) nos fragmentos da placa de gesso e do papel cartão, respectivamente. No papel cartão foi verificado 2,90% de óxido de potássio (K₂O).

Após o tratamento, foram identificados CaO (70,56% e 69,25%), SO₃ (6,54% e 8,97%), Fe₂O₃ (2,57% e 1,01%), SiO₂ (8,25% e 9,89%), Al₂O₃ (11,05% e 9,52%) e K₂O (1,03% e 1,36%) para WC-GA e WC-GAM, respectivamente. Não foi verificado pentóxido de fósforo (P₂O₅) após tratamento em ambos os materiais. O CaO representa mais de 60% e 69% da composição de placas de gesso acartonado antes e após o tratamento, respectivamente, em ambos os materiais.

A presença do óxido de cálcio (CaO) indica materiais (carbonatos) como calcita, dolomita ou gipsita. A presença do dióxido de silício (SiO₂) está relacionada à sílica livre como quartzo e silicatos (feldspatos e micas). O óxido de alumínio (Al₂O₃) tem relação com a caulinita, ilitas, esmectitas e feldspatos e o óxido de ferro (Fe₂O₃) pode estar presente na forma de hematita, pirita e goethita (MACIOSKI, 2017).

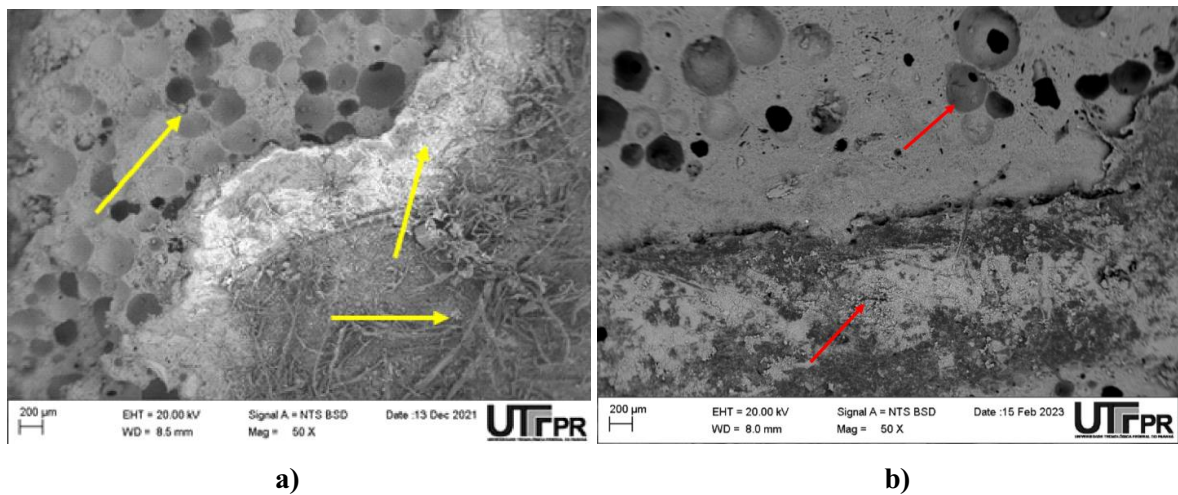
Comparando com outros estudos similares de gesso e diante das frações mássicas atribuídas às impurezas presentes, pode-se observar a elevada pureza do minério, também confirmada por Souza et al. (2020) que obtiveram frações de impurezas de 3% a 6% para amostras descritas macroscopicamente como johnson, alabastro, cocadinha, rapadura, estrelinha e minério de piso.

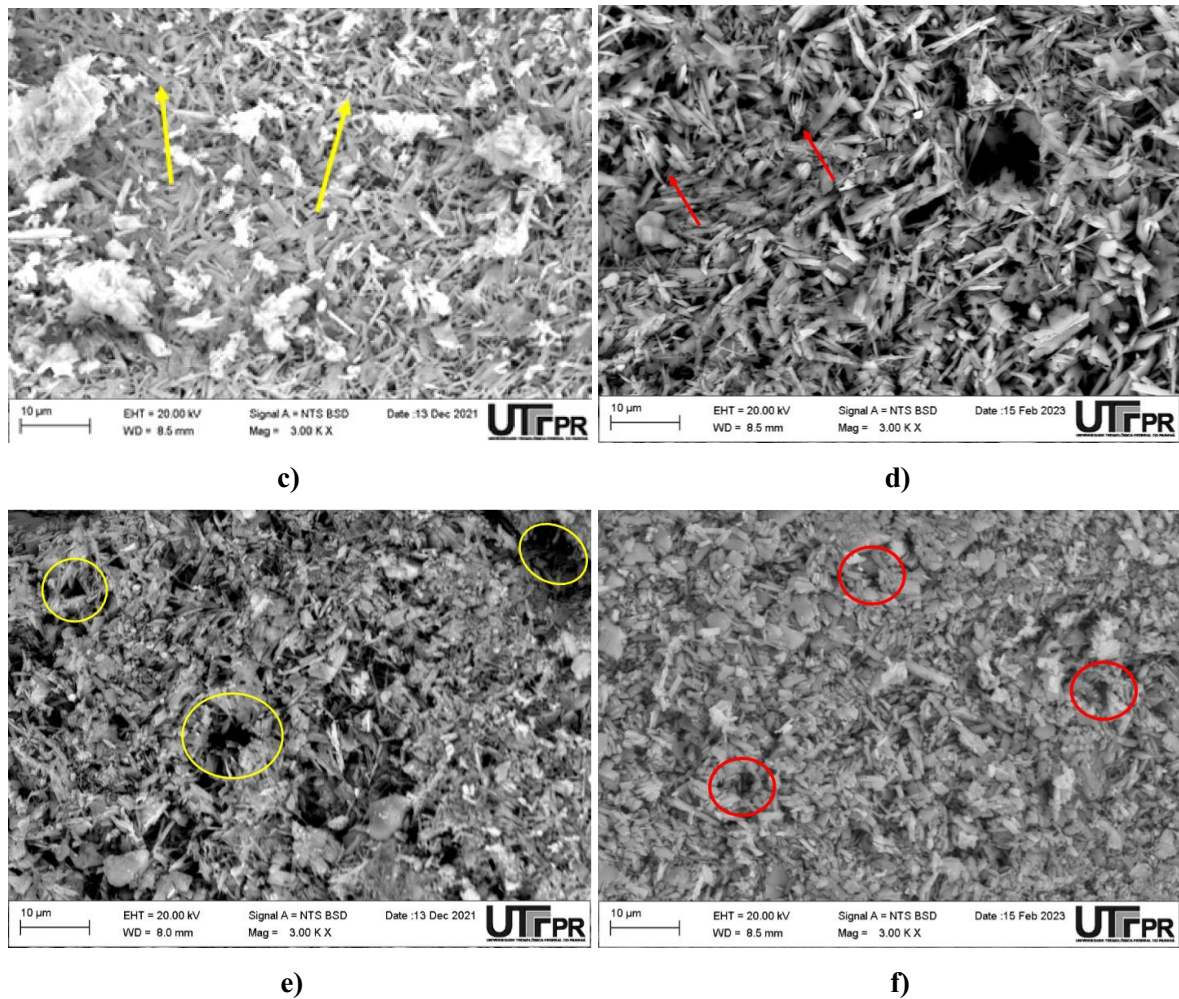
Barbosa et al. (2014) obtiveram porcentagens mais elevadas de Ca (66,32%) e S (29,93%) em amostras de gesso em pó ($\text{CaSO}_4 \cdot 0,5\text{H}_2\text{O}$) hemihidratado, além de pequenos traços de P, Fe e Sr. Zhou et al. (2020) notaram CaO (30,45%), SO_3 (39,32%), SiO_2 (8,66%) e pequena quantidade de Al_2O_3 , Fe_2O_3 , Mg, O, K_2O , P_2O_5 em amostras de fosfogesso.

5.1.4. Morfologia por Microscopia Eletrônica de Varredura

A utilização da microscopia eletrônica de varredura (MEV) permitiu a observação morfológica das partículas da superfície externa e interna da placa do gesso acartonado (GA) e placa do gesso acartonado (GAM) de 8,0 mm e 8,5 mm, e 10 μm e 200 μm em ampliação de 50x e 3000x antes e após o tratamento, conforme mostrado na Figura 17.

Figura 17 – Fotomicrografias do GA e GAM: a) e b) superfície externa, c), d), e) e f) superfície interna





Fonte: Autoria própria (2022)

Na fotomicrografia com ampliação de 50x, é possível observar uma superfície lisa com pouca porosidade e irregular para ambos os materiais (Figura 17a – setas amarelas). Em outra parte, há presença de partículas em forma de finas fibras de papel cartão, diferenciando os materiais empregados neste estudo. Após a utilização, foi observado (Figura 17b – setas vermelhas) mostrou aumento do tamanho dos poros na região áspera com relevo irregular na superfície externa.

Com a ampliação de 3000x, foram observadas partículas menores e de forma heterogênea e formação de finos e pequenos cristais nas fotomicrografias da superfície interna dos materiais (Figura 17c – setas amarelas). Na Figura 17e, é possível visualizar alguns vazios, que poderiam estar relacionados com a presença de cristais unidos e interligados, característicos da microestrutura do gesso di-hidratado (ZHOU et al., 2020). Erbs et al. (2018) também observaram aglutinação de cristais, formação de grandes núcleos, e cristais de CaSO_4 emaranhados em fotomicrografias de gesso comercial. Após o tratamento nos WC, foi detectada redução de vazios, demonstrando distribuição equitativa dos aglomerados (Figura 17d e f).

A quantidade de núcleos presentes na pasta de gesso influencia a taxa de crescimento da microestrutura e o tamanho dos cristais. A microestrutura do cristal formado pode aumentar com a interconexão de cristais menores e tende a reduzir a dureza da pasta de gesso no estado endurecido (NGERNCHUKLIN et al., 2018; ANTUNES, 1999; ZHIXIN et al., 2017).

Gmouh et al. (2003), Guan et al. (2011) e Zhou et al. (2015) reportaram formação de aglomerados de microcristais de forma alongada, com dimensões variadas, morfológicamente semelhantes às encontradas nas fotomicrografias da placa de gesso acartonado deste estudo. Cipriano et al. (2021) retrataram fotomicrografias com partículas de diferentes tamanhos e formatos em resíduos de gesso em pó. O gesso reciclado apresentou aglomerados de cristais alongados de tamanhos variados, após a mistura com a água, o que era esperado para o gesso.

Erbs et al. (2020) observaram partículas em formato de agulhas, uniformes e com pequenas dimensões no gesso comum (GC) e partículas com formatos heterogêneos, lamelares com maiores dimensões, dispersas entre partículas menores em forma de agulhas no gesso reciclado (GR). No estado hidratado, o gesso apresentou composição homogênea, entrelaçada e compacta com presença de cristais com diferentes dimensões, assim como vazios na matriz.

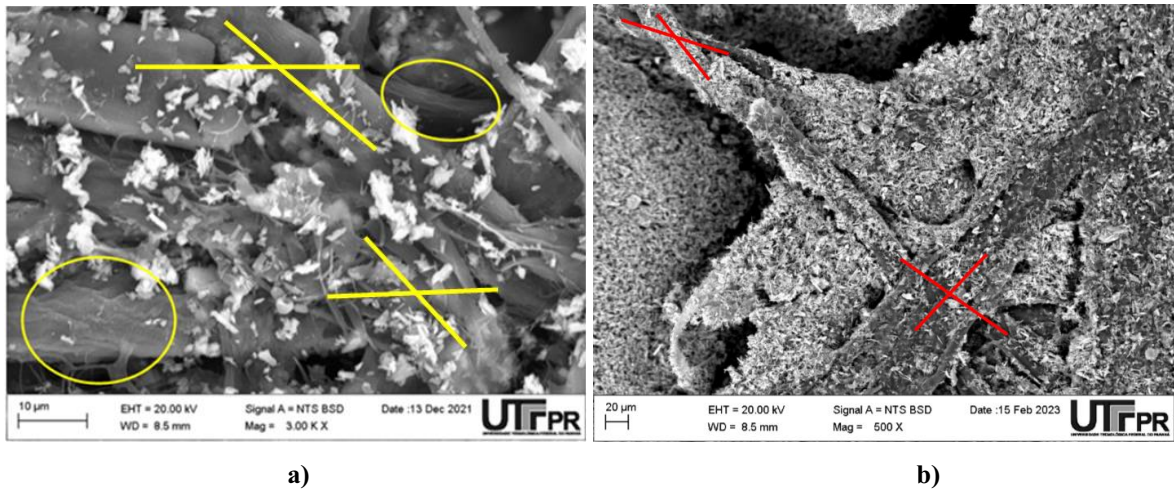
Barbosa et al. (2014) verificaram presença de cristais com formas lamelares, com superfície lisa e irregular, e elevada homogeneidade na microestrutura de partículas do gesso hemihidratado.

Estas características podem ser resultantes da calcinação do material (perda de água) e prensagem mecânica durante a fabricação de placas de gesso acartonado que podem favorecer acúmulo de poluentes na superfície e desenvolvimento do biofilme.

Na Figura 18 são apresentadas as fotomicrografias da MEV conduzidas individualmente no papel cartão da placa de gesso (PC) a 8,5 mm e 10 μm e 20 μm em ampliação de 50x e 3000x.

Na Figura 18a, é possível visualizar fibras entrelaçadas, distribuídas de forma aleatória com presença de resíduos do gesso (traços amarelos) e em camadas sobrepostas (círculos amarelos). Após utilização da placa, foi possível detectar a presença do papel cartão em fina camada e as fibras dispostas entrelaçadas e de forma aleatória (Figura 18b-traços vermelhos).

Figura 18 – Fotomicrografias: a) papel cartão e b) papel cartão na placa de gesso



Fonte: Autoria própria (2022)

Erbs et. al (2020) observaram camadas de fibras entrelaçadas no papel cartão comercial, características de folhas de papel cartão. Os autores também constataram presença de partículas de gesso dispersas no papel reciclado, que aderem à superfície das fibras, dificultando o entrelaçamento e a formação das camadas de fibras. Nano (2018) verificou uma rede de fibras anisotrópicas de celulose, com poros e cavidades irregulares na superfície de amostras de papel reciclado, destacando a heterogeneidade nas características morfológicas destas fibras.

5.1.5. Espectroscopia por dispersão de energia de raio X

A composição química elementar qualitativa dos fragmentos de GA e GAM antes e após o tratamento por meio de espectroscopia por dispersão de energia de raios X (EDS).

Antes do tratamento, foram encontrados oxigênio (O, 51,07%, 63,83% e 52,19), cálcio (Ca, 20,27%, 13,61% e 8,19%), enxofre (S, 14,65%, 13,05% e 8,17%), carbono (C, 12,59%, 8,82% e 26,29%), silício (Si, 0,87%, 0,41% e 0,46), alumínio (Al, 0,39%, 0,28% e 0,36) nas amostras do GA, GAM e PC, respectivamente.

O potássio (K, 0,16% e 2,22%) foi detectado nas amostras do GA e PC, e magnésio (Mg, 0,52%), cloro (Cl, 0,70%) e o sódio (Na, 0,91%) apenas na amostra do papel cartão. Os constituintes dos fragmentos de gesso obtidos no EDS são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 – Composição química dos fragmentos do gesso e do papel cartão

Composição Química (%)	GA (Antes)	GA (Após)	GAM (Antes)	GAM (Após)	PC (Antes)
O	51,07	52,38	63,83	52,16	52,19
Ca	20,27	10,71	13,61	20,44	8,19
S	14,65	10,04	13,05	18,85	8,17
C	12,59	25,54	8,82	7,81	26,29
Si	0,87	0,58	0,41	0,51	0,46
Al	0,39	0,23	0,28	0,23	0,36
K	0,16	-	-	-	2,22
Mg	-	0,19	-	-	0,52
Cl	-	0,13	-	-	0,70
Na	-	-	-	-	0,91
Fe	-	0,20	-	-	-
Total (%)	100	100	100	100	100

Legenda: Massa (%); GA - gesso acartonado; GAM – gesso acartonado modificado; PC – papel cartão; O – oxigênio; Ca – cálcio; S – enxofre; C – carbono; Si – silício; Al – alumínio; K – potássio; Mg – magnésio; Cl – cloro; Na – sódio e Fe – ferro.

Fonte: Autoria própria (2022)

A semelhança do gesso acartonado com outros materiais ricos em alumínio, silício, ferro e cálcio motivou sua aplicabilidade para remoção do fósforo em VFCW neste estudo. Lima et al. (2018) observaram Si (23,5% e 18,5%) e Al (8,5% e 12,5%) para tijolo e argila expandida, respectivamente; Marcelino et al. (2019) identificaram Al (15,72%, 4,11%, 6,42%), Si (22,44%, 21,57%, 16,79%), Fe (6,41%, 1,19%, 5,84%), e Ca (0%, 3,54%, 0,53%) em agregados de argila leve expandida, porcelanatos, e cerâmica de argila, respectivamente.

Após o tratamento, percentagens semelhantes de O (52,38% e 52,16%), Ca (10,71% e 20,44%), S (10,04% e 18,85%), C (25,54% e 7,81%), Si (0,58% e 0,51%), Al (0,23% e 0,23%) foram detectados nas amostras do GA e GAM, respectivamente. Mg (0,19%), Cl (0,13%) e Fe (0,20%) foram identificados nas amostras de placas de gesso acartonado, provavelmente devido à presença desses elementos na composição do papel cartão.

As composições identificadas no EDS foram similares às apontadas por Yu; Brouwers (2011) e Erbs et al. (2020) com predomínio de oxigênio, cálcio e enxofre; assim como Barbosa et al. (2014) que relacionaram estes compostos à composição química do sulfato de cálcio, confirmando a elevada pureza da matéria-prima.

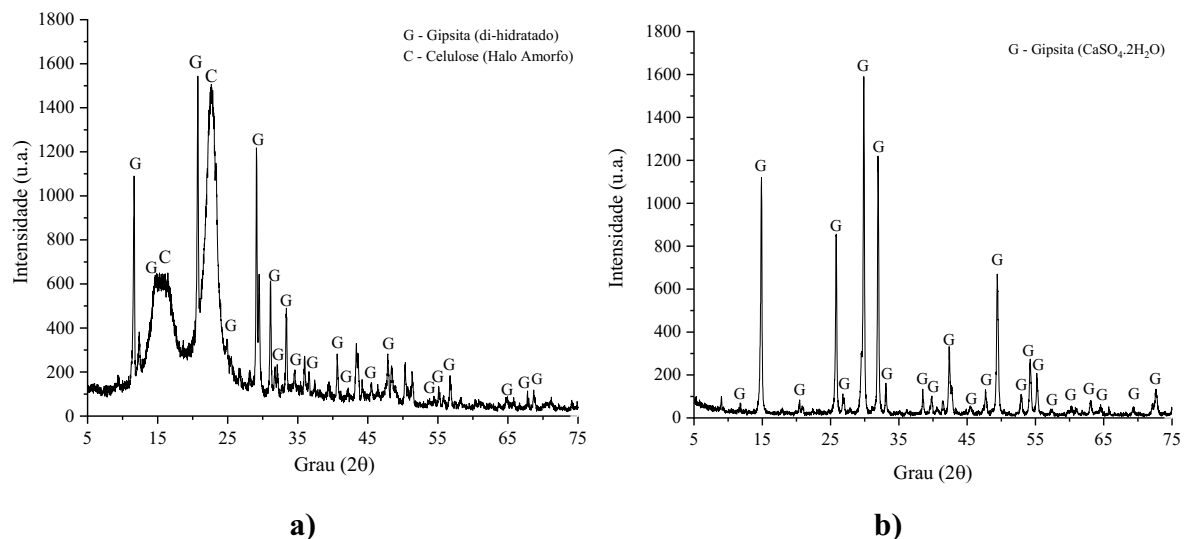
Song et al. (2012) notaram abundância de O, Ca, S e Si no gesso e menores quantidades de Mg e Al. Zhou et al. (2020) observaram Ca (26,89%), S (17,79%) e O (40,37%) juntamente com menores quantidades de P (1,36%) e Si (1,03%) em placas de gesso acartonado sem papel e sem fibras com alta resistência.

Em amostras de gesso reciclado, Erbs et al. (2020) atribuíram a presença de pequenas quantidades de Al (2,56%) a base de alumina - Al_2O_3 e de Si (2,57%) a base de perlita - SiO_2 aos aditivos utilizados na produção das chapas de gesso acartonado. Além disso, os autores obtiveram porcentagens similares de Ca (58,40%), O (34,28%), AL (3,50%), S (2,03%) e Na (1,79%), atribuindo à presença de cálcio e enxofre, elementos característicos do gesso (CaSO_4) nas amostras de papel reciclado, celulose ($\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5$), argilominerais presentes em aditivos ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$) e carbonato de sódio (Na_2CO_3) presentes no papel comum.

5.1.6. Difratomia de Raios X

Os difratogramas das amostras da placa de gesso acartonado (gesso e papel cartão) e das amostras da placa de gesso são apresentados na Figura 19.

Figura 19 – Difratomias: a) GA - b) GAM



Fonte: Autoria própria (2022)

Nas Figuras 19a e b, são observados picos de gipsita (di-hidratado e hemi-hidratado), material que compõe o núcleo da chapa de gesso acartonado. A presença da gipsita ou sulfato de cálcio ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) em seu estado natural tem microestrutura caracterizada por cristais geminados de sistema monoclinico (DANA, 1969). O dihidrato e o hemi-hidrato apresentam cristais hexagonais com pequena variação nos picos de difração de raios-X.

Medina et al. (2016) também obtiveram estes elementos nas análises de DRX em amostras de gesso reciclado proveniente das chapas de gesso acartonado. Zhou et al. (2020) notaram picos característicos apenas de gipsita em amostras do fosfogesso *in natura* ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) e picos de anidrita (CaSO_4) após a calcinação deste material.

Pinheiro (2011), Rivero et al. (2016) e Cipriano et al. (2021) identificaram fase cristalina da gipsita sem calcinação em amostras de chapa de gesso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, dihidratado), confirmando o elemento encontrado na placa de gesso empregado neste estudo. Após uma hora de calcinação, as principais fases identificadas no gesso reciclado foram sulfato de cálcio hemihidratado (picos de gipsita e bassanita), sulfato de cálcio dihidratado e anidrita. Após a calcinação de 4, 8 e 17 h, foram observados picos de bassanita, anidrita e calcita (CIPRIANO et al., 2021; MELO et al., 2017).

Em resíduos de gesso obtidos da produção de placas foi verificada calcita após a calcinação a 100 °C por 24 h e a 150 °C por 3 h e 6 h (PEDREÑO-ROJAS et al., 2019). O pico de anidrita identificada apresenta estrutura ortorrômbica, sugerindo formação de anidrita II, determinada a 355 °C (JACQUES et al., 2009; CIPRIANO et al., 2021).

A quantidade de impurezas e de gipsita contidas no gesso acelera a reação de hidratação e o tempo de pega por atuarem como núcleos de cristalização (JO et al., 2016). Pinheiro et al. (2015) ressaltaram que diferentes tipos de gesso comercial contêm diferentes quantidades de di-hidrato, hemi-hidrato e anidrita e a diferença está relacionada à quantidade de água fixada aos hemi-hidratos após uso do produto. Portanto, o gesso utilizado nas composições das placas acartonadas neste estudo é constituído de sulfato hidratado, tal como o gesso encontrado no seu estado natural (gipsita).

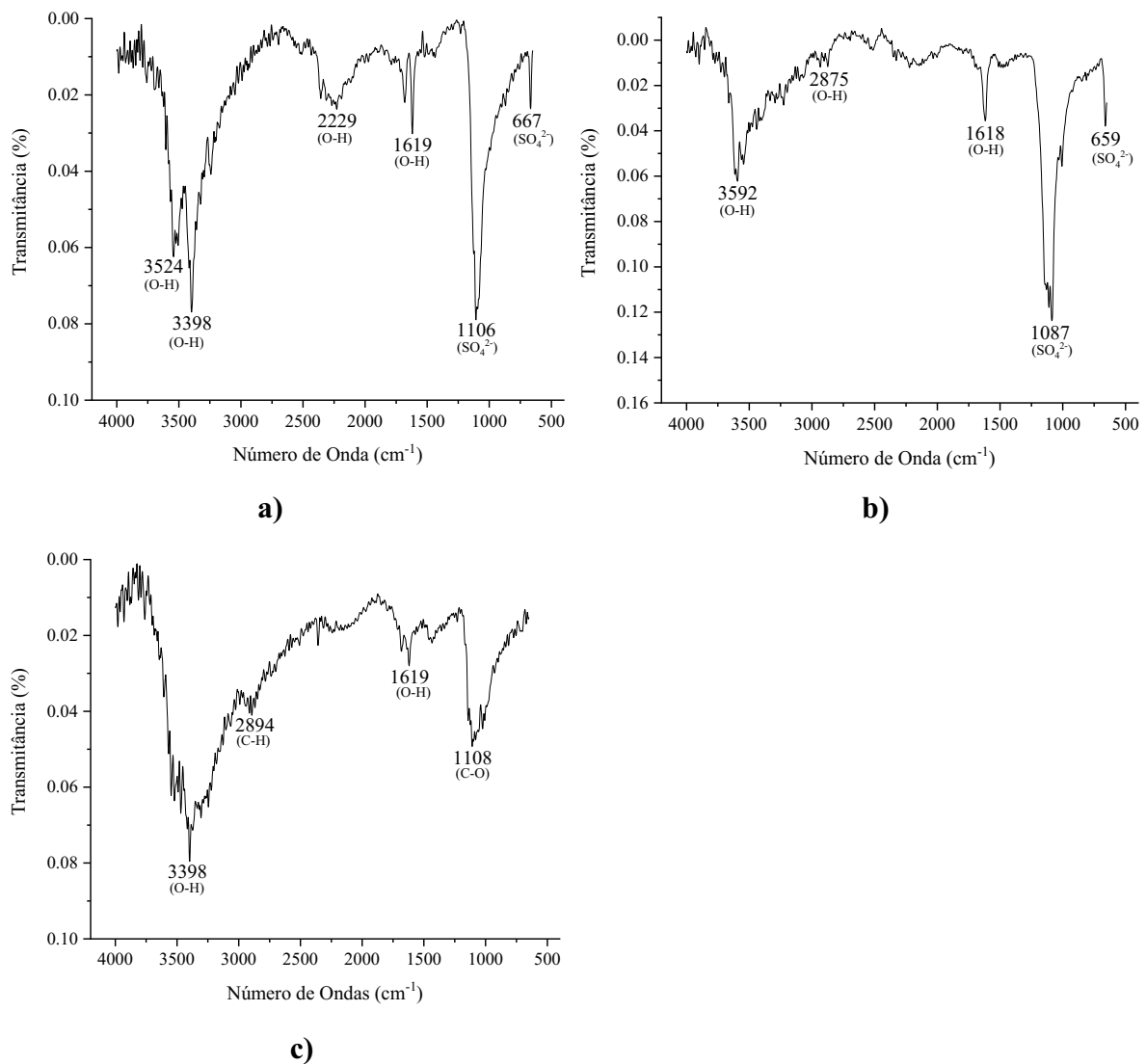
As regiões amorfas são mais evidentes entre a posição 2θ de 15° a 25° (Figura 22a). É possível notar picos mais alongados com presença da celulose, proveniente do carbono da produção do papel cartão.

Ainda há falta de estudos reportados na literatura sobre aplicação de placas de gesso acartonado, o que não dificultou a comparação dos resultados obtidos neste estudo com este material. Assim foram pesquisados outros materiais na literatura que indicaram presença de carbono, tais como por Cabral et al. (2021) que relataram que a região amorfa dos difratogramas de amostras de pó da casca de maracujá e de carvão ativado de casca de maracujá pode estar associada à difração do carbono, devido à presença da rede de celulose comumente encontrada na parede celular das plantas; Quesada et al. (2021) que observaram regiões amorfas em difratogramas de amostras de cascas da amêndoa de chichá do cerrado e Landin Sandoval et al. (2020) em difratogramas de amostras de caules de brócolis, núcleos de couve-flor e cascas de coco.

5.1.7. Grupos funcionais por FTIR

A análise de FTIR foi realizada para identificar os principais grupos funcionais presentes nas estruturas das amostras de gesso e papel acartonado e do papel cartão. A análise química foi complementada pelo espectro de infravermelho do gesso macerado, confirmando a presença dos grupos funcionais com bandas nas faixas de 3254 a 1619 cm^{-1} (Figura 20a) e de 3592 a 1618 cm^{-1} (Figura 20b) referentes ao grupo (O-H). Estas bandas são atribuídas às moléculas de água encontradas na estrutura do hemi-hidrato diferenciado do dihidrato apenas pela quantidade de moléculas de água de hidratação (OLIVEIRA NETO, 2012; BARBOSA et al., 2014; SOUZA et al., 2020).

Figura 20 - Espectrogramas das amostras de gesso acartonado: a) gesso macerado - placa com papel cartão; b) gesso macerado – placa; e c) papel cartão da placa



Fonte: Autoria própria (2022)

A presença dos grupos sulfato (SO_4^{2-}) também foi identificada nas faixas de 1106 a 667 cm^{-1} (Figura 20a) e de 1087 a 659 cm^{-1} (Figura 20b), conforme também reportado por Cipriano et al. (2021) em amostras de resíduos de gesso e Carvalho et al. (2008) em amostras de gesso reciclado. Estes resultados corroboram as análises de EDS e de FRX, confirmando a presença do enxofre na forma do grupo sulfato.

Na análise do papel cartão, os espectrogramas identificaram bandas de O-H no pico 3398 cm^{-1} (Figura 20a) referentes ao estiramento da ligação O-H da celulose e às ligações de hidrogênio intramoleculares (grupos hidroxilas) (HASHMI et al., 2017; MATOS et al., 2017).

A existência da banda em 2894 cm^{-1} (figura 20c) confirma a presença de ligações C-H, correspondente às porções alifáticas em polissacarídeos no papel cartão. Outros autores também identificaram a banda C-H em regiões de 2893 e 2920 cm^{-1} . A presença de um pico de absorção em 1619 cm^{-1} (Figura 20c) representa a absorção de água e caracteriza-se pela deformação dos grupos O-H da celulose e/ou de rastros de água. A banda entre 1640 e 1600 cm^{-1} está associada à flexão O-H angular de moléculas de água, uma vez que é difícil extrair a água adsorvida nas moléculas de celulose (SILVERSTEIN et al., 2005; MARINHO, 2017 e JARAMILLO-QUICENO et al., 2018 e KATAOKA, 2021).

O pico de 1108 cm^{-1} (Figura 20c) corresponde à deformação assimétrica das ligações C-O na celulose e estão presentes na faixa de 1300 a 900 cm^{-1} , relacionadas a única banda de absorção característica de álcoois, fenóis, ésteres e éteres (com absorção típica nesta região). Os éteres alifáticos apresentam a banda de estiramento da ligação C-O em torno de 1150 a 1060 cm^{-1} e os éteres cíclicos na faixa de 1270 a 1030 cm^{-1} , cuja posição é influenciada pelo tamanho do anel (YANG et al., 2007; BARBOSA, 2007; RODRIGUES, 2012).

5.2. Avaliação dos *Wetlands* Construídos

A operação dos sistemas contemplou as etapas de adaptação (28 de Outubro de 2021 a 11 de Novembro de 2021), monitoramento prévio (12 de Novembro de 2021 a 01 de Dezembro de 2021), Fase I com tempo de ciclo de 24 h após a alimentação (02 de Dezembro de 2021 a 25 de Dezembro de 2021) e Fase II com tempo de ciclo 48 h após a alimentação (26 de Janeiro de 2022 a 19 de Fevereiro de 2022), totalizando 308 dias (até 30 de Agosto de 2022).

5.2.1. Inspeção prévia dos sistemas

A inspeção prévia dos WC preenchidos com fragmentos de gesso acartonado (WC-GA) e de gesso acartonado modificado (WC-GAM) vegetados com a macrófita *Eichhonia*

crassipes foi conduzida no período do 16º ao 35º dia de operação, com coleta das amostras do efluente dos sistemas após 24 h da alimentação (Tabela 10).

Tabela 10 – Resultados em função da média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos e máximos e eficiências de remoção para o período de inspeção prévia com ciclo de 24 horas (n = 24)

Parâmetro	T	pH	OD	POR	CE	Turbidez	DQO	PT	
Amostras	n	24	24	-	24	24	24	24	
Afluente	Média	-	7,62	-	-1	904	2	154	11
	Mín.	-	7,32	-	-14	843	1	130	9
	Máx.	-	8,11	-	9	948	3	172	13
	DP	-	0,25	-	9	44	1	15	1
	CV	-	0,03	-	-8,62	0,05	0,66	0,10	0,11
WC-GA	Média	18,2	6,90	0,69	-10	3025	35	89	6
	Mín.	14,6	6,65	0,41	-22	2720	19	53	5
	Máx.	21,2	7,21	1,24	1	3400	46	124	6
	DP	2,00	0,17	0,27	9	223	8	23	0
	CV	0,11	0,02	0,39	-0,85	0,07	0,24	0,26	0,07
	E%	-	-	-	-	-	-	42	48
WC-GAM	Média	18,5	7,26	0,52	-11	3022	17	69	6
	Mín.	14,9	7,00	0,32	-27	2720	7	48	5
	Máx.	21,5	7,61	0,97	2	3290	27	129	7
	DP	2,00	0,20	0,22	12	203	9	27	1
	CV	0,11	0,03	0,42	-1,15	0,07	0,52	0,39	0,09
	E%	-	-	-	-	-	-	55	44

Legenda: n – número de amostras; DP – desvio padrão; CV – Coeficiente de variação (%); Mín. – valor mínimo; Máx. – valor máximo; E% - eficiência de remoção (%); T – Temperatura; pH – potencial Hidrogeniônico; POR – potencial de oxirredução (mV); OD – oxigênio dissolvido (mg L⁻¹); CE – condutividade elétrica (µs cm⁻¹); Turbidez (UNT); DQO – demanda química de oxigênio (mg L⁻¹); PT – fósforo total (mg L⁻¹).

Fonte: Autoria própria (2022)

A temperatura ambiente durante a etapa de monitoramento variou de 14,7 a 23,9 °C e a umidade média do ar foi de 98,2 %, valores próximos aos registrados pelo INMET (2022) com mínima de 15,6 °C e máxima de 24,8 °C para o mesmo período.

A temperatura o líquido variou de 14,60 a 21,50 °C (medida a 10 cm abaixo da superfície), ou seja, inferior a faixa recomendada de 25 a 35 °C por Metcalf e Eddy (2016) para tratamento biológico e por Sezerino et al. (2015) para desnitrificação, o que pode ter limitado os processos de remoção de matéria carbonácea e nitrogenada neste estudo. A temperatura do afluente não foi verificada, pois a alimentação era realizada logo após o preparo do efluente.

Em experimentos conduzidos no LabSan, Lima (2018) verificou temperatura média

do líquido durante o período de Outubro a Novembro de 2016 de 19,9 °C, com faixa de variação de 19 °C a 21 °C em amostras de efluentes de WCFV. Roth (2020) obteve faixa de temperatura de 21,8 °C e 22,6 °C a 15 e 40 cm a partir da superfície nas amostras de efluentes em um WCTF operado durante 94 dias.

Os valores de pH variaram de 7,3 a 8,1 nas amostras do afluente e de 6,7 a 7,6 nas amostras dos efluentes dos sistemas, o que pode favorecer o processo de amonificação segundo Cooper et al. (1996) que indicaram a faixa de pH 6,5 a 8,5. Segundo a IWA (2000) e Kadlec e Wallace (2009), a faixa de pH recomendada para nitrificação é de 7,5 a 8,6 e para a desnitrificação é de 6,5 a 7,5.

Os valores do POR variaram entre -14 e +9 mV nas amostras do afluente e entre -27 e +2 mV nas amostras dos efluentes dos WC, com concentrações médias de OD de 0,69 e 0,52 mg L⁻¹ no WC-GA e no WC-GAM, respectivamente. Os sistemas podem ser classificados como anóxicos nesta etapa de acordo com classificação de Matos et al. (2010) e Metcalf e Eddy (2005) que indicam ambientes anóxicos para valores de POR entre -100 mV e +100 mV e concentração de OD inferior a 2,0 mg L⁻¹. Porém, é importante destacar que o potencial de oxirredução, alcalinidade, concentração de nitrato ou de outro aceptor de elétrons também influenciam no comportamento dos sistemas e devem ser considerados para classificar os sistemas e principais mecanismos de remoção de contaminantes.

Foi verificado aumento nos valores da CE nas amostras dos efluentes comparadas as do afluente. Os valores da CE foram de 904 µS cm⁻¹ nas amostras do afluente e nas amostras dos efluentes de 3025 µS cm⁻¹ no WC-GA e 3022 µS cm⁻¹ no WC-GAM. Hench et al. (2003) e Kadlec et al. (1996) atribuíram este aumento à evapotranspiração, com conseqüente aumento da concentração dos compostos nos sistemas. A evapotranspiração e a evaporação não foram determinadas neste estudo.

Além disto, a composição do gesso (Sulfato de Cálcio - CaSO₄) empregado como material no WC pode ter contribuído para aumento da concentração de sais nos sistemas. Outro fator a ser considerado é a solubilização de materiais orgânicos e de sólidos nos sistemas (CARDOSO, 2015).

Em relação à Turbidez, foi observado aumento nas amostras dos efluentes para 35 UNT no WC-GA e 17 UNT no WC-GAM em comparação à média de 2 UNT nas amostras do afluente. Este aumento pode ter ocorrido devido à liberação de matéria orgânica das raízes e tecidos das plantas, o que pode limitar o processo de nitrificação, pois as bactérias nitrificantes são sensíveis a vários compostos orgânicos e inorgânicos segundo Almeida (2007), e devido ao desprendimento do próprio material (gesso) utilizado.

Marcelino (2019) atribuiu o aumento da turbidez no efluente de WCVD (13,51, 11,54 e 14,21 UNT) em relação ao afluente (6,79 UNT) à liberação de matéria orgânica pelas raízes e tecidos da *Pistia stratiotes L.*

As concentrações médias de matéria orgânica nas amostras do afluente e efluente em termos de DQO foram de 154 mg L⁻¹ e de 89 mg L⁻¹ no WC-GA e de 69 mg L⁻¹ no WC-GAM, correspondendo às eficiências médias de remoção de 42% e 55%, respectivamente. Para o PT, as concentrações médias das amostras do afluente e efluente foram de 12 mg L⁻¹ e de 6 mg L⁻¹ no WC-GA e no WC-GAM, correspondendo às eficiências médias de remoção de 50% e 49%, respectivamente.

No item 5.2.2 são apresentados os resultados detalhados obtidos no monitoramento do desempenho dos sistemas do 36° ao 308° dia de operação.

5.2.2. Performance dos Sistemas

A temperatura do líquido nos sistemas variou de 15,9 a 21,70 °C no WC-GA e de 16,2 a 22,0 °C no WC-GAM na Fase I (tempo de ciclo de 24 horas) e de 16,8 a 22,40 °C no WC-GA e de 17,1 a 22,7 °C no WC-GAM na Fase II (tempo de ciclo de 48 horas).

A temperatura ambiente observada no período variou de 16,1 a 24,1 °C com média de 20,4 °C e umidade do ar de 99,4% na Fase I e de 16,9 a 23,7 °C, com média de 20,9 °C e umidade do ar de 99,9% na Fase II, respectivamente (Tabela 11).

Tabela 11 - Resultados da temperatura dos sistemas, temperatura ambiente e umidade relativa do ar para o período de operação com ciclo de 24 e 48 horas (n = 32)

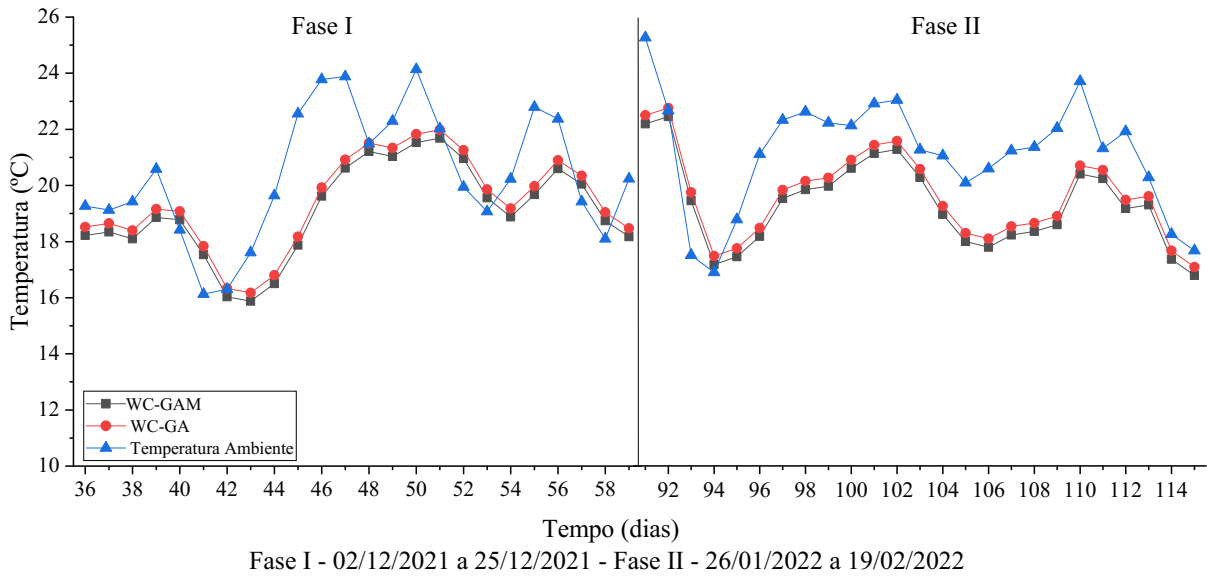
Fase I (ciclo de 24 h)	n	Média	Mín.	Máx.	DP	CV
Temperatura no WC-GA	24	19,1	15,9	21,7	1,64	0,09
Temperatura no WC-GAM	24	19,4	16,2	22,0	1,64	0,08
Temperatura Ambiente	24	20,4	16,1	24,1	2,22	0,11
Umidade Relativa do Ar	24	99,4	96,0	99,9	1,12	0,01
Fase II (ciclo de 48 h)	n	Média	Mín.	Máx.	DP	CV
Temperatura no WC-GA	24	19,2	16,8	22,4	1,41	0,07
Temperatura no WC-GAM	24	19,5	17,1	22,7	1,41	0,07
Temperatura Ambiente	24	20,9	16,9	23,7	1,83	0,09
Umidade Relativa do Ar	24	99,9	99,9	99,9	0,00	0,00

Legenda: n – número de amostra; DP – desvio padrão; CV – Coeficiente de variação (%); Mín. – valor mínimo; Máx. – valor máximo, Temperatura (°C); Umidade relativa do ar (%).

Fonte: Autoria própria (2022)

Na Figura 21 são apresentadas as variações da temperatura do líquido nos sistemas e da temperatura ambiente ao longo da operação nas Fases I (24 h; n = 24) e II (48 h; n = 24).

Figura 21 – Variação da temperatura do líquido e do ambiente ao longo dos dias nas Fases I e II



Fonte: Autoria própria (2022)

Segundo dados do boletim climatológico do Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Paraná (SIMEPAR/2022), a Fase I foi conduzida durante a Primavera com temperatura média de 22,3 °C (Dezembro/2021) período de menor incidência de chuvas (79-183 mm) para a cidade de Curitiba, o que pode ter contribuído para adaptação e evolução da macrófita no seu novo *habitat*. A Fase II foi conduzida durante o Verão (meses de Janeiro e Fevereiro/2022) com maior incidência de chuvas (109-181 mm) e temperaturas médias de 22,9 e 23,1 °C nestes meses. A temperatura ambiente indicada pelo INMET (2022) foi próxima (Figura 10) aos valores encontrados neste estudo.

A temperatura do líquido nos sistemas resultou similar àquela observada no período de inspeção prévia, e inferior à faixa indicada por Metcalf e Eddy (2016) e Sezerino et al. (2015) de 25 a 35 °C.

Lima et al. (2018) não verificaram influência da temperatura no comportamento de WCFV operados no período de Novembro de 2016 a Julho de 2017 com tempo de ciclo de 24 h, e obtiveram eficiências de remoção de 87%, 47% e 35% para DQO, NTK e N-Amon, respectivamente.

De acordo com Kadlec e Wallace (2009), a temperatura é um fator limitante para os processos microbiológicos, especialmente na degradação da matéria orgânica e na desnitrificação. Como os valores obtidos são inferiores à faixa recomendada, pode haver diminuição ou retardamento deste processo nos sistemas avaliados. Este fato também é reforçado por Jordão e Pessoa (2005) que destacaram maior inibição pela temperatura das

bactérias formadoras de nitrato (*Nitrobacter*) do que das bactérias formadoras de nitrito (*Nitrossomonas*).

Na Tabela 12 são apresentados os valores da média aritmética, desvio padrão (DV), coeficiente de variação (CV), mínimo (Mín.), máximo (Máx.) e eficiência de remoção (E%) referentes aos parâmetros Potencial Hidrogeniônico (pH), Oxigênio Dissolvido (OD), Potencial de Oxirredução (POR), Condutividade elétrica (CE), Turbidez (UNT), Alcalinidade total (AT) e Ácidos Voláteis (AV) analisados nos sistemas WC-GA e WC-GAM operados nos tempos de ciclos de 24 h (Fase I) e 48 h (Fase II).

Tabela 12 - Resultados em função da média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos e máximos das amostras do afluente e efluente e eficiências de remoção para o período de operação com 24 e 48 horas (n = 32)

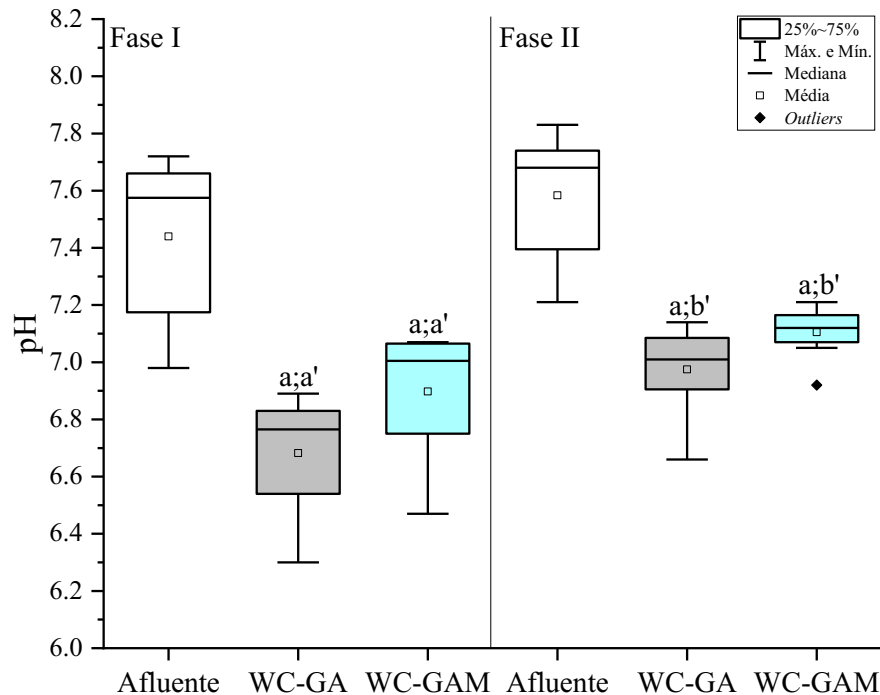
	24 h									48 h								
	Parâmetros	pH	OD	POR	Ce	Turbidez z	AT	AV		Parâmetros	pH	OD	POR	CE	Turbidez z	AT	AV	
	Amostras	n	32	32	32	32	32	32	32	Amostras	n	32	32	32	32	32	32	
Afluente	Média	7,44	-	-0,1	928	2	66	28		Média	7,58	-	+38	864	3	66	31	
	Mín.	6,98	-	-25	846	1	61	21		Mín.	7,21	-	-40	845	1	61	22	
	Máx.	7,72	-	+47	1128	4	70	37		Máx.	7,83	-	+100	921	4	71	37	
	DP	0,28	-	24	88	1	3	5		DP	0,21	-	42	23	1	4	4	
	CV	0,04	-	-192,18	0,09	0,50	0,05	0,19		CV	0,03	-	1,13	0,03	0,38	0,06	0,14	
WC-GA	Média	6,68	0,89	-47	3148	36	101	28	WC-GA	Média	6,98	0,93	-1	2929	86	102	29	
	Min	6,30	0,50	-75	2840	26	85	23		Mín.	6,66	0,61	-100	2680	50	89	23	
	Máx	6,89	1,50	-30	3900	43	118	38		Máx.	7,14	1,32	+90	3070	165	117	38	
	DP	0,21	0,31	16	316	5	11	5		DP	0,15	0,20	75	118	37	8	4	
	CV	0,03	0,35	-0,34	0,10	0,15	0,11	0,17		CV	0,02	0,22	-59,79	0,04	0,44	0,08	0,15	
WC-GAM	Média	6,90	0,96	-27	3148	14	84	30	WC-GAM	Média	7,11	0,91	+22	2906	72	109	33	
	Mín.	6,47	0,34	-64	2810	5	75	22		Mín.	6,92	0,48	-44	2710	17	94	22	
	Máx.	7,07	1,60	+3	3870	23	93	45		Máx.	7,21	1,33	+86	3090	119	127	45	
	DP	0,23	0,42	22	337	5	7	8		DP	0,08	0,27	47	99	33	10	9	
	CV	0,03	0,44	-0,81	0,11	0,35	0,08	0,25		CV	0,01	0,30	2,10	0,03	0,46	0,09	0,26	

Legenda: n – número de amostra; DP – desvio padrão; CV – Coeficiente de variação (%); Mín. – valor mínimo; Máx. – valor máximo; E% - eficiência de remoção (%); pH – potencial Hidrogeniônico; POR – potencial oxirredução (mV); OD – oxigênio dissolvido (mg L⁻¹); CE – condutividade elétrica (μs cm⁻¹); Turbidez (UNT); AT – alcalinidade total (mgCaCO₃ L⁻¹); AV – ácidos voláteis (mgHAc L⁻¹).

Fonte: Autoria própria (2022)

Na Figura 22 é apresentada a variação dos valores de pH nas amostras do afluente e efluentes nas Fases I (24 h; n = 32) e II (48 h; n = 32).

Figura 22 - Variação dos valores de pH nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II



Nota: Letras diferentes indicam diferenças significativas entre WC em uma fase (p -valor < 0,05); (a) - corresponde ao meio suporte – GA e GAM; (a') - corresponde ao tempo de ciclo de operação 24 h e 48 h.

Fonte: Autoria própria (2022)

Nas amostras do afluente, os valores de pH variaram de 6,98 a 7,72 na Fase I e de 7,21 a 7,83 na Fase II (Tabela 12). Da mesma forma que foi observado na etapa de monitoramento prévio, os valores de pH podem ter favorecido os processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação de acordo com Cooper et al. (1996), IWA (2000) e Kadlec e Wallace (2009), respectivamente.

Foi observada diferença significativa (p -valor = 0,0001) nos valores de pH nas amostras do afluente em relação às amostras do efluente dos sistemas para ambas as fases.

Nas amostras do efluente, os valores de pH variaram de 6,30 a 6,89 no WC-GA e de 6,47 a 7,07 no WC-GAM na Fase I. Na Fase II, o pH das amostras do efluente variaram de 6,66 a 7,14 no WC-GA e de 6,92 a 7,21 no WC-GAM, ou seja, foi verificada pequena diminuição em relação ao pH das amostras do afluente, o que pode estar relacionado à produção de substâncias orgânicas acidificantes do sistema, produzidas a partir do crescimento e mortalidade das plantas e pela mineralização da matéria orgânica (COLEMAN et al., 2001).

Foi observada diferença significativa no WC-GA (p-valor = 0,0117) e no WC-GAM (p-valor = 0,0157) entre as amostras dos efluentes dos mesmos sistemas quando comparado os valores de pH nas diferentes fases de operação, indicando que o tempo de ciclo influenciou o pH destas amostras nos sistemas avaliados.

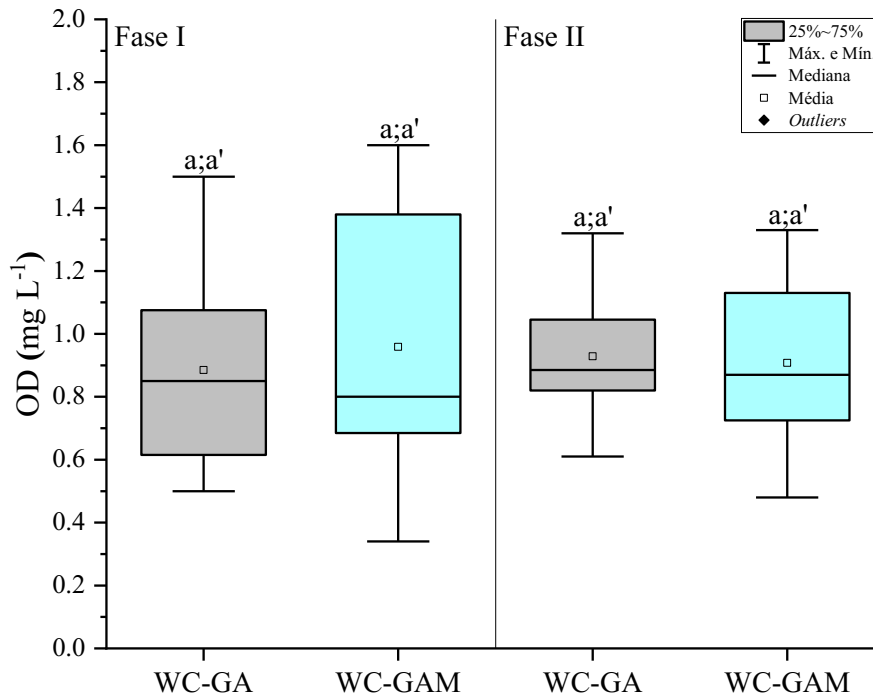
Além disso, a nitrificação pode ser considerada como a principal causa da redução do pH em WCFV pela liberação dos íons H^+ e consumo da alcalinidade (VYMAZAL, 2007; PAREDES et al., 2007; GUO et al., 2017; LI; TÃO, 2017). A faixa de pH recomendada para nitrificação é de 7,5 a 8,6 segundo IWA (2000), sendo que valores inferiores promovem diminuição na nitrificação e superiores a 8,6 promovem intensificação da volatilização da amônia (VYMAZAL, 2007). Neste estudo, o pH das amostras se manteve próximo das faixas indicadas para estes processos, ou seja, de 6,5 a 8,5 para amonificação, 7,5 a 8,6 para nitrificação e 6,5 a 7,5 para desnitrificação (IWA, 2000; COOPER et al., 1996; KADLEC; WALLACE, 2009).

Ainda de acordo com Kadlec e Wallace (2009), os valores de pH de 6,5 a 7,5 representam a faixa em que as bactérias desnitrificantes apresentam melhores resultados na remoção biológica de nitrogênio.

A disponibilidade do oxigênio dissolvido no meio influencia diretamente os processos de nitrificação e desnitrificação, ou seja, é fator limitante para o crescimento microbiano (METCALF; EDDY, 2005).

Na Figura 23 é apresentada a variação dos valores do OD nas amostras do efluente obtidos na avaliação das etapas operacionais Fases I (24 h; n = 32) e II (48 h; n = 32).

Figura 23 - Variação dos valores de OD nas amostras do efluente dos WC nas Fases I e II



Nota: Letras diferentes indicam diferenças significativas entre WC em uma fase (p -valor < 0,05); (a) - corresponde ao meio suporte – GA e GAM; (a') - corresponde ao tempo de ciclo de operação 24 h e 48 h.

Fonte: Autoria própria (2022).

Para as amostras dos efluentes foram observadas concentrações entre 0,50 a 1,50 mg L^{-1} no WC-GA e 0,34 a 1,60 mg L^{-1} no WC-GAM na Fase I e 0,61 a 1,32 mg L^{-1} no WC-GA e 0,48 a 1,33 mg L^{-1} no WC-GAM na Fase II (Tabela 12). Não houve diferença significativa (p -valor = 0,6235) para ambos os sistemas, quando se compara os valores de OD entre os mesmos sistemas, nos diferentes ciclos, indicando que o tempo de ciclo não influenciou na concentração do OD nas amostras dos efluentes.

Segundo Metcalf & Eddy (2016), concentrações de OD superiores a 2 $\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ favorecem a nitrificação e concentrações inferiores a 0,5 $\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ a desnitrificação. Além disso, os mesmos autores indicam que sistemas com concentrações de OD abaixo de 2 $\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ e próximos a zero são considerados anóxicos. Contudo, potencial de oxirredução, alcalinidade e concentração de nitrato devem ser avaliados na classificação dos sistemas e nos mecanismos de remoção dos poluentes.

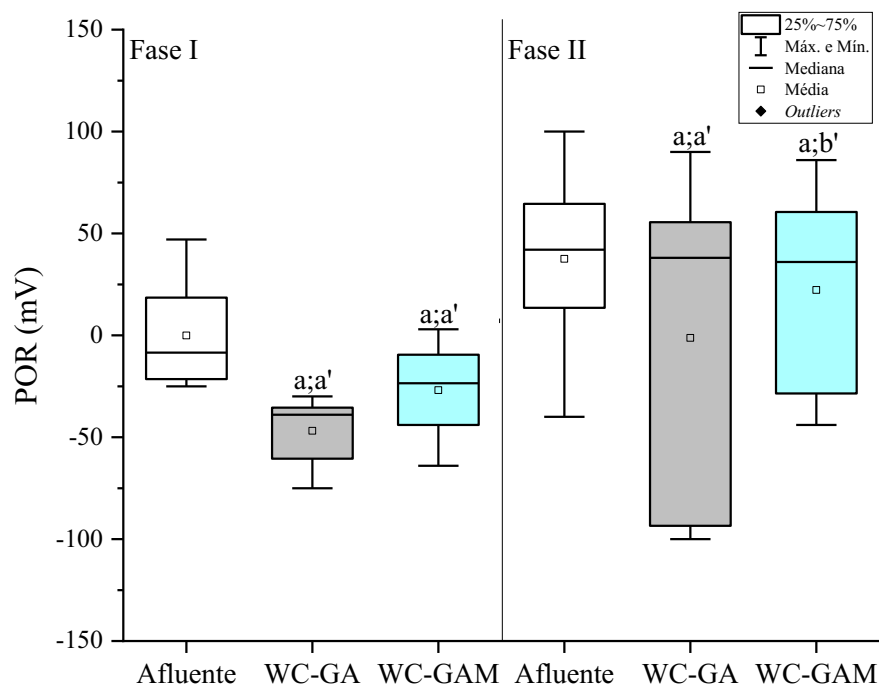
Lima (2018), observou concentrações de OD nas amostras do efluente variando de 0,56 a 2,26 $\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ utilizando argila expandida, 0,52 a 2,21 $\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ utilizando tijolo, e 0,70 a 1,71 $\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ utilizando brita em um WCV, e atribui a forma de alimentação (batelada) como o principal fator responsável pelo aumento de OD nos sistemas

A vegetação desempenha papel importante na contribuição do OD pela rizosfera para o meio de suporte, ajudando na degradação aeróbia do carbono. A atividade microbiana é considerada o principal mecanismo de remoção da matéria orgânica (MELO et al., 2019; LIMA et al., 2018), influenciada pela fonte de carbono, oxigênio dissolvido, temperatura, taxa de carregamento aplicada e tempo de detenção hidráulica (ZHOU et al., 2018).

Apesar do papel das plantas na liberação de oxigênio na rizosfera e a difusão atmosférica, pode-se atribuir à alimentação em batelada como o principal fator responsável pelo aumento de OD nos sistemas. Isto se deve ao processo de esvaziamento seguido de preenchimento com líquido nos sistemas, resultando na entrada de oxigênio nos microporos dos materiais, criando microambientes aeróbios nos sistemas (BRIX; SCHIERUP, 1990).

Na Figura 24 é apresentada a variação dos valores do POR nas amostras do afluente e do efluente obtidos na avaliação das Fases I (24 h; n = 32) e II (48 h; n = 32).

Figura 24 - Variação dos valores de POR nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II



Nota: Letras diferentes indicam diferenças significativas entre WC em uma fase (p -valor < 0,05); (a) - corresponde ao meio suporte - GA e GAM; (a') - corresponde ao tempo de ciclo de operação 24 h e 48 h.

Fonte: Autoria própria (2022)

Com relação ao POR os valores variaram nas amostras do afluente de -25 a +47 mV na Fase I e de -40 a +100 mV na Fase II (Tabela 12). Foi observada diferença significativa (p -valor = 0,0019) nos valores de POR nas amostras do afluente em relação às amostras do efluente

dos sistemas para a Fase I.

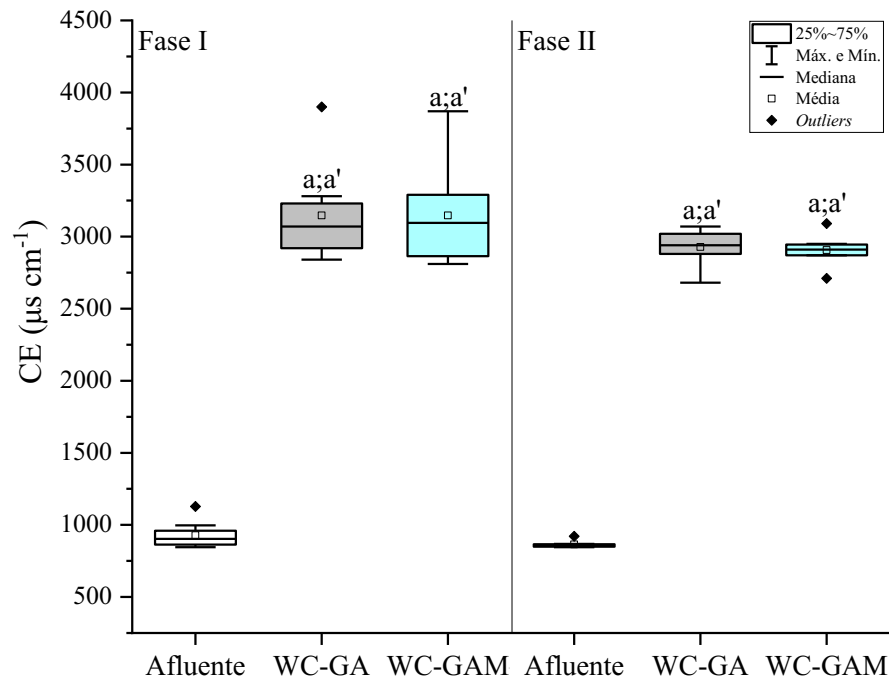
Nas amostras do efluente, foram observados valores variando de -75 a -30 mV no WC-GA e -64 a +3 mV no WC-GAM na Fase I e de -100 a +90 mV no WC-GA e -44 a +86 mV no WC-GAM na Fase II. Não houve diferença significativa no WC-GA (p -valor = 0,1582) quando se compara os valores de POR entre os mesmos sistemas, nos diferentes ciclos, indicando que o tempo de ciclo não influenciou na concentração do POR nas amostras dos efluentes. No entanto o sistema WC-GAM apresentou diferença significativa (p -valor=0,0244) indicando influência do ciclo no POR.

Associando as médias de OD no efluente de cada sistema aos valores do POR obtidos, pode-se sugerir que os sistemas operaram sob condições anóxicas durante ambas as fases e adequados para desnitrificação.

Segundo Matos et al. (2010), valores de POR inferiores a -100 mV indicam ambientes anaeróbios, valores entre -100 mV e +100 mV ambientes anóxicos e valores acima de +100 mV ambientes aeróbios. Para Dotro et al. (2017), valores abaixo de -100 mV indicam condições fortemente anaeróbias, enquanto valores acima de +400 mV condições fortemente aeróbias. Logo, é possível considerar que os sistemas se mantiveram sob condições anóxicas durante a operação e a variação do tempo de cheia não influenciou na variação desta condição.

Na Figura 25 é apresentada a variação dos valores de CE nas amostras do afluente e efluentes obtidos na avaliação das Fases I (24 h; $n = 32$) e II (48 h; $n = 32$).

Figura 25 - Variação dos valores de CE nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II



Nota: Letras diferentes indicam diferenças significativas entre WC em uma fase (p -valor $< 0,05$); (a) - corresponde ao meio suporte – GA e GAM; (a') - corresponde ao tempo de ciclo de operação 24 h e 48 h.

Fonte: Autoria própria (2022)

Nas amostras do afluente, a CE variou de 846 a 1128 $\mu\text{s cm}^{-1}$ na Fase I e de 845 a 921 $\mu\text{s cm}^{-1}$ na Fase II (Tabela 12). Nas duas fases foram observadas diferenças significativas (p -valor = 0,0001) apenas entre os valores obtidos nas amostras do afluente e efluentes dos sistemas.

Nas amostras dos efluentes, a CE variou de 2840 a 3900 $\mu\text{s cm}^{-1}$ no WC-GA e de 2810 a 3870 $\mu\text{s cm}^{-1}$ no WC-GAM na Fase I e de 2680 a 3070 $\mu\text{s cm}^{-1}$ no WC-GA e de 2710 a 3090 $\mu\text{s cm}^{-1}$ no WC-GAM na Fase II. Em relação ao tempo de ciclo, não foi observada diferença significativa (p -valor=0,1240) para WC=GA e (p -valor=0,1063) para WC-GAM entre os mesmos sistemas, indicando que o tempo de ciclo não influenciou na CE.

O aumento da CE nas amostras dos efluentes dos sistemas pode estar relacionado à liberação de sais presentes no meio filtrante para a fase líquida. Segundo Jun et al. (2013), o aumento da salinidade no meio pode interferir na remoção de fósforo por adsorção devido à possível competição por sítios ativos no substrato e na planta. Neste estudo pode ter acontecido essa competição, já que a remoção máxima obtida foi 64% e 62% para WC-GA e WG-GAM na Fase I.

Ni et al. (2016) notaram aumento da CE nas amostras dos efluentes (8,43 e 8,38 $\mu\text{S cm}^{-1}$

¹⁾ em relação às amostras do afluente ($7,86 \mu\text{S cm}^{-1}$) de dois WCFV vegetados com *Arundo donax*, *Canna indica* e *Iris tectorum* ($12 \text{ plantas m}^{-2}$) em brita e areia no tratamento de esgotos sanitários.

A adsorção de fosfato pode ser reduzida devido à preferência do substrato por adsorção de substâncias húmicas (KASTELANMACAN & PETROVIC, 1995), as quais podem ser liberadas de forma mais intensa devido à morte das plantas.

Liang et al. (2017) tratando águas residuárias salinas com *Canna indica* relacionaram a baixa remoção de nitrogênio e de fósforo total à condutividade elétrica, ao observarem maior condutividade em um WC (30 mS cm^{-1}) quando comparado às amostras dos efluentes com menores condutividades (7, 10 e 15 mS cm^{-1}). Segundo esses autores, os sais podem afetar as funções de plantas e microorganismos e os sítios de adsorção presentes nos substratos e que a alta salinidade (CE a 30 mS/cm) inibiu a remoção de ambos os nutrientes em CWs.

De acordo com Liang et al. (2017), as espécies de plantas, concentrações e níveis de salinidade podem afetar a remoção dos nutrientes em WC e a salinidade em certos níveis pode aumentar a absorção de nutrientes pelas plantas sob certas condições.

Assim, a presença do cálcio nos fragmentos de gesso acartonado neste estudo pode ter contribuído para o crescimento da macrófita (Figura 26), pois o cálcio é um macronutriente essencial para crescimento e desenvolvimento das plantas por exercer funções bioquímicas segundo Taiz et al. (2017).

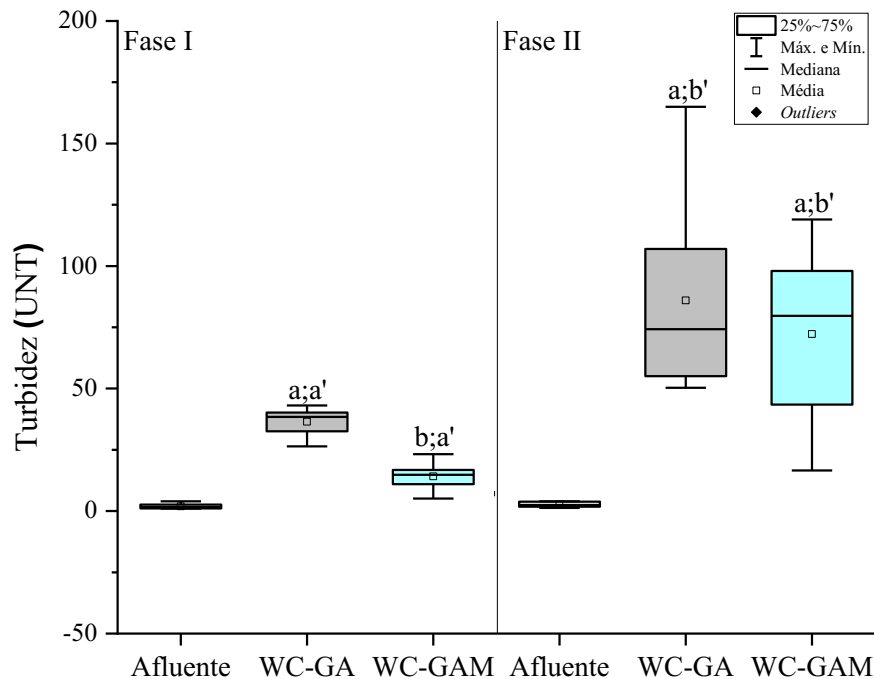
Figura 26 – Macrófita *Eichhonia crassipes* no 60º dia de operação dos sistemas



Fonte: Autoria própria (2022)

Na Figura 27 é apresentada a variação da Turbidez nas amostras do afluente e dos efluentes obtida na avaliação das Fases I (24 h; n = 32) e II (48 h; n = 32).

Figura 27 - Variação dos valores de Turbidez nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II



Nota: Letras diferentes indicam diferenças significativas entre WC em uma fase (p -valor $< 0,05$); (a) - corresponde ao meio suporte - GA e GAM; (a') - corresponde ao tempo de ciclo de operação 24 h e 48 h.

Fonte: Autoria própria (2022)

A turbidez variou de 1 a 4 UNT nas amostras do afluente para as Fases I e II (Tabela 12), com diferenças significativas (p -valor = 0,0001) entre os valores obtidos nas amostras do afluente e efluentes dos sistemas. Além disso, foram observadas diferenças significativas (p -valor = 0,0001) entre os valores de turbidez nas amostras dos efluentes dos sistemas na Fase I.

Nas amostras dos efluentes, a turbidez variou de 26 a 43 UNT no WC-GA e de 5 a 23 UNT no WC-GAM na Fase I e de 50 a 165 UNT no WC-GA e de 17 a 119 UNT no WC-GAM na Fase II. Foram observadas diferenças significativas (p -valor = 0,0105) para WC-GA e (p -valor = 0,0026) para WC-GAM ao comparar a turbidez nos diferentes ciclos, sendo possível concluir que o tempo de ciclo influenciou neste parâmetro.

A maior turbidez nas amostras dos efluentes dos sistemas em relação ao afluente na Fase II (48 h) pode estar relacionada ao arraste de sólidos nos efluentes dos sistemas. No WC-GA, a presença do papel cartão pode ter contribuído para aumento da turbidez em relação ao WC-GA.

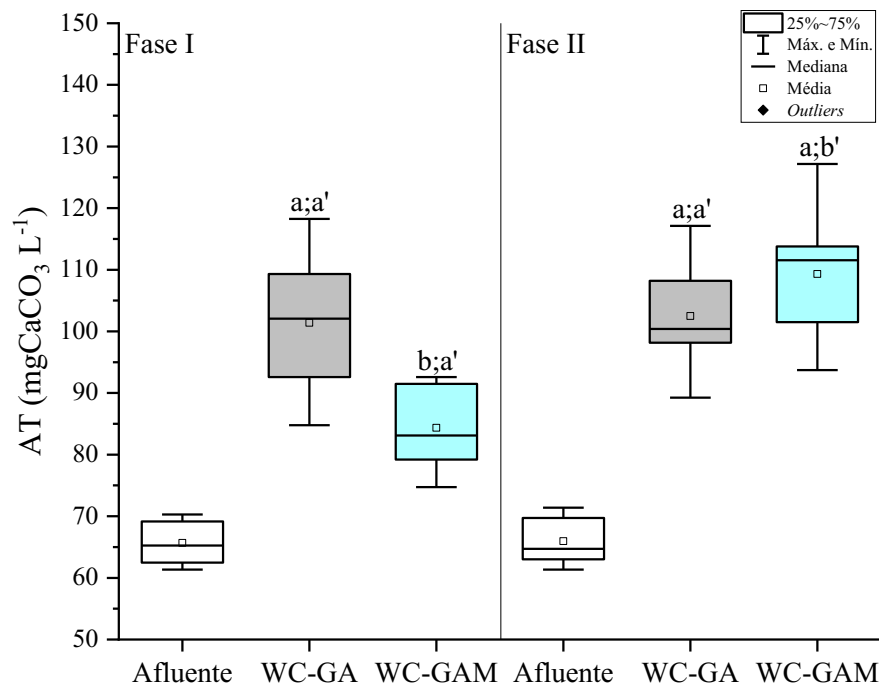
Marcelino et al. (2019) relataram aumento da turbidez nas amostras do efluente

(11,54 UNT) em relação às amostras do afluente (6,79 UNT) em um WCVD. Lacerda (2020) observou aumento da turbidez nas amostras dos efluentes de três sistemas de fluxo vertical ascendentes (42, 45 e 38 UNT) em diferentes profundidades em relação às amostras do afluente (37 UNT).

Almeida (2007) atribuiu o aumento da turbidez à liberação de matéria orgânica pelas raízes e tecidos das plantas, o que pode causar diminuição no processo de nitrificação, pois as bactérias nitrificantes são sensíveis à presença de alguns compostos orgânicos e inorgânicos.

Na Figura 28 é apresentada a variação dos valores da AT nas amostras do afluente e efluentes obtidos na avaliação das Fases I (24 h; n = 32) e II (48 h; n = 32).

Figura 28 - Variação dos valores de AT nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II



Nota: Letras diferentes indicam diferenças significativas entre WC em uma fase (p -valor < 0,05); (a) - corresponde ao meio suporte – GA e GAM; (a') - corresponde ao tempo de ciclo de operação 24 h e 48 h.

Fonte: Autoria própria (2022)

A Alcalinidade Total nas amostras do afluente variou de 61 a 70 $\text{mgCaCO}_3 \text{L}^{-1}$ para Fase I e 61 a 71 $\text{mgCaCO}_3 \text{L}^{-1}$ para Fase II (Tabela 12). Foi verificada diferença significativa (p -valor = 0,0001) entre os valores da AT nas amostras do afluente e efluente nas Fases I e II e entre os valores nas amostras dos efluentes na Fase I.

Nas amostras do efluente, a AT variou de 85 a 118 $\text{mgCaCO}_3 \text{L}^{-1}$ no WC-GA e de 75 a 93 $\text{mgCaCO}_3 \text{L}^{-1}$ no WC-GAM na Fase I e de 89 a 117 $\text{mgCaCO}_3 \text{L}^{-1}$ no WC-GA e 94 a

127 mgCaCO₃ L⁻¹ no WC-GAM na Fase II, indicando aumento da AT nas amostras dos efluentes dos sistemas em ambas as fases.

Não houve diferença significativa ($p = 0,7947$) no sistema WC-GA com relação à variação dos tempos de ciclo. Entretanto, o WC-GAM apresentou diferença significativa ($p = 0,0008$) entre os tempos de ciclo de 24 h e 48 h, indicando a influência deste parâmetro de operação na AT.

Lima et al. (2018) observaram aumento significativo da alcalinidade total nas amostras do efluente em relação às amostras do afluente (223 mgCaCO₃ L⁻¹) em sistemas de WCVD vegetados com *Eichhonia crassipes*. Nos WCVD, os valores da AT variaram de 197 a 386 mgCaCO₃ L⁻¹ em argila expandida, 191 a 314 mgCaCO₃ L⁻¹ no tijolo cerâmico e 281 a 432 mgCaCO₃ L⁻¹ em brita. Os autores atribuíram o aumento da alcalinidade à possível predominância de organismos heterotróficos produtores de alcalinidade.

Em WCVD vegetados com *Phragmites Australis acutangula* e *Cyperus Papyrus*, Garcia-Ávila et al. (2019) observaram redução da AT nas amostras do afluente de 175,87 mg L⁻¹ para 68,8 mgCaCO₃ L⁻¹ preenchidos com brita e 62,6 mgCaCO₃ L⁻¹ preenchidos com areia, respectivamente.

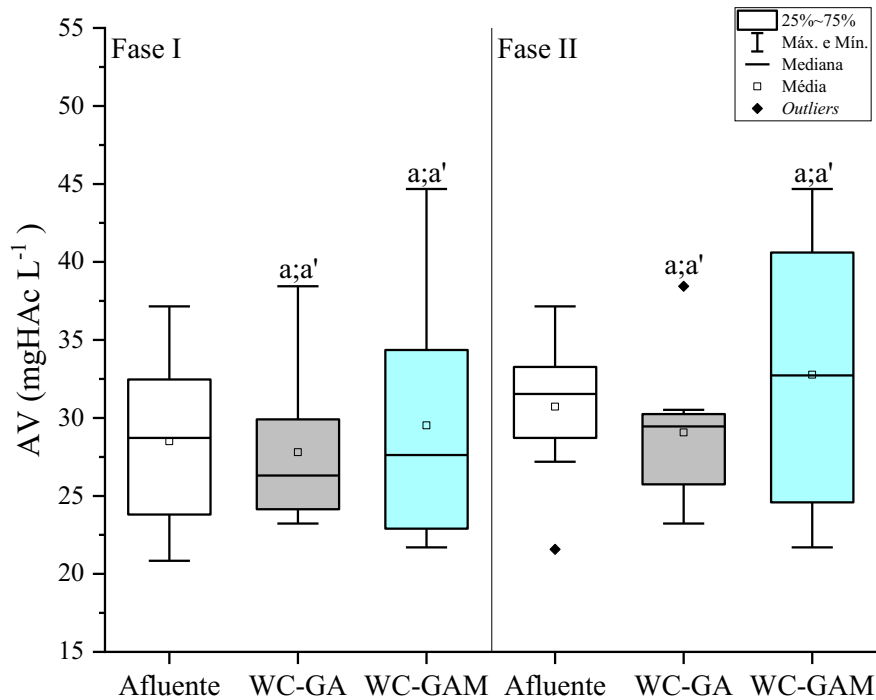
De acordo com Younger et al. (2002), pode-se considerar a predominância dos microrganismos heterotróficos, que não utilizam oxigênio dissolvido, produtores de alcalinidade em sistemas de *wetlands* construídos saturados nos quais há produção de alcalinidade. Esta produção ainda pode indicar baixas condições nitrificantes, visto que para a nitrificação de 1 g de amônia são necessários 7,1 g de alcalinidade em termos de carbonato de cálcio (CaCO₃) (KADLEC; WALLACE, 2009).

Segundo Metcalf e Eddy (2016), Hidróxidos [OH⁻], carbonatos [CO₃²⁻] e bicarbonatos [HCO₃⁻] de elementos como cálcio, magnésio, sódio, potássio e amônia, podem ser encontrados na composição do material utilizado como substrato e provavelmente estão relacionados com o aumento da alcalinidade do efluente.

Varma et al. (2021) reportaram a adição de fonte externa de alcalinidade como forma de estabilizar o pH da água entre 7,5 e 8,0 para que ocorra o processo de nitrificação. Assim, a produção de alcalinidade pode indicar inibição ou deficiência do processo de nitrificação, que será melhor discutida na série nitrogenada.

Na Figura 29 é apresentada a variação dos AV nas amostras do afluente e dos efluentes obtidos na avaliação das Fases I (24 h; n = 32) e II (48 h; n = 32).

Figura 29 - Variação dos valores de AV nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II



Nota: Letras diferentes indicam diferenças significativas entre WC em uma fase (p -valor $< 0,05$); (a) - corresponde ao meio suporte - GA e GAM; (a') - corresponde ao tempo de ciclo de operação 24 h e 48 h.

Fonte: Autoria própria (2022)

A concentração de ácidos voláteis nas amostras do afluente variou de 21 a 37 mgHAc L⁻¹ na Fase I e de 22 a 37 mgHAc L⁻¹ na Fase II (Tabela 12). Não houve diferença significativa entre os valores dos AV nas amostras do afluente e efluente nas Fases I (p -valor = 0,8643) e II (p -valor = 0,5351).

Nas amostras do efluente, a AV variou de 23 a 38 mgHAc L⁻¹ na Fase I e de 22 a 45 mgHAc L⁻¹ na Fase II para ambos os sistemas, não apresentando diferença significativa (p -valor = 0,6194) para WC-GA e (p -valor = 0,5301) para WC-GAM entre os sistemas, quando se compara o tempo de ciclo operado, indicando que o tempo de ciclo não influenciou na concentração dos AV.

Na Tabela 13 são apresentados os valores da média aritmética, Desvio Padrão (DV), Coeficiente de Variação (CV), Mínimo (Mín.), Máximo (Máx.) e Eficiência de remoção (E%) referentes às Taxas de Carregamento Orgânico (TCO) em termos de DQO, NTK, N-Amon, NT e PT nas amostras do afluente e efluente dos sistemas WC-GA e WC-GAM operados em ciclos de 24 h (Fase I) e 48 h (Fase II).

Tabela 13 - Resultados da média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos e máximos e eficiências de remoção das taxas de carregamento orgânico em termos de DQO, NTK, N-Amon, NT e PT nas Fase I e II (n = 32)

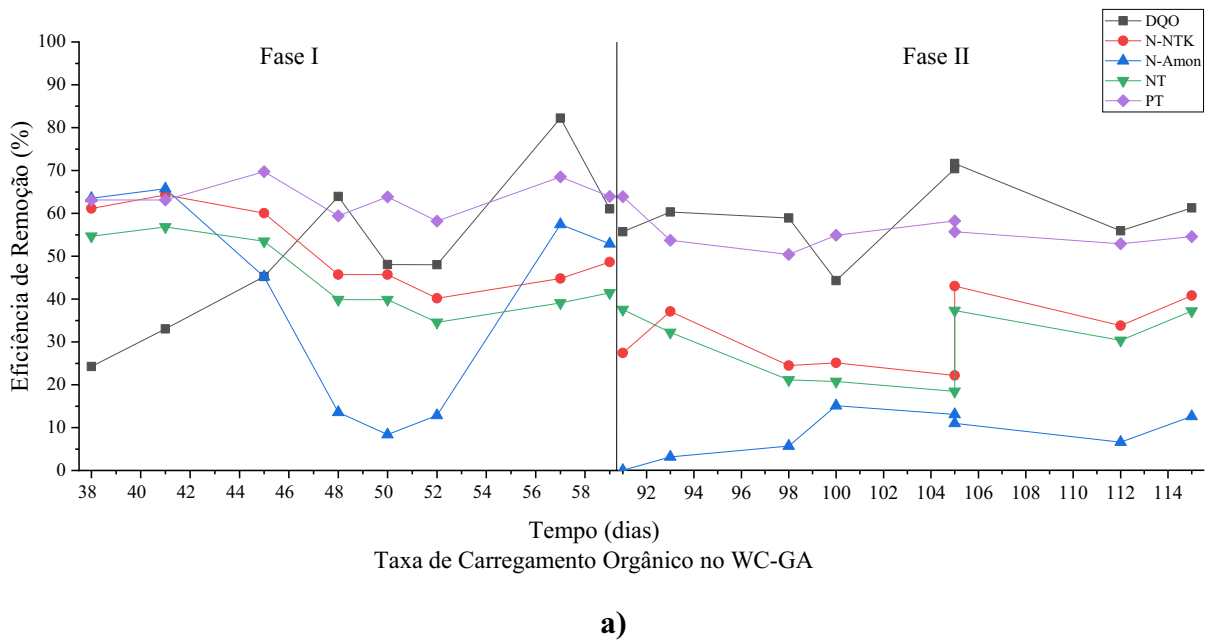
	24 h							48 h					
	TCO em termos de	DQO	NTK	N-Amon	NT	PT		TCO em termos de	DQO	NTK	N-Amon	NT	PT
Amostra	n	32	32	32	32	32	Amostra	n	32	32	32	32	32
	Média	6,75	1,34	0,64	1,54	0,54		Média	2,93	0,59	0,32	0,70	0,24
	Mín.	5,88	1,25	0,55	1,45	0,49		Mín.	2,56	0,51	0,29	0,61	0,22
Afluente	Máx.	9,03	1,44	0,72	1,63	0,64	Afluente	Máx.	3,41	0,71	0,36	0,82	0,25
	DP	0,96	0,06	0,05	0,05	0,05		DP	0,24	0,08	0,02	0,09	0,01
	CV	0,14	0,04	0,08	0,03	0,09		CV	0,08	0,14	0,08	0,13	0,04
	Média	3,29	0,64	0,38	0,83	0,20		Média	1,17	0,40	0,30	0,49	0,11
	Mín.	1,04	0,49	0,23	0,67	0,15		Mín.	0,88	0,38	0,25	0,39	0,10
WC-GA	Máx.	4,84	0,75	0,56	0,95	0,23	WC-GA	Máx.	1,51	0,44	0,35	0,55	0,12
	DP	1,05	0,10	0,12	0,11	0,03		DP	0,20	0,03	0,03	0,05	0,00
	CV	0,32	0,16	0,32	0,14	0,13		CV	0,17	0,07	0,11	0,10	0,05
	E%	51	52	41	46	64		E%	60	33	7	30	54
	Média	2,36	0,79	0,52	0,97	0,21		Média	0,89	0,37	0,29	0,46	0,11
	Mín.	1,81	0,73	0,36	0,88	0,18		Mín.	0,69	0,30	0,27	0,31	0,10
WC-GAM	Máx.	3,68	0,86	0,63	1,05	0,25	WC-GAM	Máx.	0,99	0,43	0,31	0,53	0,15
	DP	0,58	0,05	0,09	0,05	0,02		DP	0,10	0,03	0,01	0,06	0,02
	CV	0,25	0,06	0,18	0,06	0,10		CV	0,11	0,09	0,04	0,14	0,14
	E%	65	41	19	37	62		E%	70	37	10	34	54

Legenda: n – número de amostras; DP – desvio padrão; CV – Coeficiente de variação (%); Mín. – valor mínimo; Máx. – valor máximo; E% - eficiência de remoção (%); TCO – taxa de carregamento orgânico ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$); DQO – demanda química de oxigênio ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$); NTK – nitrogênio total *Kjeldahl* ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$); N-Amon – nitrogênio amoniacal ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$); NT – nitrogênio total ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$); e PT – fósforo total ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$).

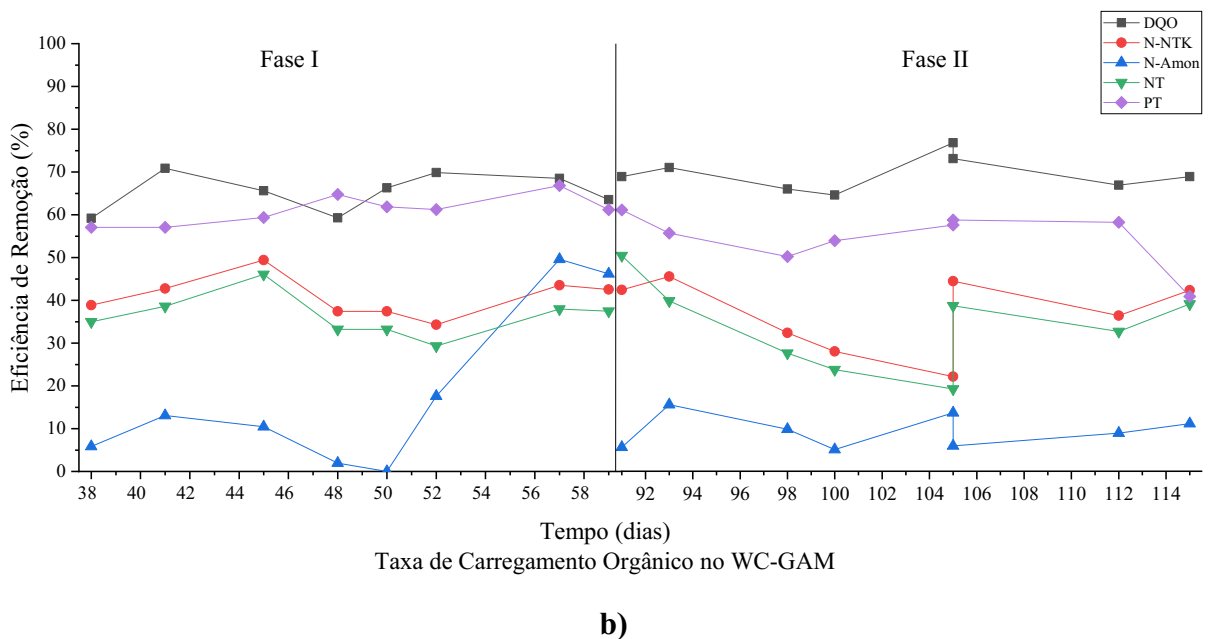
Fonte: Autoria própria (2022)

Na Figura 30 é apresentada a variação das TCO em termos de DQO, NTK, N-Amon, NT e PT nas amostras do afluente e efluentes dos sistemas nas Fases I (24 h; n = 32) e II (48 h; n = 32), e suas respectivas eficiências de remoção.

Figura 30 - Variação das taxas de carregamento orgânico em termos de DQO, NTK, N-Amon, NT e PT nas amostras do afluente e efluente dos WC e eficiência de remoção: a) Fase I e b) Fase II



a)



b)

Fonte: Autoria própria (2022)

As taxas de carregamento orgânico médias em termos de DQO foram de $6,75 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na Fase I e $2,93 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na Fase II nas amostras do afluente. Nas amostras dos efluentes, as

taxas de carregamento orgânico médias foram de $3,29 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $2,36 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ atingindo eficiências de remoção de 51% e 65% na Fase I e de $1,17 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $0,89 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ com eficiências de 60% e 70% na Fase II nos sistemas WC-GA e WC-GAM, respectivamente.

Para o NTK, as taxas de carregamento orgânico médias foram de $1,34 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na Fase I e $0,59 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na Fase II nas amostras do afluente. Nas amostras dos efluentes, as taxas de carregamento orgânico médias foram de $0,64 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $0,79 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, atingindo eficiências de 52% e 41% na Fase I e de $0,40 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $0,37 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, com eficiências de 33% e 37% na Fase II nos sistemas WC-GA e WC-GAM, respectivamente.

Com relação ao N-Amon, as taxas médias de carregamento orgânico foram de $0,64 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na Fase I e $0,32 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na Fase II nas amostras do afluente. Nas amostras do efluente as taxas médias de carregamento orgânico foram de $0,38 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $0,52 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ atingindo eficiências de 41% e 19% na Fase I e de $0,30 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $0,29 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ com eficiências de 7% e 10% na Fase II nos sistemas WC-GA e WC-GAM, respectivamente.

As taxas médias de carregamento orgânico em termos de NT foram de $1,54 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na Fase I e $0,70 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na Fase II nas amostras do afluente. Nas amostras dos efluentes, as taxas médias de carregamento orgânico foram de $0,83 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $0,97 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ atingindo eficiências de 46% e 37% na Fase I e de $0,49 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $0,46 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ com eficiências de 30% e 34% na Fase II nos sistemas WC-GA e WC-GAM, respectivamente.

Para o PT, as taxas médias de carregamento orgânico foram de $0,54 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na Fase I e $0,24 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na Fase II nas amostras do afluente. Nas amostras do efluente as taxas médias de carregamento orgânico foram de $0,20 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $0,21 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ atingindo eficiências de 64% e 62% na Fase I para WC-GA e WC-GAM, respectivamente. Na Fase II, a taxa de carregamento orgânico foi de $0,11 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e eficiências de 54% para ambos os sistemas.

Na Tabela 14 são apresentados os valores da média aritmética, Desvio Padrão (DV), Coeficiente de Variação (CV), Mínimo (Mín.), Máximo (Máx.) e Eficiência de remoção (E%) referentes aos parâmetros de Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK); Nitrogênio Amoniacal (N-Amon), Nitrito, Nitrato, Nitrogênio Total (NT) e Fósforo Total (PT) nas amostras do afluente e efluente dos sistemas WC-GA e WC-GAM operados em ciclos de 24 h (Fase I) e 48 h (Fase II).

Tabela 14 - Resultados da média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos e máximos das amostras do afluente e efluente e eficiências de remoção para os períodos de operação com 24 e 48 horas (n = 32)

	24 h										48 h								
	Parâmetros	DQO	NTK	N-Amon	Nitrito	Nitrato	NT	PT	Amostra		n	DQO	NTK	N-Amon	Nitrito	Nitrato	NT	PT	
24 h	Amostra	n	16	16	16	16	16	16	16	Amostra	n	16	16	16	16	16	16		
	Afluente	Média	155	31	15	0,037	4,3	35	12	Afluente	Média	149	30	16	0,068	5,5	35	12	
		Mín.	135	29	13	0,023	3,5	33	11		Mín.	117	24	14	0,055	5,1	28	12	
		Máx.	207	33	17	0,055	4,8	37	15		Máx.	162	36	18	0,081	6,6	41	13	
		DP	22	1	1	0,012	0,4	1	1		DP	13	4	1	0,010	0,5	5	1	
		CV	0,14	0,04	0,08	0,33	0,09	0,03	0,09		CV	0,09	0,14	0,08	0,14	0,10	0,13	0,04	
	WC-GA	Média	75	15	9	0,053	4,3	19	4	WC-GA	Média	59	20	15	0,091	5,2	25	6	
		Mín.	24	11	5	0,026	3,6	15	3		Mín.	46	18	13	0,075	4,9	18	5	
		Máx.	111	17	13	0,075	4,8	22	5		Máx.	79	23	16	0,119	5,4	29	6	
		DP	24	2	3	0,019	0,4	3	1		DP	10	1	1	0,014	0,2	3	0	
		CV	0,32	0,16	0,32	0,35	0,09	0,14	0,13		CV	0,18	0,07	0,07	0,16	0,03	0,12	0,05	
		E%	51	52	41	-45	1	46	64		E%	60	33	7	-34	6	30	54	
	WC-GAM	Média	54	18	12	0,037	4,1	22	5	WC-GAM	Média	45	19	14	0,078	5,1	23	6	
		Mín.	41	17	8	0,017	3,4	20	4		Mín.	36	14	13	0,070	4,8	14	5	
		Máx.	84	20	14	0,055	4,8	24	6		Máx.	52	22	16	0,086	5,3	28	8	
DP		13	1	2	0,014	0,5	1	0	DP		6	2	1	0,006	0,1	4	1		
CV		0,25	0,06	0,18	0,38	0,11	0,06	0,10	CV		0,13	0,12	0,05	0,08	0,03	0,16	0,15		
E%		65	41	19	0	5	37	62	E%		70	37	10	-15	8	34	54		

Legenda: n – número de amostras; DP – desvio padrão; CV – Coeficiente de variação (%); Mín. – valor mínimo; Máx. – valor máximo; E% - eficiência de remoção (%); DQO – demanda química de oxigênio (mg L⁻¹); NTK – nitrogênio total Kjeldahl (mg L⁻¹); N-Amon – nitrogênio amoniacal (mg L⁻¹); Nitrito (mg L⁻¹); Nitrato (mg L⁻¹); NT – nitrogênio total (mg L⁻¹); PT – fósforo total (mg L⁻¹).

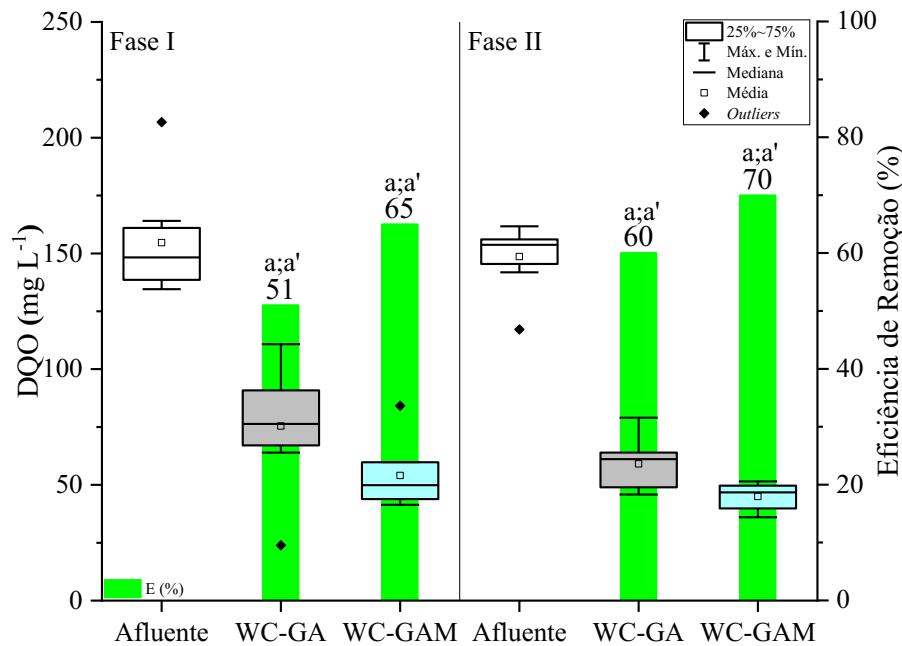
Fonte: Autoria própria (2022)

5.2.2.1. Demanda Química de Oxigênio

As concentrações médias de matéria carbonácea em termos de DQO foram de 155 mg L⁻¹ na Fase I (24 h) e 149 mg L⁻¹ na Fase II (48 h) nas amostras do afluente (Tabela 14). Nas amostras dos efluentes, as concentrações médias foram de 75 mg L⁻¹ e 54 mg L⁻¹ na Fase I e de 59 mg L⁻¹ e 45 mg L⁻¹ na Fase II no WC-GA e WC-GAM, respectivamente. As diferenças significativas (p -valor = 0,0001, n = 32) foram observadas entre as amostras do afluente e efluentes para ambas as fases para DQO.

Na Figura 31 é apresentada a variação da DQO e suas respectivas eficiências médias de remoção para WC-GA de 51% e 60% e WC-GAM de 65% e 70% nas Fases I e II, respectivamente.

Figura 31 -Variação dos valores da concentração de matéria carbonácea em termos de DQO nas amostras do afluente e efluentes dos WC nas Fases I e II



Nota: Letras diferentes indicam diferenças significativas entre WC em uma fase (p -valor < 0,05); (a) - corresponde ao meio suporte – GA e GAM; (a') - corresponde ao tempo de ciclo de operação 24 h e 48 h.

Fonte: Autoria própria (2022)

Não foi verificada diferença significativa (p -valor > 0,05) para ambas as fases entre as amostras do efluente ao comparar o tipo de material usado nos sistemas. Portanto, é possível afirmar que a remoção de DQO não foi influenciada significativamente pelo substrato em

qualquer uma das fases. No entanto, foram observados valores ligeiramente superiores no WC preenchidos com fragmentos modificados de gesso acartonado em ambas as fases.

Ao comparar o desempenho dos sistemas, foi possível verificar que a alteração no tempo de ciclo não interferiu significativamente no WC-GA (p-valor = 0,1331) e no WC-GAM (p-valor = 0,1315) na remoção da DQO. Apesar disso, o melhor tempo de ciclo para remoção deste parâmetro foi de 48 h pelas menores concentrações remanescentes.

Resultados semelhantes de eficiências de remoção de DQO foram relatados por Lima et al. (2018) que alcançaram 55 e 73% de eficiência de remoção de DQO (25 plantas m⁻²) preenchidos com argila expandida (33% de porosidade) e resíduos de cerâmica vermelha (40% de porosidade) em WCFV em batelada e vegetados com *Eichhornia crassipes*, tratando efluente sintético com DQO inicial de 192 mg L⁻¹ e operado com tempo de ciclo de 48 h.

Mateus e Pinho (2020) obtiveram eficiência de remoção de DQO de 70% em um WCFV vegetado com *Phragmites australis* em calcário e fragmentos de tijolo, tratando efluente sintético com DQO de 258 mg L⁻¹ e operado com ciclo de 36 h.

Marcelino et al. (2020) verificaram eficiências médias de remoção de 67%, 75% e 58%, respectivamente, em WCFV vegetados com *Pistia stratiotes L.* (25 plantas m⁻²), em agregados de argila expandida (16,67% de porosidade), argila expandida e porcelanato (18,33% de porosidade) e cerâmica vermelha (20% de porosidade) tratando efluente sintético com DQO média de 98 mg L⁻¹ e operados com tempo de ciclo de 12 h.

Garcia-Ávila et al. (2019) obtiveram eficiências de remoção de 64% e 69% em WCVD vegetados com *Phragmites Australis acutangula* e *Cyperus Papyrus*, respectivamente, em brita e areia, tratando efluente com DQO de 7,42 mg L⁻¹ e operados durante três meses com taxa de carga hidráulica de 0,2 m dia⁻¹ e fluxo de 0,6 m³ dia⁻¹.

Chand, Kumar e Suthar (2021) alcançaram eficiência de remoção de 91% de DQO tratando água residuária doméstica sintética em WCVD vegetado com *Colocasia esculenta* em cascalho e biocarvão de esterco de gado, operado com tempo de ciclo de 72 h.

Rangel-Peraza et al. (2017) verificaram eficiências de remoção de DQO de 84,67% e 91,43% no tratamento de águas residuárias em um sistema de fluxo superficial de água livre (20 L) com *Eichhornia crassipes* e cascalho nos tempos de detenção hidráulica de 48 h e 96 h, respectivamente.

Os fragmentos de placas de gesso acartonado mostraram potencial similar ou melhor na remoção de DQO ao comparar com os resultados de estudos com materiais convencionais como substrato em sistemas de fluxo vertical, tratando diferentes águas residuárias.

Nema et al. (2019) obtiveram eficiências de remoção de DQO de 40% e 62% em WCFV (30 L) vegetados com *Typha latifolia* e *Phragmites australis* em cascalho e operados com tempo de ciclo de 24 h no tratamento de águas cinzas com DQO de 215,87 mg L⁻¹, respectivamente.

Pelissari et al. (2017) observaram remoção de 89% da DQO afluyente de 174 mg L⁻¹ em um WCFV (3144 m² de área superficial com capacidade de atendimento de até 2.200 pessoas) vegetado com *Cyperus papyrus* em brita e areia tratando esgoto sanitário.

Zhou et al. (2018) notaram eficiência média de remoção de 63% da DQO de 207,01 mg L⁻¹ em *wetlands* (60 L) vegetados com *Oenanthe javanica* em brita saturada com carvão ativado e areia no tratamento de diferentes efluentes sintéticos.

Du et al. (2020) em unidades de WCV (1,0 x 1,0 x 3,0 m) constataram eficiências de remoção de 41,2 a 83,2%, 66,0 a 81,4%, 70,7 a 87,6% vegetados com *Nerium indicum* Mill, *Hibiscus mutabilis* Linn, *Acorus calamus* L. e *Typha orientalis* Presl em calcário de 0,5 a 1,0 cm e paralelepípedo de 0,5 a 1,0 cm no tratamento de efluente doméstico (0,24 m³ d⁻¹) com DQO afluyente variando de 142 a 225 mg L⁻¹, e operados com TDH de 2 dias.

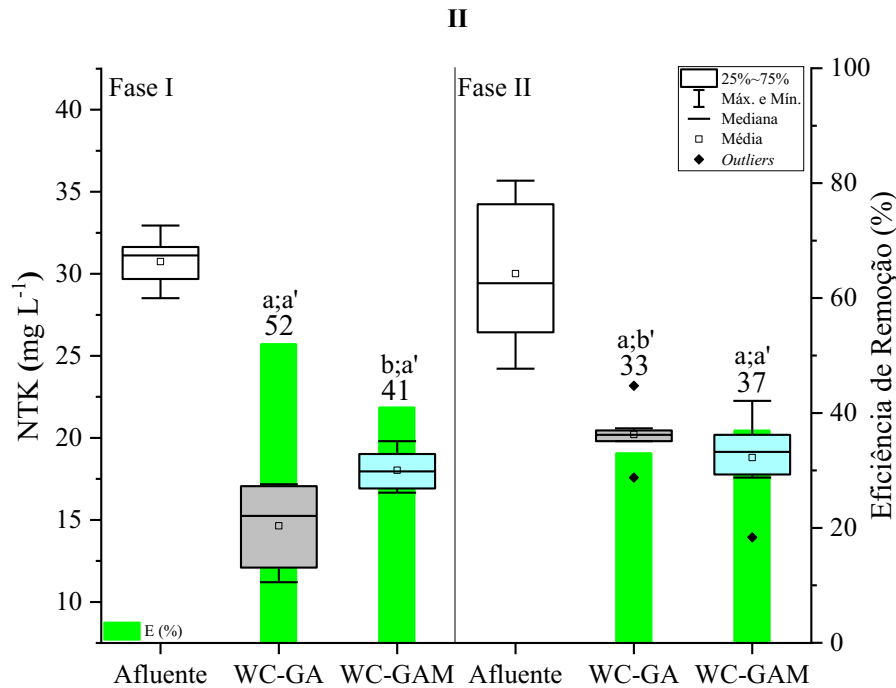
Neste estudo, o período de operação dos WC correspondeu a primavera (Fase I) e ao verão (Fase II), sendo que a maior remoção de DQO ocorreu na Fase II. Resultados semelhantes também foram relatados por Zhou et al. (2017) que indicam a influência da temperatura na remoção da DQO e na atividade microbiana.

5.2.2.2. Série Nitrogenada

As concentrações médias do NTK foram de 31 mg L⁻¹ na Fase I e 30 mg L⁻¹ na Fase II nas amostras do afluyente (Tabela 14). Nas amostras dos efluentes, as concentrações médias foram de 14 mg L⁻¹ e 18 mg L⁻¹ na Fase I e de 20 mg L⁻¹ e 19 mg L⁻¹ na Fase II no WC-GA e WC-GAM, respectivamente. As amostras do afluyente e efluentes apresentaram diferença significativa (p-valor < 0,05, n = 32) nas Fases I e II.

Na Figura 32 é apresentada a variação da concentração do NTK e suas respectivas eficiências médias de remoção no WC-GA de 52% e 33% e no WC-GAM de 41% e 37% nas Fases I e II, respectivamente.

Figura 32 - Variação das concentração do NTK nas amostras do afluente e efluentes dos WC nas Fases I e



Nota: Letras diferentes indicam diferenças significativas entre WC em uma fase (p -valor $< 0,05$); (a) - corresponde ao meio suporte – GA e GAM; (a') - corresponde ao tempo de ciclo de operação 24 h e 48 h.

Fonte: Autoria própria (2022)

Na Fase I, a remoção do NTK no WC-GA diferiu significativamente (p -valor = 0,0001) daquela verificada no CW-MP, indicando a influência do material na remoção deste parâmetro. A utilização de fragmentos de gesso acartonado foi mais eficiente do que a gesso acartonado modificado na remoção do NTK no tempo de ciclo de 24 h. Contudo, não foi verificada qualquer diferença significativa entre WC-GA e WC-GAM na Fase II.

Ao avaliar a influência do tempo de ciclo, foram obtidas diferenças significativas para o WC-GA (p -valor = 0,00011), sendo que a maior eficiência de remoção foi verificada na Fase I. Não foi observada diferença significativa (p -valor = 0,5858) para o WC-GAM ao comparar as diferentes fases.

A remoção do NTK pôde ser verificada comparando os resultados obtidos com os fragmentos de placas de gesso acartonado com materiais convencionais, uma vez que resultados semelhantes foram obtidos em WCFV operados em batelada. Lima et al. (2018) obtiveram 45% de eficiência de remoção do NTK em WCFV vegetado com *Eichornia crassipes* (volume total de 0,06 m³) e preenchido com cerâmica vermelha em comparação a outros sistemas preenchidos com argila expandida e brita no tratamento de efluente sintético com concentração inicial de NTK de 69 mg L⁻¹ e operados com tempo de ciclo de 48 h.

Marcelino et al. (2019) alcançaram 70%, 69% e 60% de eficiência de remoção do NTK em sistemas vegetados com *Pistia stratiotes* em cerâmica vermelha, argila expandida, e mistura de argila expandida com porcelanato, e operados com tempo de ciclo de 12 h no tratamento de efluente sintético com concentração inicial de NTK de 29 mg L⁻¹.

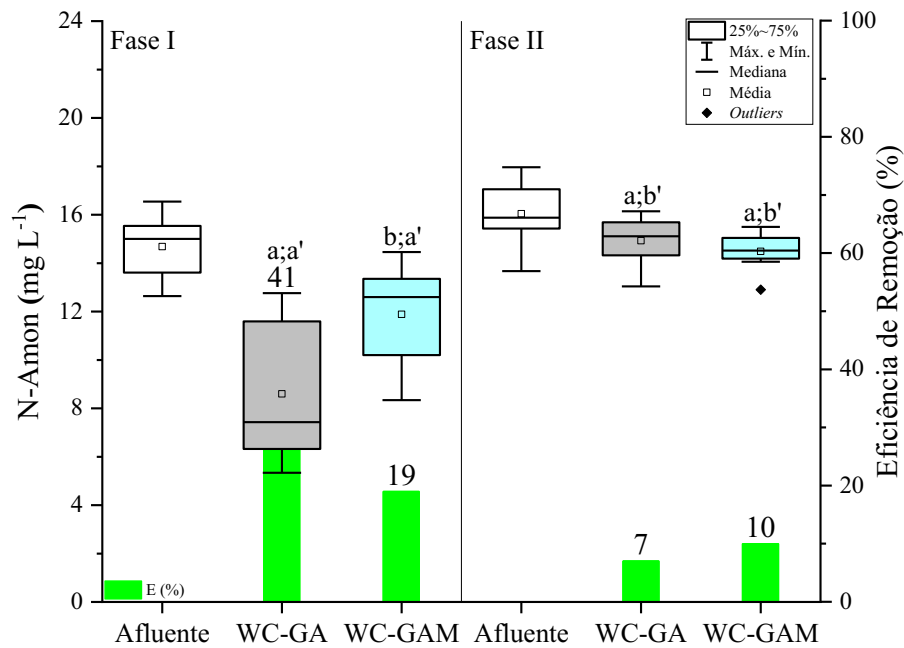
Da mesma forma que foi verificado para a remoção da DQO, os fragmentos de placas de gesso acartonado mostraram potencial similar ou melhor na remoção do NTK ao serem comparados com materiais convencionais como substrato em WCFV tratando diferentes águas residuárias,

Nema et al. (2019) obtiveram eficiências de remoção do NTK de 26% e 28% em WCFV (30 L) vegetados com *Typha latifolia* e *Phragmites australis* em cascalho e operados com tempo de ciclo de 24 h no tratamento de águas cinzas com concentração inicial de 6,45 mg L⁻¹, respectivamente. Ikhlqa et al. (2020) verificaram eficiência de remoção do NTK de 25,22% em um WCV (77,53 L) preenchido com solo de jardim e cascalho vegetado com *Typha angustifolia* no tratamento de chorume com 9 dias de detenção hidráulica.

Para N-Amon, as concentrações médias foram 15 mg L⁻¹ na Fase I e 16 mg L⁻¹ na Fase II nas amostras do afluente (Tabela 14). Nas amostras dos efluentes, as concentrações médias do N-Amon foram 9 mg L⁻¹ e 12 mg L⁻¹ na Fase I e 15 mg L⁻¹ e 14 mg L⁻¹ na Fase II no WC-GA e WC-GAM, respectivamente. Na análise estatística, foi observada diferença significativa (p-valor < 0,05, n = 32) entre os resultados das amostras dos efluentes nas Fase I e II.

Na Figura 33 é apresentada a variação da concentração do N-Amon e suas respectivas eficiências médias de remoção obtidas no WC-GA de 41% e 7% e no WC-GAM de 19% e 10% nas Fases I e II, respectivamente.

Figura 33 - Variação da concentração do N-Amon nas amostras do afluente e efluentes dos WC nas Fases I e II



Nota: Letras diferentes indicam diferenças significativas entre WC em uma fase (p -valor < 0,05); (a) - corresponde ao meio suporte – GA e GAM; (a') - corresponde ao tempo de ciclo de operação 24 h e 48 h.

Fonte: Autoria própria (2022)

Na Fase I, o substrato do sistema WC-GA diferiu significativamente (p -valor = 0,0003) de CW-MP na Fase I, indicando que a utilização de fragmentos de gesso acartonado foi mais eficiente na remoção do N-Amon do que a do gesso acartonado modificado. Contudo, não foi verificada qualquer diferença significativa entre WC-GA e WC-GAM (p -valor = 0,0256) na Fase II. Ao comparar o tempo de ciclo, foram obtidas diferenças significativas entre o WC-GA (p -valor = 0,0004) e WC-GAM (p -valor = 0,0179), com maior eficiência de remoção na Fase I para ambos os sistemas.

Eficiências de remoção semelhantes do N-Amon foram alcançadas por Minakshi et al. (2022) de 49,4% e 43,1% em WCVF plantados com *Canna indica* em cascalho (10 mm) e areia, respectivamente, no tratamento de efluente de laticínio com concentração afluente de 48,0 mg L⁻¹ quando operados com TDH de 24 h.

Contudo, os resultados deste estudo não estão de acordo com estudos anteriores reportados na literatura que investigaram o aumento do tempo do ciclo de operação para 48 h, tais como o de Minakshi et al. (2022) que verificaram eficiências de remoção de 56,5%, 49,4% e 43,8% em WCFV operados em HRT de 48 h.

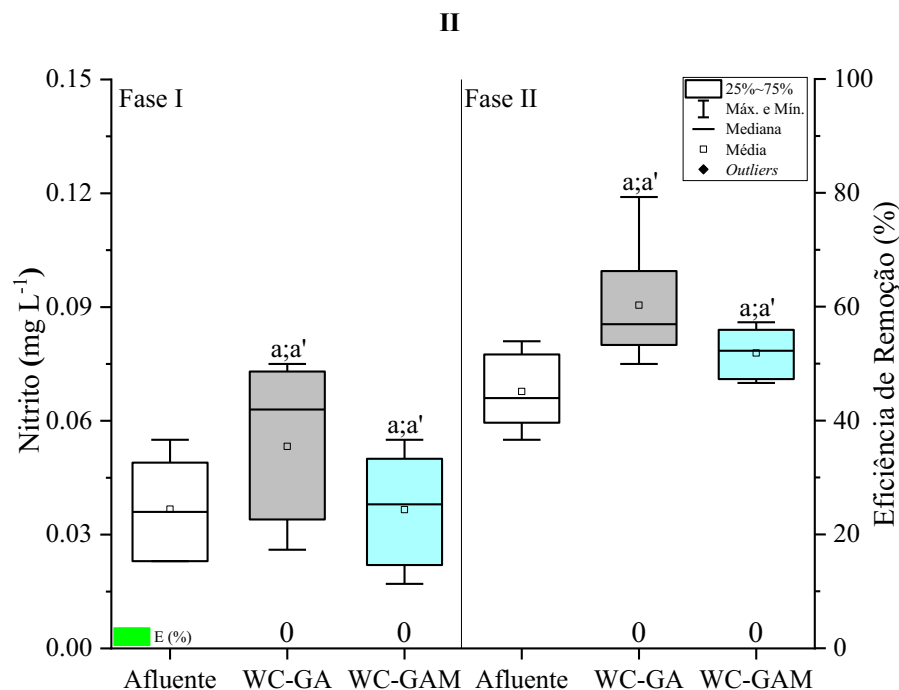
Garcia-Ávila et al. (2019) obtiveram eficiências de remoção superiores ao deste estudo e iguais a de 70% e 71% em WCVD vegetados com *Phragmites Australis acutangula* e *Cyperus Papyrus* em brita e areia, respectivamente, no tratamento de efluente qual? com concentração inicial de 29,52 mg L⁻¹ do N-Amon.

A remoção do N-amon diminuiu aproximadamente 34% no WC-GA entre as Fases I e II, provavelmente devido à redução da transferência de oxigênio para o substrato (material) em função da expansão dos fragmentos durante a operação (absorção do efluente sintético pelo material). Durante a operação foi observada diminuição do volume útil de 8 L para 7 L.

As concentrações médias de nitrito foram de 0,037 mg L⁻¹ na Fase I e 0,068 mg L⁻¹ na Fase II nas amostras do afluente (Tabela 14). Nas amostras dos efluentes, as concentrações médias de nitrito foram de 0,053 mg L⁻¹ e 0,037 mg L⁻¹ na Fase I e de 0,091 mg L⁻¹ e 0,078 mg L⁻¹ na Fase II no WC-GA e WC-GAM, respectivamente.

Na Figura 34 é apresentada a variação da concentração do nitrito no WC-GA e WC-GAM nas Fases I e II.

Figura 34 - Variação da concentração do nitrito nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II



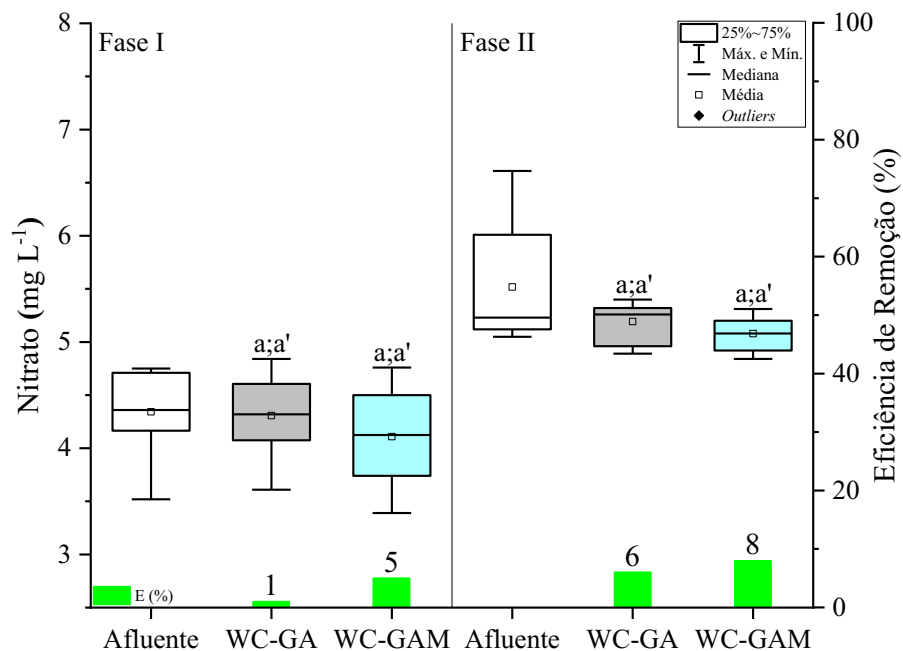
Nota: Letras diferentes indicam diferenças significativas entre WC em uma fase (p-valor < 0,05); (a) - corresponde ao meio suporte – GA e GAM; (a') - corresponde ao tempo de ciclo de operação 24 h e 48 h.

Fonte: Autoria própria (2022)

As concentrações médias de nitrato foram de 4,3 mg L⁻¹ na Fase I e 5,5 mg L⁻¹ na Fase II nas amostras do afluente (Tabela 14). Nas amostras dos efluentes, as concentrações médias de nitrato foram de 4,3 mg L⁻¹ e 4,1 mg L⁻¹ na Fase I e de 5,2 mg L⁻¹ e 5,1 mg L⁻¹ na Fase II no WC-GA e WC-GAM, respectivamente, indicando que não houve remoção deste poluente nos sistemas nestas condições operacionais

Na Figura 35 é apresentada a variação da concentração do nitrato e suas respectivas eficiências médias de remoção obtidas no WC-GA de 1% e 6% e no WC-GAM de 5% e 8% nas Fases I e II, respectivamente.

Figura 35 - Variação da concentração do nitrato nas amostras do afluente e efluentes dos WC nas Fases I e II



Nota: Letras diferentes indicam diferenças significativas entre WC em uma fase (p-valor < 0,05); (a) - corresponde ao meio suporte – GA e GAM; (a') - corresponde ao tempo de ciclo de operação 24 h e 48 h.

Fonte: Autoria própria (2022)

Ao analisar estatisticamente os valores do nitrito e nitrato, considerando o substrato e o tempo de ciclo, foram observadas diferenças significativas (p-valor > 0,05, n = 32) entre as amostras do afluente e efluentes e nem entre as amostras dos efluentes nas Fases I e II nos sistemas avaliados. Portanto é possível afirmar que nem o substrato e nem o tempo de ciclo interferiram significativamente na remoção destes parâmetros.

Isso pode estar relacionado às concentrações de nitrito (LOQ < 0,015 mg L⁻¹) e nitrato (LOQ < 5 mg L⁻¹) que resultaram inferiores aos limites de detecção dos métodos utilizados de

quantificação. Assim, o N-Amon não foi completamente oxidada, justificando as menores eficiências de remoção na Fase II. Do mesmo modo, Lima et al. (2018) notaram eficiências de remoção de 13% em WCFV plantados com *E. crassipes* em cerâmica vermelha tratando efluente sintético com concentração afluyente de N-Amon de 40 mg L⁻¹, e operado com tempo de ciclo de 48 h.

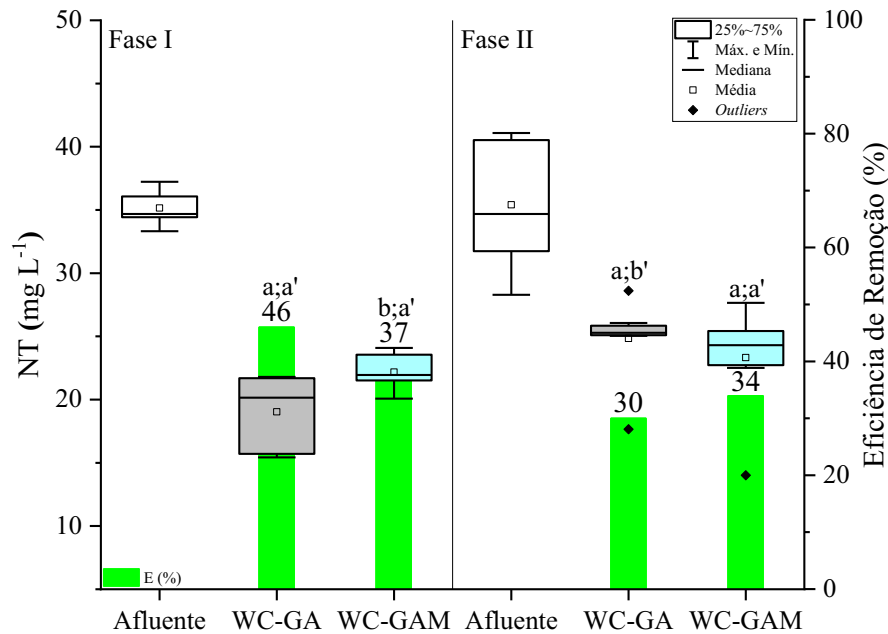
Saeed & Sun (2012) e Du et al. (2015) atribuíram a produção de amônia em WCFV preenchidos com cascalho (-17,9%) e agregados leves de argila expandida (-32%) às baixas concentrações de oxigênio dissolvido (< 1,50 mg L⁻¹) que podem limitar a oxidação da amônia e a nitrificação completa. No presente estudo, as concentrações de OD permaneceram inferiores a 1,60 mg L⁻¹ durante a operação dos sistemas, ou seja, inferiores à concentração necessária para nitrificação, sugerindo a predominância de condições anóxicas.

As concentrações médias do NT foram de 35 mg L⁻¹ para ambas as fases nas amostras do afluyente (Tabela 14), sendo o efluente sintético classificado como “fraco” com concentrações variando de 23 a 35 mg L⁻¹ conforme Metcalf & Eddy (2016).

Nas amostras dos efluentes, as concentrações médias do NT foram de 19 mg L⁻¹ e 22 mg L⁻¹ na Fase I e de 25 mg L⁻¹ e 23 mg L⁻¹ na Fase II no WC-GA e WC-GAM, respectivamente. Na análise estatística foi verificada diferença significativa (p-valor < 0,05, n = 32) entre os resultados das amostras dos efluentes nas Fases I e II.

Na Figura 36 é apresentada a variação da concentração do NT e suas respectivas eficiências médias de remoção obtidas no WC-GA e WC-GAM de 46% e 37% na Fase I e de 30% e 34% na Fase II.

Figura 36 - Variação da concentração do NT nas amostras do afluente e efluente dos WC nas Fases I e II



Nota: Letras diferentes indicam diferenças significativas entre WC em uma fase (p -valor $< 0,05$); (a) - corresponde ao meio suporte – GA e GAM; (a') - corresponde ao tempo de ciclo de operação 24 h e 48 h.

Fonte: Autoria própria (2022)

Foram observadas diferenças significativas (p -valor = 0,0003) entre WC-GA e WC-GAM na Fase I, indicando que a utilização dos fragmentos de placas de gesso acartonado foi mais eficiente do que a utilização de fragmentos de placas de gesso acartonado modificado na remoção do NT. Na Fase II, não houve influência do material na remoção deste parâmetro, provavelmente devido ao período de operação. O comportamento semelhante dos sistemas durante esta fase provavelmente tenha sido do desprendimento do papel cartão do gesso acartonado resultante do contato contínuo com o efluente.

Ao comparar o tempo de ciclo, foram observadas diferenças significativas para WC-GA (p -valor = 0,0002) entre as Fases I e II, resultando em maiores eficiências de remoção durante 24 h (Fase I). Contudo, não foram observadas diferenças significativas para WC-GAM (p -valor $> 0,05$) entre as Fases I e II.

Resultados similares foram alcançados comparando os resultados obtidos com os fragmentos de placas de gesso acartonado com materiais convencionais, como por Pelissari et al. (2017) que observaram remoção de 58% do NT em um WCV vegetado com *Cyperus papyrus* em brita e areia tratando esgoto sanitário com concentração inicial de 50 mg L⁻¹; Santos et al. (2018) que verificaram remoção média de 45% do NT em um WCV (57 L) vegetado com *Typha domingensis* em areia tratando esgoto sanitário com concentração inicial de 80,4 mg L⁻¹. Os

autores atribuíram a remoção do NT aos processos de nitrificação e desnitrificação simultâneos.

Du et al. (2020) constataram eficiências de remoção média de 32 a 38%, 34 a 48%, 39 a 58,40% em WCV (3.000 L) vegetados com *Nerium indicum Mill*, *Hibiscus mutabilis Linn*, *Acorus calamus L.* e *Typha orientalis Presl* em calcário de 0,5 a 1,0 cm e paralelepípedo de 0,5 a 1,0 cm no tratamento de esgoto sanitário com concentração afluyente variando de 16,3 mg L⁻¹ a 55,4 mg L⁻¹ no tempo de detenção hidráulica de 2 dias.

Os *wetlands* construídos preenchidos com fragmentos de placas de gesso acartonado apresentaram capacidade de remoção de NT ao serem comparados aos sistemas com materiais convencionais tratando diferentes tipos de águas residuárias e operados com outras configurações e condições. Zhou et al. (2018) obtiveram eficiência média de remoção de 27% do NT para efluente com concentração inicial de 86,15 mg L⁻¹ em *wetlands* (60 L) vegetados com *Oenanthe javanica* e preenchidos com brita saturada com carvão ativado e areia no tratamento de diferentes efluentes sintéticos.

Mateus e Pinho (2020) obtiveram eficiência de remoção de 78% em um WCVD, preenchido com calcário e fragmentos de tijolo e vegetado com *Phragmites australis*, tratando efluente sintético com NT de 18,1 mg L⁻¹.

Roth et al. (2020) alcançaram 62% de eficiência de remoção do NT em um WCTF, subsuperficial vertical, plantado com *Philoxeroides Althernanthera* em cerâmica de argila tratando água de córrego antropizado durante 48 h com concentração inicial de 40 mg L⁻¹.

Li et al. (2017) observaram eficiência de remoção de 91,5% do NT em efluente com concentração de 9,63 mg L⁻¹ em um WCV (80 L) vegetado com *P. australis* e 89,9% em um WC de lâmina livre com *A. calamus*.

A assimilação no biofilme, adsorção, e absorção pela planta provavelmente foram os mecanismos de remoção de nitrogênio nos sistemas estudados, como previamente verificado por Saeed & Sun (2012). No entanto, em estudos anteriores Mello et al. (2019) e Lima et al. (2018) observaram que a presença da *E. crassipes* não influenciou a remoção do nitrogênio no tratamento de esgotos e efluente sintético de baixa concentração (34 a 69 mg L⁻¹) em WCFV.

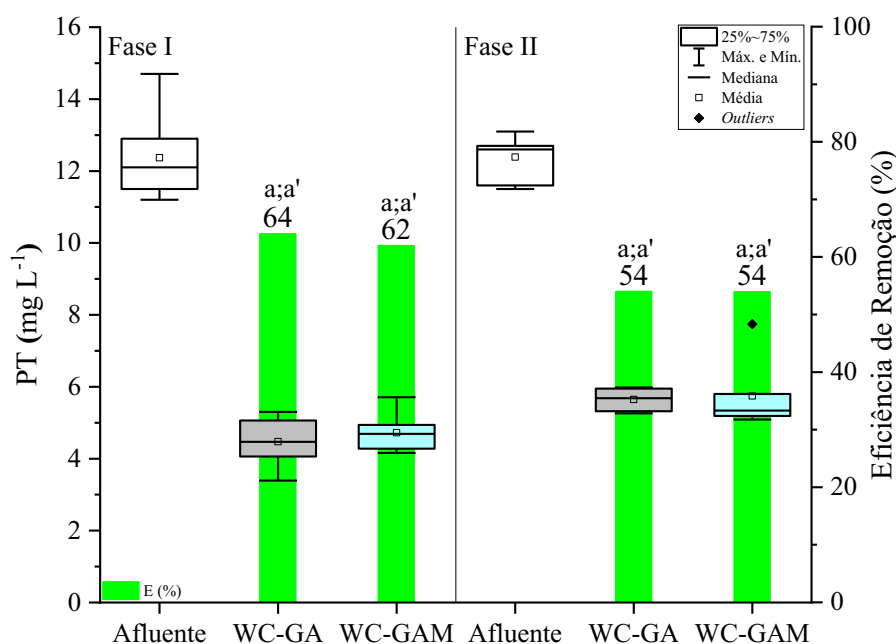
5.2.2.3. Fósforo Total

As concentrações médias do PT foram de 12 mg L⁻¹ na Fase I e Fase II nas amostras do afluyente (Tabela 14). Nas amostras dos efluentes, as concentrações médias foram de 4 mg L⁻¹ e 5 mg L⁻¹ na Fase I no WC-GA e WC-GAM e de 6 mg L⁻¹ na Fase II para ambos os sistemas. Na análise estatística foi verificada diferença significativa (p-valor < 0,05, n = 32) entre os

resultados das amostras dos efluentes nas Fases I e II.

Na Figura 37 é apresentada a variação da concentração do PT e as eficiências médias de remoção obtidas no WC-GA e WC-GAM de 64% e 62% na Fase I e de 54% na Fase II para ambos os sistemas.

Figura 37 - Variação da concentração do PT nas amostras do afluente e efluentes dos WC nas Fases I e II



Nota: Letras diferentes indicam diferenças significativas entre WC em uma fase (p -valor < 0,05); (a) - corresponde ao meio suporte – GA e GAM; (a') - corresponde ao tempo de ciclo de operação 24 h e 48 h.

Fonte: Autoria própria (2022)

A análise estatística ($n = 32$) não mostrou diferenças significativas (p -valor > 0,05) entre os substratos e entre os ciclos de operação nas condições operacionais avaliadas. Contudo, o WC-GA e WC-GAM apresentaram remoção do PT ligeiramente melhor na Fase I (24 h).

Os resultados foram superiores aos obtidos por Marcelino et al. (2020) com eficiências médias de remoção de 35%, 41% e 46% de efluente sintético com concentração inicial de 9,80 mg L⁻¹ em WCVD (12 L) vegetados com *Pistia stratiotes* L. (25 plantas m⁻²), em fragmentos de argila expandida (16,67% de porosidade), mistura de argila e porcelanato (18,33% de porosidade) e cerâmica vermelha (20% de porosidade), respectivamente, operados em batelada sequencial de 12 h. Mateus e Pinho (2020) verificaram eficiência de remoção de 65% de PT em um WCVD plantado com *Phragmites australis* em resíduos de calcário e tijolos de argila, operado com ciclos de 36 h no tratamento de efluente sintético com PT de 2,24 mg L⁻¹.

Lima et al. (2018) obtiveram 87% e 82% de eficiências de remoção do PT (25 plantas m⁻²) em WCVD preenchidos com resíduos de cerâmica vermelha (40% de porosidade) não plantado e plantado com *Eichhornia crassipes*, no tratamento de efluente sintético com 18,9 mg L⁻¹ de PT e operado com tempo de ciclo de 48 h.

Du et al. (2020) constataram eficiências de remoção média de 46 a 71%, 42 a 86% e 65 a 71,3% em sistemas de WCV (3.000 L) vegetados com *Nerium indicum Mill*, *Hibiscus mutabilis Linn*, *Acorus calamus L.* e *Typha orientalis Presl* em calcário de 0,5 a 1,0 cm e paralelepípedo de 0,5 a 1,0 cm no tratamento de esgotos domésticos (0,24 m³ d⁻¹) com concentração afluente variando de 1,9 mg L⁻¹ a 7,2 mg L⁻¹ no tempo de detenção hidráulica de 2 dias.

Os fragmentos de placas de gesso acartonado apresentaram capacidade de remover PT quando comparados aos materiais convencionais, tais como, areia, brita e cascalho. Garcia-Ávila et al. (2020) verificaram remoção do PT de 50% e 49% em WCfV (60 L) vegetados com *Phragmites Australis acutangula* e *Cyperus Papyrus* em brita e areia, respectivamente, para afluente com concentração de 7,42 mg L⁻¹ de PT.

Chand, Kumar e Suthar (2021) alcançaram eficiência média de remoção de 64% do PT tratando água residuária sintética em um WCVD vegetado com *Colocasia esculenta* em cascalho e biocarvão de esterco de gado, operado com tempo de ciclo de 72 h no tratamento de 126,75 mg L⁻¹ do PT.

Rangel-Peraza et al. (2017) obtiveram remoção de 87,78% e 99,51% de PT, respectivamente, de águas residuárias com concentração inicial de 8,18 mg L⁻¹ em WCV de lâmina livre (20 L) vegetados com *Eichhornia crassipes* e *Typha domingensis* e com cascalho, operados no tempo de detenção hidráulica de 4 dias.

De acordo com Cabral et al. (2021) e Han et al. (2022), os materiais ricos em óxidos de Al, Fe, Mg e Ca favorecem a adsorção e a precipitação de fósforo. Neste estudo, os elementos mais detectados nas análises de EDS foram O (51,07%), Ca (20,27%), S (14,65%), C (12,59%), Si (0,87%), Al (0,39%), e K (0,16%) para fragmentos de placas de gesso acartonado, que podem ter contribuído para ocorrências destes mecanismos.

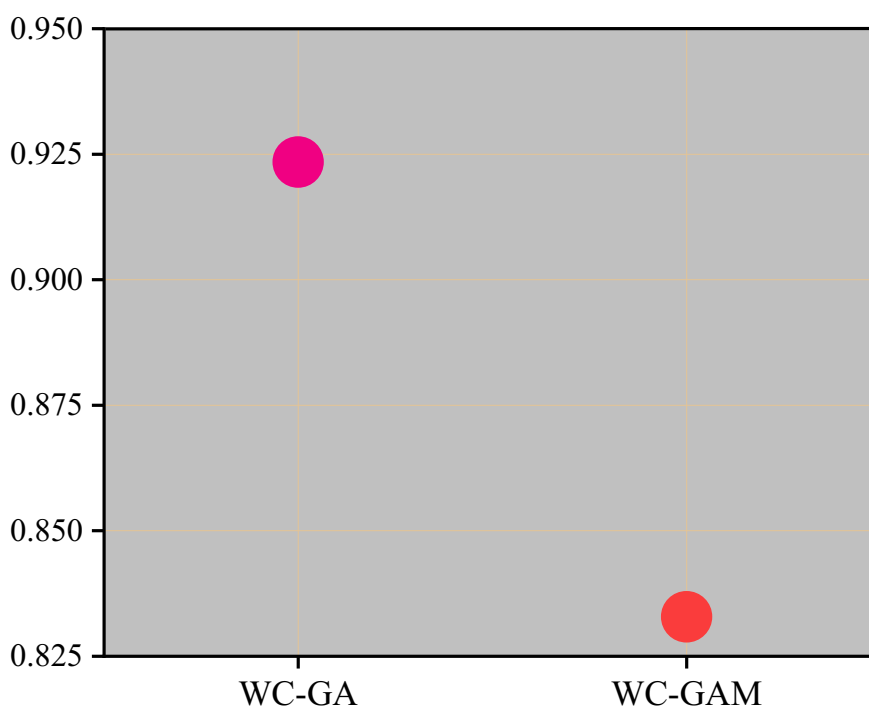
Os processos de remoção do PT em WC de maior relevância são a adsorção e a precipitação com sais metálicos, como Fe, Al e Ca. Menor destaque tem sido dado à assimilação vegetal, exceto quando aplicado corte ou retirada das macrófitas (DOTRO et al., 2017). Wang et al. (2013) e Mackey et al. (2019) reportaram que não há um processo específico para remoção de fósforo nesses sistemas, mas sim uma combinação de processos como precipitação, assimilação do nutriente pelas macrófitas e pelos microorganismos.

A utilização de materiais com capacidades adsorptivas vêm sendo investigada em WC para otimizar a capacidade do sistema na remoção do PT (HAN et al., 2019; LIMA et al., 2018; VOHLA et al., 2011; VYMAZAL, 2007).

5.3. Estrutura da comunidade microbiana nos Wetlands

Para cada sistema, depois do sequenciamento das amostras, foram gerados os índices de diversidade das comunidades bacterianas. O número de sequências foi de 33.278 no WC-GA e 44.260 no WC-GAM e a diversidade alfa foi calculada usando o índice de Simpson (Figura 39), indicando maior diversidade bacteriana no WC-GA (0,9234) em relação ao WC-GAM (0,8329).

Figura 39 - Índices Alpha de Simpson da microbiota obtida nos sistemas *Wetlands*



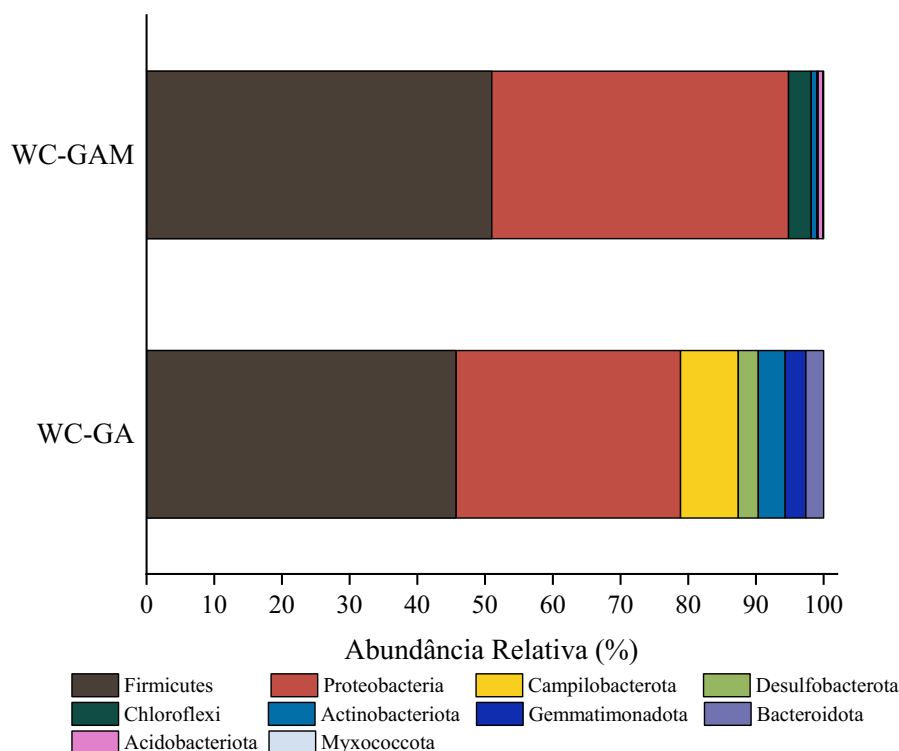
Fonte: Autoria própria

Embora as amostras do WC-GAM apresentassem maior número de sequências, não foi observada maior diversidade. Assim, modificações no substrato como a remoção do papel cartão podem ter afetado a diversidade indicada pelo índice de diversidade alfa.

Na Figura 39 é apresentada a variação da abundância relativa dos principais filos de bactérias identificadas nos sistemas WC-GA e WC-GAM coletadas ao término dos 308 dias de operação.

Os filos *Proteobacterias* e *Firmicutes* foram dominantes em ambos os sistemas, com 79% de abundância relativa (AR) no WC-GA e 95% no WC-GAM para a soma de ambos (Figura 40). A abundância relativa encontrada para WC-GA e WC-GAM foi de 45,73% e 50,99% de *Firmicutes*, seguida por 33,14% e 43,83% de *Proteobacterias*, respectivamente.

Figura 40 - Abundância relativa dos filos de bactérias identificadas nas amostras representativas nos sistemas *Wetlands*



Fonte: A autoria própria (2023)

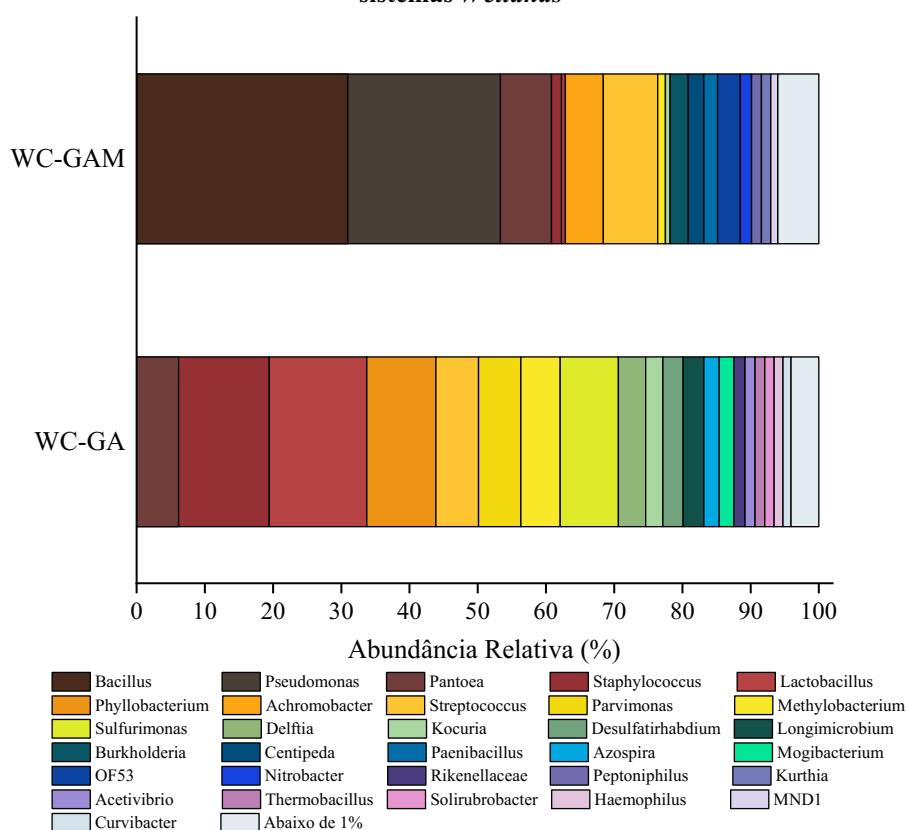
Proteobactérias e *Firmicutes* são filos que incluem altos níveis de diversidade metabólica bacteriana e são cruciais para a desnitrificação (MIAO et al., 2015; FENG et al., 2021). As bactérias pertencentes ao filo *Proteobacteria* são responsáveis pela atuação nos ciclos do carbono, nitrogênio, enxofre e fósforo, com grande capacidade metabólica e morfológica, incluindo organismos aeróbios, anaeróbios e facultativos (ANSOLA et al., 2014). Além disso, neste filo estão presentes bactérias envolvidas em várias fases de remoção do nitrogênio, tais como bactérias oxidadoras de amônia (BOA) e bactérias oxidadoras de nitrito (BON), bem como bactérias responsáveis pela remoção de carbono em WC sob várias relações C/N (XIAO et al., 2020; JIA et al., 2021; LI et al., 2021).

Os filos *Campylobacterota* (8,53%), *Actinobacteria* (3,97%), *Gemmatimonadota* (3,04%), *Desulfobacterota* (2,96%) e *Bacteroidota* (2,62%) foram identificadas no WC-GA,

enquanto a *Chloroflexi* (3,34%), *Actinobacteriota* (0,84%) e *Acidobacteriota* (0,73%) foram identificados no WC-GAM. Os filos *Proteobactéria*, *Firmicutes*, *Chloroflexi* e *Bacteroidota* são normalmente verificados em WC (ANSOLA et al., 2014; GUAN et al., 2015; XU et al., 2020; KATAKI et al., 2021; ZHENG et al., 2022).

Na Figura 41 é apresentada a variação da abundância relativa dos principais gêneros de bactérias identificadas nos sistemas WC-GA e WC-GAM coletadas ao término dos 308 dias de operação.

Figura 41: Abundância relativa dos gêneros de bactérias identificadas nas amostras representativas nos sistemas *Wetlands*



Fonte: Autoria própria (2023)

Existe uma diferença evidente entre os sistemas, mostrando predominância de *Bacillus* e *Pseudomonas* no WC-GAM (soma de 53%), com mais de 50% da população composta apenas por dois gêneros. Pelo contrário, estes gêneros não foram identificados no WC-GA com melhor distribuição das espécies. Portanto, as condições existentes no WC-GAM eram mais favoráveis ao desenvolvimento e predominância destes microrganismos.

No WC-GA, foram identificados os gêneros *Lactobacillus*, *Staphylococcus*, *Streptococcus* e *Parvimonas* do filo *Firmicutes*, representando 14,30%, 13,28%, 6,26% e

6,20%, respectivamente. Estas bactérias formam geralmente associações com raízes vegetais, hidrolisam celulose de raiz morta em compostos menores, tais como ácidos graxos, e desenvolvem desnitrificação autotrófica no tratamento de águas residuárias (LI et al., 2023). Além disso, foram identificados os gêneros *Phyllobacterium* (10,13%) e *Pantoea* (6,16%) do filo *Proteobacteria*.

Sulfurimonas (8,53%), bactérias relacionadas à oxidação do enxofre (filo *Campylobacterota*), foram identificadas no WC-GA (HU et al.; 2020; WANG et al., 2022). De acordo com Hu et al. (2020), esta bactéria desnitrificante oxidadora de enxofre participa nos ciclos do enxofre e nitrogênio, realizando desnitrificação completa. Com base na análise do EDS, isto pode explicar a redução do enxofre de 14,65% para 10,04% na composição do material após os tratamentos. Contudo, a percentagem de enxofre aumentou de 13,05% para 18,85% no WC-GAM, no qual não foram encontradas *Sulfurimonas*.

Os gêneros *Bacillus* e *Streptococcus* (filo *Firmicutes*) foram identificados no WC-GAM com abundâncias relativas de 30,95% e 7,98%, respectivamente. As bactérias desnitrificantes do gênero *Bacillus* tendem a crescer em condições anóxicas (LI et al., 2023). Neste estudo, os sistemas foram operados sob condições anóxicas nas Fases I e II, considerando os valores obtidos para OD e POR.

Pseudomonas, *Pantoea* e *Achromobacter* (filo *Proteobacteria*) também foram identificados no WC-GAM, representando 22,38%, 7,49% e 5,57%, respectivamente. As *Pseudomonas* estão envolvidas em diferentes processos metabólicos, melhorando a desnitrificação e assimilando fósforo (KONG et al. 2017; XIAO et al., 2020).

No entanto, a remoção de amônia e fósforo não pode ser atribuída à presença de *Pseudomonas* no WC-GAM, uma vez que esta espécie não foi encontrada em WC-GA. Além disso, a remoção de nutrientes era semelhante entre os sistemas. Apesar da remoção de fósforo, *Candidatus Accumulibacter*, o principal gênero relacionado com este processo, (XIAO et al., 2020), não foi identificado nos sistemas.

O ambiente desfavorável à nitrificação, confirmado pela ausência de gêneros nitrificantes (*Nitrospira*, *Nitrosospira*, *Nitrosomonas*), explica a baixa eficiência de remoção de amônia na Fase II (7% no WC-GA e 10% no WC-GAM). Ambos os sistemas têm bactérias desnitrificantes, indicando que as condições encontradas no meio favorecem a presença destes microrganismos. Embora a ocorrência de desnitrificação não tenha sido observada, a presença de bactérias demonstra o potencial do sistema para ocorrência deste processo.

5.4. Nutrientes no tecido vegetal e meio suporte

Após 308 dias de operação, o número de indivíduos aumentou 100% no WC-GA e no WC-GAM com densidade vegetal de 54 plantas m⁻² em ambos os sistemas (Tabela 15), demonstrando a adaptabilidade da macrófita flutuante *E. crassipes* aos materiais investigados neste estudo.

Tabela 15: Número de indivíduos da *E. crassipes* e densidade vegetal em cada sistema, no plantio e na colheita (após 308 dias de operação)

Sistemas	nº plantas	Densidade das plantas - plantio (m ⁻²)	nº plantas	Densidade das plantas - colheita (m ⁻²)	Crescimento (%)
WC-GA	5	27	10	54	100
WC-GAM	5	27	10	54	100

Fonte: Autoria própria (2023)

Portanto, esta espécie pode ser utilizada tanto em WC de fluxo superficial, quanto em sistemas de fluxo subsuperficial, como anteriormente relatado por Mello et al. (2017) e Lima et al. (2018).

A quantificação da biomassa seca total (raízes + caules + folhas) por sistema resultou em 33,67 g no WC-GA e 36,86 g no WC-GAM no final da operação (Tabela 16). NT e PT foram quantificados, antes e após o tratamento, na biomassa seca de *E. crassipes* ao final da operação de 308 dias.

Tabela 16: Nitrogênio total e Fósforo total na massa seca da macrófita no 308º dia de operação

Sistema	Tecido vegetal	Biomassa seca (g WC ⁻¹)	NT (mg g ⁻¹)	NT (g WC ⁻¹)	PT (mg g ⁻¹)	PT (g WC ⁻¹)
WC-GA	Raiz	14,5	21,31	1,96	39,57	4,77
	Pecíolo	12,11	23,47	1,94	92,63	10,2
	Folha	7,06	37,91	1,48	99,48	4,76
	Total	33,67	25,56	5,38	72,33	19,72
WC-GAM	Raiz	16,43	19,98	2,15	41,86	5,91
	Pecíolo	13,7	30,14	3,23	94,47	11,92
	Folha	6,73	38,66	1,40	93,76	5,29
	Total	36,86	27,17	6,78	72,03	23,12

Fonte: Autoria própria (2023)

A maior parte da massa total de nitrogênio foi armazenada em raízes e caules, e as massa total de fósforo nos caules em ambos os sistemas (Tabela 16). Os tamanhos médios das raízes, caules e folhas da *E. crassipes* aumentaram de 0,090, 0,045, e 0,035 m (antes) para 0,13,

0,21, e 0,12 m no WC-GA e 0,15, 0,24, e 0,12 m no CW-GAM (após), respectivamente. O menor tamanho das raízes de *E. crassipes* em comparação com outras espécies pode auxiliar na remoção da planta inteira do CW, minimizando os danos ao substrato e aop biofilme (LIMA et al., 2018). Segundo Brix (1997), Vymazal (2005), e Kadlec & Wallace (2009), a poda é feita na parte aérea de espécies como *Phragmites australis* e *Typha spp.* devido à ramificação e fixação em substratos, aumentando a absorção vegetal e a liberação de nutrientes para a fase líquida a partir da decomposição das raízes.

As quantidades de NT e PT na biomassa seca de *E. crassipes* foram semelhantes entre os sistemas, resultando em 27,01 mg g⁻¹ no WC-GA e 28,47 mg g⁻¹ no WC-GAM para NT e 72,33 mg g⁻¹ e 72,03 mg g⁻¹ para PT, respectivamente.

Lima et al. (2018) verificaram NT e PT de 55,00 mg g⁻¹ e 20,40 mg g⁻¹, 55,97 mg g⁻¹ e 20,55 mg g⁻¹ e 55,21 mg g⁻¹ e 4.39 mg g⁻¹ na biomassa seca de *E. crassipes* em WCVD preenchidos com brita, argila expandida e cerâmica vermelha com concentrações iniciais de NT de 69,0 mg L⁻¹ e PT de 19,0 mg L⁻¹, respectivamente.

Neste estudo, a *E. crassipes* absorveu 5,38 e 19,72 g no WC-GA e 6,78 e 23,12 g no WC-GAM de NT e PT após 308 dias de operação, respectivamente.

Antes da operação, a quantidade média do PT no substrato era de 12,39 mg g⁻¹, totalizando 140,70 g em cada WC. O potencial adsorvente dos fragmentos de placas de gesso acartonado foi demonstrado na caracterização do substrato e está relacionado principalmente com a elevada capacidade de troca catiônica do gesso (ERBS et al., 2018; ZHOU et al., 2020).

5.4.1. Balanço de massa

Os balanços de NT e PT nos WC foram quantificados de acordo com a metodologia adaptada de Wu et al. (2013), considerando as concentrações verificadas nas amostras dos efluentes, a retirada pelas plantas, o armazenamento no substrato, e outras perdas (Tabela 17).

Durante a operação dos WC, a quantidade de NT nas amostras do afluente foi de 852,50 mg m⁻² d⁻¹ e nas amostras do efluente foi de 463,32 e 509,65 mg m⁻² d⁻¹, representando 54,35% no WC-GA e 59,78% no WC-GAM da remoção global. A retirada do NT pela planta foi de 7,10 e 8,19 mg m⁻² d⁻¹, representando 0,83% no WC-GA e 0,96% no WC-GAM.

Tabela 17: Balanço de massa de Nitrogênio total (NT) e Fósforo total (PT) nos WC após 308 dias de operação

Parâmetro	Sistema	Afluente (mg m ⁻² d ⁻¹)	Efluente (mg m ⁻² d ⁻¹)	Remoção WC (%)	Planta (mg m ⁻² d ⁻¹)	Remoção Planta (%)	Substrato (mg m ⁻² d ⁻¹)	Remoção Substrato (%)	Outros (mg m ⁻² d ⁻¹)	Remoção Outros (%)
NT	WC-GA	852,50	463,32	54,35	7,10	0,83	3,38	0,40	378,71	44,42
	WC-GAM		509,65	59,78	8,19	0,96	1,33	0,16	333,34	39,10
PT	WC-GA	333,59	129,73	38,89	33,63	10,08	3,52	1,06	166,71	49,98
	WC-GAM		148,26	44,44	28,75	8,62	3,23	0,97	153,34	45,97

Nota: Outros = Afluente - Efluente - Planta - Substrato

Fonte: A autoria própria (2023)

A adsorção do NT no substrato resultou em 3,38 e 1,33 mg m⁻² d⁻¹, indicando contribuições de 0,40% no WC-GA e 0,16% no WC-GAM, respectivamente. Marcelino et al. (2020) observaram acúmulo de NT de 0,52%, 0,58%, e 0,39% em VFCW plantados com *Pistia stratiotes* em argila expandida, mistura de argila expandida e porcelanato e cerâmica vermelha, respectivamente, com taxa de carregamento aplicada de NT de 2432,91 mg m⁻² d⁻¹.

Os outros processos considerados neste balanço de massa podem estar relacionados às atividades microbianas e foram responsáveis pela maior contribuição para remoção do NT, com 378,71 e 333,34 mg m⁻² d⁻¹, representando 44,42% no WC-GA e 39,10% no WC-GAM. Portanto, a retirada e absorção pelas plantas e a retenção no substrato representaram menor influência na remoção global do NT.

Portanto, o nitrogênio é principalmente transformado e removido por meio dos microrganismos e da assimilação no biofilme, com menor absorção pelas plantas e adsorção nos materiais avaliados neste estudo.

Em relação ao PT, a quantificação durante a operação foi de 333,59 mg m⁻² d⁻¹ nas amostras do afluente e 129,73 e 148,26 mg m⁻² d⁻¹ nas amostras do efluente, correspondendo a 38,89% no WC-GA e 44,44% no WC-GAM.

Do mesmo modo, a absorção vegetal de PT foi quantificada em 33,63 e 28,75 mg m⁻² d⁻¹, correspondendo a 10,08% no WC-GA e 8,62% no WC-GAM da remoção global e a via de remoção menos preferível. Baldovi et al. (2020) relataram que a absorção do PT pela planta variou de 14,5% a 29,1% da remoção global.

A retenção do PT no substrato resultou em 3,52 e 3,23 mg m⁻² d⁻¹, indicando contribuições de 1,06% no WC-GA e 0,97% no WC-GAM, respectivamente.

Outras vias de remoção contribuíram com 49,98% no WC-GA e 45,97% no WC-GAM da remoção global, representando 166,71 e 153,34 mg m⁻² d⁻¹.

Concluindo, o PT pode ter sido removido por meio da adsorção e/ou a precipitação e dissolução, mineralização ou utilizado no metabolismo microbiano (Vymazal, 2007) com sais metálicos, como Fe, Al e Ca (HAN et al., 2022) presente na composição dos fragmentos de gesso e possivelmente pode ter influenciado diretamente, além de outros mecanismos com menores representatividades (WANG et al. (2013).

Contudo, reforça o ponto crucial deste estudo, que não existem estudos na literatura sobre a aplicação de sulfato de cálcio dihidratado (gesso), nem fragmentos de placas de gesso cartonado, como suporte em *wetlands* construídos, limitando a comparação dos resultados.

6. CONCLUSÕES

Os resíduos utilizados nesta pesquisa podem ser considerados como materiais desuniformes e com características de materiais mesoporosos e macroporosos. Antes da utilização nos WC, os fragmentos da placa de gesso acartonado apresentaram superfície externa lisa e irregular, e com pouca porosidade.

Após 308 dias de operação dos sistemas, foi observado aumento da quantidade de poros na superfície externa dos materiais, com relevo irregular. Na superfície interna, foram notadas partículas menores, distribuídas de forma heterogênea, e formação de finos e pequenos cristais unidos e interligados, característicos da microestrutura do gesso. Assim, foi detectada redução do número de vazios e presença de aglomerados.

Nas análises de FRX dos materiais antes da utilização foram detectados teores de CaO, SO₃, SiO₂, Fe₂O₃ e Al₂O₃ nos fragmentos da placa de gesso e do papel cartão. No papel cartão foi verificada a presença do K₂O, bem como nos demais materiais após a utilização. Após a utilização, foi identificado aumento dos teores de CaO, SiO₂, Fe₂O₃ e Al₂O₃, e redução do SO₃ em ambos os materiais GA e GAM. Aproximadamente 80% do GA e do GAM é composto por CaO.

Na análise do EDS foram observados O (51,07%, 63,83% e 52,19), Ca, (20,27%, 13,61% e 8,19%), S (14,65%, 13,05% e 8,17%), C (12,59%, 8,82% e 26,29%), Si (0,87%, 0,41% e 0,46) e Al (0,39%, 0,28% e 0,36) no GA, GAM e PC, respectivamente, antes da utilização. Após a utilização, percentagens semelhantes de O, Ca, S, C, Si e Al foram detectados nas amostras do GA e GAM, respectivamente. Mg, Cl e Fe foram identificados nas amostras de placas de gesso acartonado, provavelmente devido à presença desses elementos na composição do papel cartão.

A presença dos elementos ricos em óxidos como Al, Fe, Mg e Ca podem favorecer a adsorção, a precipitação e a troca iônica. Tais constituintes foram observados no GA e GAM, o que pode ter contribuído na remoção do fósforo total.

Os difratogramas identificaram presença de gipsita, característico do gesso, no GA e GAM. Picos de celulose proveniente do papel cartão foram identificados apenas no GA.

Espectrogramas identificaram os principais grupos funcionais como hidroxilas (O-H) e grupos de sulfato (SO₄²⁻) nas estruturas das amostras de gesso - placas de GA e de GAM. Na amostra do papel cartão foram detectadas porções alifáticas em polissacarídeos (C-H).

Nas amostras dos efluentes do WC-GA e WC-GAM foi observado pequena diminuição em relação ao pH das amostras do afluente, devido a produção de substâncias orgânicas

acidificantes nos sistemas e à presença de compostos alcalinizantes dos materiais.

As remoções de nitrito e nitrato possivelmente podem ter sido limitadas pelas baixas concentrações de OD (Fase I < 2 mg L⁻¹ e Fase II < 1,5 mg L⁻¹) e POR de -100 a +100 mV, ou seja, condições anóxicas, durante a operação, bem como ocasionou a diminuição da eficiência de remoção do N-Amon na Fase II para ambos os sistemas.

O aumento da turbidez e da CE nas amostras dos efluentes dos WC em ambas as fases de operação pode estar relacionado ao desprendimento do gesso, à lixiviação de compostos alcalinos de sua composição e ao aumento da condutividade hidráulica.

Foi possível observar que o substrato e o tempo de ciclo não influenciaram significativamente na remoção da DQO e PT. Contudo, o tempo de ciclo de 48 h (Fase I) foi ligeiramente melhor na remoção da DQO associado ao material GAM. O tempo de ciclo de 24 h (Fase I) foi melhor para remoção do PT utilizando GA.

A diminuição gradativa da remoção média do PT da Fase I (62% a 64%) para a Fase II (54%) foi atribuída principalmente à adsorção deste composto no material filtrante, tendo como fator limitante a taxa de carregamento orgânica aplicada em termos de PT e ao tempo de ciclo.

Foram observadas diferenças significativas para os parâmetros NTK, N-Amon e NT, sendo que o GA apresentou melhor desempenho para o sistema operado com ciclo de 24 h (Fase I). Em contrapartida, na avaliação dos mesmos parâmetros na Fase II com tempo de ciclo de 48 h, o GAM apresentou melhor desempenho.

Considerando a performance global dos sistemas na remoção dos parâmetros avaliados, constata-se melhor desempenho na Fase I para a maioria dos parâmetros avaliados (NTK, N-Amon, NT e PT), exceto para DQO. Portanto, a escolha das condições operacionais está diretamente relacionada às características qualitativas do efluente (poluentes de interesse para remoção), recursos disponíveis e outras necessidades.

A principal diferença da estrutura da comunidade microbiana entre os sistemas foi a modificação do substrato que pode ter interferido diretamente na atividade microbiana, onde a maior diversidade bacteriana foi apresentada pelo WC-GA. Foram encontrados filamentos de *Firmicutes* e *Proteobacteria* em ambos os sistemas.

Os gêneros *Lactobacillus*, *Staphylococcus*, *Streptococcus* e *Parvimonas* do filo Firmicutes, promovem a desnitrificação autotrófica e foram identificadas no WC-GA, além da presença de *Sulfurimonas*, bactérias oxidantes de enxofre (filo *Campylobacterota*), que participam nos ciclos do enxofre e nitrogênio. Contudo atribuiu a redução do enxofre (14,65% para 10,04%) pelo EDS a sua presença, visto que no WC-GAM, no qual não foram encontradas *Sulfurimonas* houve aumento de S (13,05% para 18,85%).

No WC-GAM foram identificados os gêneros *Bacillus* (presentes em condições anóxicas) e *Streptococcus*, pertencentes ao filo *Firmicutes* e *Pseudomonas*, *Pantoea* e *Achromobacter* (filo *Proteobacteria*). As *Pseudomonas* estão envolvidas em diferentes processos metabólicos, melhorando a desnitrificação e assimilando fósforo.

A contribuição da planta e do substrato na remoção do NT resultou em 0,83% e 0,40% no WC-GA e 0,96% e 0,16% no WC-GAM, respectivamente, representando menor influência na remoção global do NT. O nitrogênio foi principalmente transformado e removido por meio dos microrganismos e da assimilação no biofilme, com menor absorção pelas plantas e adsorção nos materiais avaliados neste estudo.

Em relação ao PT, a contribuição da planta e do substrato resultou em 10,08% e 1,06% no WC-GA e 8,62% e 0,97% no WC-GAM, respectivamente. É provável que o PT tenha sido removido por adsorção e/ou a precipitação com Fe, Al e Ca, conforme identificados nas análises químicas e texturais do GA e do GAM.

As placas de gesso acartonado e de de gesso acartonado modificado tem potencial de remoção de carbono e fósforo nos WC nas condições operacionais avaliadas.

Como recomendações para trabalhos futuros, sugere-se estudos que contemplem o corte das macrófitas durante a operação dos sistemas para verificar a influência da manutenção da vegetação na remoção dos poluentes; realização de estudos cinéticos e equilíbrio de adsorção/dessorção do fósforo nos materiais avaliados neste estudo; possibilidade de combinação destes materiais com outros resíduos da construção civil; possibilidade de promover aeração intermitente e adição de fonte externa de carbono para favorecimento da nitrificação e desnitrificação.

REFERÊNCIAS

- ABDrywall. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DO DRYWALL. **Mercado do Drywall no Brasil**. São Paulo: Drywall. Disponível em: <https://drywall.org.br/blogabdrywall/drywall-no-brasilreflexoes-tecnologicas-2/>. Acesso em: 30 dez. 2021.
- ABOU-ELELA, S, I, *Constructed Wetlands: The Green Technology for Municipal Wastewater Treatment and Reuse in Agriculture*, **The Handbook of Environmental Chemistry**, 2017.
- AGARRY, S.E., OGHENEJOBHO, K.M., LATINWO, G.K. OWABOR, C.N. Biotreatment of petroleum refinery wastewater in vertical surface-flow constructed wetland vegetated with *Eichhornia crassipes*: lab-scale experimental and kinetic modelling. **Environ. Technol.** p. 1-53, 2018.
- AHMED, A.; UGAI, K. Environmental effects on durability of soil stabilized with recycled gypsum. **Cold Regions Science and Technology**, v. 66, p. 84-92, 2011.
- AHMED, A.; UGAI, K., A. M.; KAMEI, T. Investigation of recycled gypsum in conjunction with waste plastic trays for ground improvement. **Construction and Building Materials**, v. 25, p. 208-217, 2011.
- ALENCAR, L.H.; MOTA, C. M. M.; ALENCAR, M. H. The problem of disposing of plaster waste from building sites: Problem structuring based on value focus thinking methodology. **Waste Management**, v. 31, p. 2512-2521, ago. 2011.
- ALMEIDA, P. G. S. Efeito de diferentes tipos de meio suporte no desempenho de filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, com ênfase na nitrificação. **Dissertação** (Mestrado). Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.156p. 2007.
- ALVARES, Clayton Alcarde et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA) **Atlas esgotos: despoluição de bacias 195 hidrográficas/Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental**. Brasília: ANA, 2017. 92 p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, American Water Works Association, Water Environment Federation. Lipps WC, Braun-Howland EB, Baxter TE, eds. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 24th ed. Washington DC: APHA Press; 2023.
- ANDRADE, H. H. B. **Avaliação do desempenho de sistemas de zona de Raízes (wetlands construídas) em escala piloto Aplicados ao tratamento de efluente sintético**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2012.
- ANDRADE, Helisson H. B de; PINTO, Franklin M. **Zona de Raízes como Alternativa Tecnológica para Adequação de Esgotos Domésticos em Comunidade Rural de Morretes-Pr**. In: 1º Simpósio Brasileiro Sobre Aplicação de Wetland Construídos no

- Tratamento de Águas Residuárias, 2013, Florianópolis. Anais.Florianópolis: UFSC, p. 17.
- ANSOLA, G.; ARROYO, P.; SÁENZ DE MIERA, L. E. Characterisation of the soil bacterial community structure and composition of natural and constructed *wetlands*. **Science of the Total Environment**, v. 473–474, p. 63–71, 2014.
- ANTUNES, R.P.N., Estudo da Influência da Cal Hidratada nas Pastas de Gesso, Dissertação de M. Sc, Escola Politécnica, UFSP, São Paulo, 1999.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 15895**: materiais pozolânicos: determinação do teor de hidróxido de cálcio fixado: método Chapelle modificado. Rio de Janeiro, 2010.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR NM 248**: Agregados - Determinação da composição granulométrica. Rio de Janeiro, 2003
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DO DRYWALL. **Resíduos de gesso na construção civil Coleta, armazenagem e reciclagem**. SindusCon, SINDUSGESSO. SÃO PAULO. Jun. 2012. Disponível em: https://www.cuiaba.mt.gov.br/upload/arquivo/manualderesiduos_gesso.pdf. Acesso em 30 dez. 2021.
- BALDOVI, A. A., AGUIAR, A. R. ., BENASSI, R. F., VYMAZAL, J., & JESUS, T.. (2020). Phosphorus removal in a pilot scale free water surface constructed wetland: hydraulic retention time, seasonality and standing stock evaluation. **Chemosphere**, 128939.
- BARBOSA, A. A.; FERRAZ, A. V, II.; SANTOS, G. A. Caracterização química, mecânica e morfológica do gesso obtido do pólo do Araripe. **Cerâmica** v.60, p. 501-508, 2014.
- BARBOSA, L. C. A. Espectroscopia no infravermelho na caracterização de compostos orgânicos. Viçosa: UFV, 2007.
- BARBUDO, A.; AGRELA, F.; AYUSO, J.; JIMÉNEZ, J. R.; POON, C. S. Statistical analysis of recycled aggregates derived from different sources for sub-base applications. **Construction and Building Materials**, v. 28, p. 129-138, 2012.
- BARROS FILHO, R. M. GESSO, SISTEMA DRYWALL E STEEL FRAME, jan. 2014. Disponível em:< <https://docplayer.com.br/8743692-Sistema-dry-wall-e-steel-frame.html>>.Acesso em 05 abr. 2022
- BASPINAR, M. S.; KAHRAMAN, E. Modifications in the properties of gypsum construction element via addition of expanded macroporous silica granules. **Construction and Building Materials**, v. 25, p. 3327-3333, 2011.
- BASSANI, L. **Influência do modo de alimentação sobre o desempenho de wetland construído vertical de fundo saturado no tratamento de esgoto sanitário**. Tese (Doutorado). Pós-graduação em engenharia ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2022.
- BEER, M.; MAREE, J.P.; L. LIEBENDERG, L.; DOUCET, F.J. Conversion of calcium sulphide to calcium carbonate during the process of recovery of elemental sulphur from gypsum waste. **Waste Management**, v. 34, p. 2373–2381, 2014.
- BENTO, A.P. **Caracterização da microfauna no sistema insular de tratamento de esgotos de Florianópolis/SC: um instrumento de controle operacional e avaliação da eficiência**

do processo. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 131p. 2000.

BOHNEN, H. Acidez e calagem. In: GIANELLO, C., BISSANI, C.A., TEDESCO, M.J. (eds.) **Princípios de fertilidade de solo**. Porto Alegre: Dep. de Solos. Fac. de Agronomia. UFRGS, 1995. p.51-76.

BOUTERF, A.; ROUX, S.; HILD, F.; VIVIER, G.; BRAJER, X.; MAIRE, E.; MEILLE, S. Damage law identification from full field displacement measurement: Application to four-point bending test for plasterboard. **European Journal of Mechanics A/Solids**, v. 49, p. 60-66, abr. 2015

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Resolução (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA Nº 431, DE 24 DE MAIO DE 2011**, altera o art. 3º da Resolução no 307, de 5 de julho de 2002, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, estabelecendo nova classificação para o gesso. Diário Oficial da União, Brasília, 17 de julho de 2002.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Resolução (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA Nº 307, DE 5 DE JULHO DE 2002 - Art. 3º** Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. Diário Oficial da União, Brasília, 17 de julho de 2002. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/licenciamento/documentos/2002_Res_CONAMA_307.pdf. Acesso em: 13 nov. 2022.

BRASIL. **LEI Nº 11.445, DE 5 DE JANEIRO DE 2007**. Esta Lei estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm>. Acesso em 31 de jan. 2022.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde (FUNASA). **Cartilha Wetlands construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção**/ Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. – Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2018.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Programa Nacional de Saneamento Rural / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. – Brasília: Funasa, 2019. 260 p.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento - SNIS. **Sistema Nacional de Informática sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de água e esgoto - 2022**. Brasília: SNS/MDR, 2020. 91 p.

BRASIL. **LEI Nº 14.026, DE 15 DE JULHO DE 2020**. Esta Lei atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2020/Lei/L14026.htm#art7>. Acesso em 31 de jan. 2022.

BRASIL. **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil**: Organização das Nações Unidas: ONU, 2022.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed *wetlands*. **Water Science and Technology**, v.29, n. 4, p. 71-78. Jan. 1994.

BRIX, H.; SCHIERUP, H. Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. **Constructed Wetlands in Water Pollution Control**, v. 53, p. 53-66. 1990.

BRIX, Hans; ARIAS, Carlos A. The use of vertical flow constructed *wetlands* for onsite treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological engineering**, v. 25, n. 5, p. 491-500, 2005.

CABRAL, L. L.; PEREIRA, I. C.; PERRETTO, F.; NAGALLI, A.; RIZZO-DOMINGUES, R. C. P.; PASSIG, F. H.; CARVALHO, K. Q. Adsorption and desorption of phosphate onto chemically and thermochemically pre-activated red ceramic waste: Characteristics, batch studies, and mechanisms. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 6, p. 106695, 2021.

CALLAHAN BJ, MCMURDIE PJ, ROSEN MJ, HAN AW, JOHNSON AJA, HOLMES SP. DADA2: Inferência de amostra de alta resolução a partir de dados de illumina amplicon. *Métodos da natureza*. 2016;13:581–3.

CALLAHAN BJ, SANKARAN K, FUKUYAMA JA, MCMURDIE PJ, HOLMES SP. Fluxo de trabalho de biocondutores para análise de dados microbiológicos: Desde leituras em bruto a análises comunitárias. *F1000 Pesquisa*. 2016;5:1492.

CARDOSO, M. L.; PERALTA, A. H.; OLIVEIRA, D. M. C.; COSTANZI, R. N. Remoção de nutrientes e matéria orgânica de efluente de laticínio por sistema alagado construído híbrido em Londrina – Paraná. **Revista Hipótese**, Itapetininga, v.1, n.1, p. 48-61, 2015.

CARVALHO, M. C. S.; NASCENTE, A. S. Calcário, gesso e efeito residual de fertilizantes na produção de biomassa e ciclagem de nutrientes de milho. **Embrapa Arroz e Feijão**, v. 44, p. 370-380, 2014.

CARVALHO, M.T.M., LEES, M.I.M., TUBINO, R.M.C., “TG and DSC studies on plaster residues as recycled material”. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 91, n. 2, pp. 621-625, 2008.

CAVALCANTI, R.; PÓVOAS, Y. V. Análise da Influência da Composição granulométrica do resíduo de gesso nas propriedades do revestimento interno de parede. **Revista de Engenharia e Pesquisa Aplicada**, v. 2, p. 25-30, 2016.

CHAND, N. SUTHAR, S., KUMAR, K., TYAGI, V. K. Enhanced removal of nutrients and coliforms from domestic wastewater in cattle dung biochar-packed *Colocasia esculenta*-based vertical subsurface flow constructed wetland. **Journal of Water Process Engineering**, v. 41, 2021.

CHANDARA, C.; AZIZLI, K. A. M.; AHMAD, Z. A.; SAKAI, E. Use of waste gypsum to replace natural gypsum as set retarders in portland cement. **Waste Management**, v.29, p. 1675-1679, 2009.

CHYAN, J.-M., SENORO, D.-B., LIN, C.-J., CHEN, P.-J., CHEN, I.M. A novel biofilm carrier for pollutant removal in a constructed wetland based on waste rubber tire chips. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 85, p. 638–645, 2013.

CINCOTTO, M. A.; JOHN, V. M. Gesso de construção civil. In: ISAIA, Geraldo C. **Materiais de construção civil**. São Paulo: Ibracon, 2007.

CIPRIANO, P.B.; GALDINO, T.S.G.; SÁ, C.S. Avaliação dos parâmetros de calcinação do resíduo de gesso nas propriedades do gesso reciclado. **Revista Matéria**, v.26, n.3, 2021.

COLEMAN, J., HENCH, K. GARBUTT, K., SEXTONE, A., BISSONNETTE, G., SKOUSEN, J. Tratamento de águas residuais domésticas por três espécies de plantas em zonas húmidas construídas **Água, Ar e Poluição do Solo**, v. 128, pp. 283-295, 2001.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **RESOLUÇÃO n.º 307. Julho, 2002.** Disponível em:

<<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=307>>. Acesso em: 08 de nov. 2018.

CONAMA. **RESOLUÇÃO n.º 431. Maio, 2011.** Disponível

em:<<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=649>>. Acesso em: 08 de nov. 2018.

CONDEIXA, K.; QUALHARINI, E.; BOER, D.; HADDAD, A. An Inquiry into the Life Cycle of Systems of Inner Walls: Comparison of Masonry and Drywall. **Sustainability**, v. 7, p. 87-93, 2015.

CONSELHO REGIONAL DE ENGENHARIA, ARQUITETURA E AGRONOMIA DO PARANÁ (CREA-PR), **Resíduos Sólidos** - Arq. Rosimeiri Suzuki Lima e Eng. Civil Ruy Reynaldo Rosa Lima, Resíduos Sólidos - Publicações temáticas da Agenda Parlamentar do Paraná – CREA-PR – Gestão 2009/2011.

COOPER, P.F.; JOB, G.D.; GREEN, M.B.; SHUTES, R.B.E. (1996). Reed Beds and Constructed *Wetlands* for Wastewater Treatment. Swindon: WRc plc. 184 p.

COSTA, Amanda T.; NASCIMENTO, Felipe B. C. **Uso de gesso acartonado em vedações internas.** In Cadernos de graduação, 2015. **ABROWSKI, A.** Adsorption - From theory to practice. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 93, n. 1–3, p. 135–224, 2001.

DANA, J. D. Manual de Mineralogia. V. 2. Rio de Janeiro: Ao Livro Técnico, 1969.

DECEZARO, Samara Terezinha. **Nitrificação e remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos de efluente doméstico em wetland construído de fluxo vertical.** 141 págs. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, área de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – Universidade Federal de Santa Maria, UFSM/RS, 2016.

DECEZARO, S. T, D. WOLFF, B., ARAÚJO, R. K., H. B. FACCENDA, H.B., PERONDI, T., SEZERINO, P. H. Vertical flow constructed wetland planted with *Heliconia psittacorum* used as decentralized post-treatment of anaerobic effluent in Southern Brazil, J. **Environ. Sci. Health A Tox. Hazard.** *Subst. Environ. Eng.* 53(13) (2018) 1131-1138,

DEDAVID, B. A., GOMES, C. I., MACHADO, G. **Microscopia eletrônica de varredura: aplicações e preparação de amostras:** materiais poliméricos, metálicos e semicondutores [recurso eletrônico] Porto Alegre: EDIPUCRS, 2007.

DOMÍNGUEZ, L. V. e SANTOS, A. G. (2001). Manual Del Yeso. Madrid: Asociación Técnica y Empresarial del Yeso (ATEDY), 267p.

DOTRO, G., LANGERGRABER, G., MOLLE, P., NIVALA, J., PUIGAGUT, J., STEIN, O., VON SPERLING, M. (2017). **Treatment wetlands.** Volume 7. Biological Wastewater Treatment Series.

DU, L., CHEN, Y., CHEN, Y., ZHUGE, Z., & FU, X. Performance of woody and herbaceous plant polyculture in constructed wetland for treating domestic wastewater. **International Journal of Phytoremediation**, p. 679-686, 2020.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Brasília: **EMBRAPA**, 370 p., 1999.

ERBS, A. NAGALLI, K. Q. CARVALHO, V. MYMRIN, F. H. PASSIG, W. MAZER. Properties of recycled gypsum from gypsum plasterboards and commercial gypsum throughout recycling cycles, **J. Clean. Prod.** 183 (2018) 1314-1322, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.189>.

ERBS, Alexandre. **Determinação das propriedades físicas e mecânicas do gesso reciclado proveniente de chapas de gesso acartonado e gesso comum ao longo dos ciclos de reciclagem**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Curitiba, 2016.

ERBS, Alexandre. **Desenvolvimento de chapas de gesso acartonado a partir de exclusivamente seus resíduos**. Tese (Doutorado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Curitiba, 2020.

FAULWETTER, J. L. et al. Microbial processes influencing performance of treatment *wetlands*: a review. **Ecological Engineering** [s. l.], v. 35, n. 6, p. 987-1004, 2009.

FAXINA, R. R. C.; BERTOLINO, S. M.; AZEVEDO, L. C. B.. Espécie de vereda na fitorremediação de efluente de uma central de processamento de alimentos vegetais. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, p.71-84, 2017.

FENG, Likui et al. Impacts of aeration and biochar on physiological characteristics of plants and microbial communities and metabolites in constructed wetland microcosms for treating swine wastewater. *Environmental Research*, v. 200, p. 111415, 2021.

FERREIRA, S.; BORBA, A.; ANDRADE, H.; KAICK, T. **Levantamento de pesquisas desenvolvidas com *wetlands* subsuperficial de fluxo vertical no Brasil para verificar as possibilidades de padronização do sistema**. 1º Simpósio Brasileiro sobre Aplicação de *Wetlands* Construídos no Tratamento de Águas Residuárias. Florianópolis, 2013.

FERREIRA, F. C.; SOUSA, J. G. G. de; CARNEIRO, A. M. P. Caracterização mecânica do gesso para revestimento produzido no Polo Gesseiro do Araripe. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 19, n. 4, p. 207-221, 2019.

FREITAS, J. A. **Materiais de Construção. Aglomerantes**. Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia. Departamento de Construção Civil, 2013. Curitiba, p.152.

GAMA, Samara Cintia Alves; **Análise do gerenciamento dos resíduos de gesso da construção civil no município de João Pessoa-PB**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 2015.

GARCÍA-ÁVILAA, F., PATIÑO-CHÁVEZA, J., ZHINÍN-CHIMBOA., DONOSO-MOSCOSA, S., DEL PINOB, L. F., AVILÉS-AÑAZCOA, A. Performance of Phragmites Australis and Cyperus Papyrus in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed *wetlands* **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, n. 3, p. 286-296, 2019.

GLÖCKNER FO, YILMAZ P, QUAST C, GERKEN J, BECCATI A, CIUPRINA A, BRUNS G, YARZA P, PEPLIES J, WESTRAM R, LUDWIG W. 25 anos ao serviço da comunidade com bases de dados e ferramentas de referência genética RNA ribossomal. **Journal of Biotechnology** 261: 169-176, 2017.

GMOUH, A.; EVE, S.; SANDÍ, A.; MOUSSA, R.; HAMEL, J.; GOMINA, M. Changes in plaster microstructure by pre-stressing or by adding gypsum grains: microstructural and mechanical investigations. **Materials Science and Engineering**, v. 352, p. 325- 332, 2003.

GODINHO-CASTRO, A. P.; TESTOLIN, R. C.; JANKE, L.; CORRÊA, A. X. R.; RADETSKI, C. M. Incorporation of gypsum waste in ceramic block production: Proposal for a minimal battery of tests to evaluate technical and environmental viability of this recycling process. **Waste Management**, v. 32, p. 153–157, 2012.

GODINHO-CASTRO, A. P.; TESTOLIN, R. C.; JANKE, L.; CORRÊA, A. X. R.; RADETSKI, C. M. Incorporation of gypsum waste in ceramic block production: Proposal for a minimal battery of tests to evaluate technical and environmental viability of this recycling process. **Waste Management**, v. 32, p. 153–157, 2012.

GONÇALVES JÚNIOR, A.C.; LINDINO, C.A.; ROSA, M.F.; BARICCATTI, R.; GOMES, G.D. Remoção de metais pesados tóxicos cádmio, chumbo e cromo em biofertilizante suíno utilizando macrófita aquática (*Eichhornia crassipes*) como bioindicador. *Acta Scientiarum. Technology*, 30: 9-14, 2008.

GUAN, B.; YANG, L.; FU, H. B.; KONG, B.; LI, T.; YANG, L. α -calcium sulfate hemihydrate preparation from FGD gypsum in recycling mixed salt solutions. **Chemical Engineering Journal**, v. 174, p. 296-303, 2011.

GUAN, W., YIN, M., HE, T., XIE, S., Influence of substrate type on microbial community structure in vertical-flow constructed wetland treating polluted river water. **Environ. Sci. Pollut. R.** 22 (20), 16202–16209, 2015.

GUO, C.; CUI, Y.; DONG, B.; LUO, Y.; LIU, F.; ZHAO, S.; WU, H. Test study of the optimal design for hydraulic performance and treatment performance of free water surface flow constructed wetland. **Bioresource Technology**, v. 238, p. 461-471, 2017.

GUPTA, V. K., JAIN, R., SHRIVASTAVA, M., NAYAK, A. Equilibrium and thermodynamic studies on the adsorption of the dyes tartrazine on waste “coconut husks” carbon and activated carbon. **Journal of Chemical and Engineering**. v. 55, n. 12, p. 5083–5090, 2010.

GYPSUM RECYCLING INTERNATIONAL (Estados Unidos da América). **The recycling technology**. Disponível em: <https://gypsumtogypsum.org/.eu>. Acesso em: 27 .2021.

HANAY, A.; BIYIKSONMEZ, F.; KIZILOGLU, F.; CANBOLAT, M. Reclamation of Saline-Sodic Soils with Gypsum and MSW Compost. **Compost Science & Utilization**, v. 12, p. 212-217, 2013.

HENCH, K.; BISSONNETTE, G. K; SEXSTONE, A. J; COLEMAN, J. G; GARBUTT, K.; SKOUSEN, J. G. Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed *wetlands*. **Water Research**, n.4, v.37, p.921-927, 2003.

HERATH I., VITHANAGE M. **Phytoremediation in constructed wetlands**. Ansari A.A., Gill S.S., Gill R., Lanza G.R., Newman L. (Eds.), Phytoremediation, Springer, Cham, 2015.

HU, Y., WU, G., LI, R., XIAO, L., & ZHAN, X. Iron sulphides mediated autotrophic denitrification: An emerging bioprocess for nitrate pollution mitigation and sustainable wastewater treatment. **Water Research**, 179, 115914, 2020.

HU, Yuansheng et al. Iron sulphides mediated autotrophic denitrification: An emerging bioprocess for nitrate pollution mitigation and sustainable wastewater treatment. **Water Research**, v. 179, p. 115914, 2020.

HUANG, M.; WANG, Z.; QI, R. Enhancement of the complete autotrophic nitrogen removal over nitrite process in a modified single-stage subsurface vertical flow constructed wetland: Effect of saturated zone depth. **Bioresource Technology**, v. 233, p. 191-199, 2017.

HUANG, L., WANG, N., DENG, C., LIANG, Y., WANG, Q., LIU, M., CHEN, Y. Interactive effect of carbon source with influent COD/N on nitrogen removal and microbial community structure in subsurface flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Management**, v. 250, p.109491, 2019.

IKHLAQ, A., JAVED, F., AKRAM, A., QAZI, U. Y., MASOOD, Z., AHMED, T., QI, F. Treatment of leachate through constructed wetlands using *Typha angustifolia* in combination with catalytic ozonation on Fe-zeolite A. **International Journal of Phytoremediation**, v. 23 n.8, p. 809–817, 2020.

ILYAS, H., MASIH, I., 2017. The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: a review. **Journal of Environmental Management**, v. 198, p. 372–383, 2017.

IMFELD, G., BRAECKEVELT, M., KUSCHK, P., RICHNOW, H. H. Monitoring and assessing processes of organic chemicals removal in constructed wetlands. **Chemosphere**, v. 74, p. 349-362, 2009.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). Dados históricos anuais. Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>>. Acesso em: 15 nov. 2022.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). Diagnóstico dos Resíduos Sólidos da Construção Civil. Disponível em: <http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/7669/1/RP_Diagn%C3%B3stico_2012.pdf>. Acesso em: 21 ago. 2022.

IUPAC. **Compendium of Chemical Terminology**, 2nd ed. (the "Gold Book"). Compiled by A. D. McNaught and A. Wilkinson. Blackwell Scientific Publications, Oxford (2014). ISBN 0-9678550-9-8. Disponível em: <<https://doi.org/10.1351/goldbook>>. Acesso em: 05 nov 2022.

IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution. Constructed *Wetlands* for pollution Control: Process, Performance, design and Operation. **Scientific and Technical Report**. N.8. London, England: IWA Publishing. 156 p. 2000.

JACQUES, S.D.M., GONZALEZ-SABORIDO, A., LEYNAUD, O., et al., "Structural evolution during the dehydration of gypsum materials", **Mineralogical Magazine**, v. 73, n. 3, pp. 421–432, 2009.

JARAMILLO-QUICENO, N.; VÉLEZ R, J. M.; CADENA E. M. Restrepo-Osorio, and J. F. Santa, “Improvement of Mechanical Properties of Pineapple Leaf Fibers by Mercerization Process,” *Fibers Polym.*, vol. 19, n. 12, pp. 2604–2611, 2018.

JI, Z.; TANG, W.; PEI, Y. Constructed wetland substrates: A review on development, function mechanisms, and application in contaminants removal. **Chemosphere**, v. 286, n. P1, p. 131564, 2022.

JIA, L.; WANG, R.; FENG, L.; ZHOU, X.; LV, J. WU, H. Intensified nitrogen removal in intermittently-aerated vertical flow constructed *wetlands* with agricultural biomass: Effect of influent C/N ratios. **Chemical Engineering Journal**, v. 345, p. 22-30, 2018.

JIA, WEN ET AL. High-efficient nitrogen removal and its microbiological mechanism of a novel carbon self-sufficient constructed wetland. **Science of The Total Environment**, v. 775, p. 145901, 2021.

JIMÉNEZ-RIVERO, A.; NAVARRO, J. G. Best practices for the management of end-of-life gypsum in a circular economy. **Journal of Cleaner Production**, v. 167, p. 1335-1344, 2017.

JIMÉNEZ-RIVERO, A.; NAVARRO, J. G. Exploring factors influencing post-consumer gypsum recycling and landfilling in the European Union. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 116, p. 116–123, 2017.

JO, D., LEONARDO, R.S., CARTLEDGE, F.K., et al., “Gypsum content determination in Portland cements by thermogravimetry”. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 123, n. 2, pp. 1053–1062, 2016.

JORDÃO P.; PESSÔA A.C. Tratamento de Esgoto Doméstico. 4a ed. **ABES**. Rio de Janeiro, Brasil. 932 pp. (2005).

JÓZWIAKOWSKI, K., MARZEC, M., KOWALCZYK-JUŚKO, A., GIZIŃSKA-GÓRNA, M., PYTKA-WOSZCZYŁO, A., MALIK, A., LISTOSZ, A., GAJEWSKA, M. 25 years of research and experiences about the application of constructed *wetlands* in southeastern Poland. **Ecol. Eng.**, v. 127, p. 440-453, 2019.

KADLEC, R. H; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1996.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. (2009), **Treatment Wetlands**, 2^a ed. Boca Raton: y Taylor & Francis Group, 2009, 384 p.

KAMEI, T.; AHMED, A.; UGAI, K. Durability of soft clay soil stabilized with recycled Bassanite and furnace cement mixtures. **Soils and Foundations**, v. 53, p. 155-165, 2013.

KASTELAN-MACAN, M.; PETROVIC, M. Competitive sorption of phosphate and marine humic substances on suspended particulate matter. **Water Science and Technology**, v. 32, p. 349-355, 1995.

KATAKI, Sampriti et al. Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). **Journal of Environmental Management**, v. 283, p. 111986, 2021.

KATAOKA. L.F. M. S. **Desenvolvimento de filmes condutores de celulose regenerada de juta com nanopartículas de prata**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em

Integridade de Materiais da Engenharia - Universidade de Brasília. Faculdade do Gama. Distrito Federal, 2021.

KNAUF DO BRASIL (Brasil). Produção nacional bate recorde em 2019. Disponível em: <<http://www.knauf.com.br/>>. Acesso em: 06 set. 2021.

KNUPP, A. M. **Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbio e um “wetland” horizontal na produção de água para reúso predial a partir de água cinza clara.** 2013.157 f. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2013.

KONG, Q., HE, X., FENG, Y., MIAO, M., WANG, Q., DU, Y., XU, F.,. Pollutant removal and microorganism evolution of activated sludge under ofloxacin selection pressure. **Bioresour. Technol.** 241, 849–856, 2017.

KOST, D.; CHEN, L.; DICK, W. Predicting plant sulfur deficiency in soils: Results from Ohio. **Biology and Fertility of Soils**, v. 44, p. 1091-1098, 2008.

KUMAR M., SINGH R. Assessment of pollutant removal processes and kinetic modelling in vertical flow constructed *wetlands* at elevated pollutant loading. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v. 26, p. 18421-18433, 2019.

LANDIN SANDOVAL, V. J. et al. Valorization of agrifood industry wastes to prepare adsorbents for heavy metal removal from water. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 5, p. 2020.

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.

LEAL, J. S. G.; FAXINA, R. R. C.; SANTANA, I. A.; BERTOLINO, S. M. Polimento de efluente secundário em wetland de fluxo vertical com resíduo de cerâmica. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v.10, n.4, p.314-327, 2019.

LEE, S.; XU, Q.; BOOTH, M.; TOWNSEND, T.G.; CHADIK, P.; BITTON, G. Reduced sulfur compounds in gas from construction and demolition debris landfills. **Waste Management**, v.26, n.5, p.526-533, 2006.

LEE, J.; OGURA, H. Reaction characteristics of various gypsum as chemical heat pump materials. **Applied Thermal Engineering**, v. 50, p. 1557-1563, 2013.

LI, B.; ZHANG, T. Biodegradation and adsorption of antibiotics in the activated sludge process. **Environmental Science & Technology**, v. 44 (9), p. 3468-3473, 2010.

Li FM, Lu. L., Zheng, X., Zhang, XW. Áreas úmidas construídas com fluxo subterrâneo horizontal em três estágios para remoção de orgânicos e nitrogênio: efeito da aeração **Ecological Engineering**, v. 68, p. 90 – 96, 2014.

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, 2017.

- LI, HAIPING ET AL. Effect of different dry matter content on fermentation characteristics and nutritional quality of Napier grass silage with novel lactic acid bacteria strains. **Letters in Applied Microbiology**, v. 76, n. 2, p. ovad018, 2023.
- LI, JIA ET AL. Evaluation of an intermittent-aeration constructed wetland for removing residual organics and nutrients from secondary effluent: performance and microbial analysis. **Bioresource Technology**, v. 329, p. 124897, 2021.
- LI, L., ZHANG, J., SHI, Q., & LU, S. Comparison of nitrogen removal performance and mechanism from low-polluted wastewater by constructed *wetlands* with two oxygen supply strategies: Tidal flow and intermittent aeration. **Chemosphere**, 313, 137364, 2023.
- LIANG, Y.; ZHU, H.; BANUELOS, G.; YAN, B.; SHUTES, B.; CHENG, X. CHEN, X. Removal of nutrients in saline wastewater using constructed *wetlands*: Plant species, in fluent loads and salinity levels as influencing factors. **Chemosphere**, v. 187, p. 52- 61, 2017.
- LIANG, H.; LI, J. The influence of hydration and swelling properties of gypsum on the preparation of lightweight brick using water supply reservoir sediment. **Construction and Building Materials**, v. 94, p. 691–700, 2015.
- LIMA, Emerson Medeiros de et al. Quantificação de co2 emitido decorrente dos materiais empregados na construção de uma residência unifamiliar. **CONTEC**, [S. l.], p. 1-5, 2018.
- LIMA, M. X. et al. performance of different substrates in constructed *wetlands* planted white. crassipes treating low strength sewage under subtropical conditions. **Science of the total environment**, v. 630, p. 1365–1373, 2018.
- LIU, J.; HUE, N. Amending subsoil acidity by surface applications of gypsum, lime, and composts. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 32, p. 2117-2132, 2001.
- LUZ, A. B.(Ed.); LINS, F. A. F.(Ed). **Rochas & minerais Industriais: usos e especificações**. 2.Ed. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2008. 990p.
- MACIOSKI, G. **Estudo da álcali-ativação de pó de blocos cerâmicos com cal hidratada**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2017.
- MACKKEY *et al.* Phosphorus dynamics in the environment. **Encyclopedia of Microbiology**, 4ed, 2019.
- MARCELINO, Gabriela Ribeiro. **Desempenho de *wetlands* construídos preenchidos com resíduos da construção civil na remoção de matéria orgânica, ibuprofeno, paracetamol e etinilestradiol de esgotos sanitários**. 2019. 112 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2019.
- MARCELINO, G. R. et al. Construction waste as substrate in vertical subsuperficial constructed *wetlands* treating organic matter, ibuprofen hene, acetaminophen and ethinylestradiol from low-strength synthetic wastewater, **Science of Total Environment**, v. 728, 2020.
- MARCONDES, Fábica C. Segatto, **Sistemas logísticos reversos na indústria da construção civil – estudo da cadeia produtiva de chapas de gesso acartonado**. Dissertação (Mestrado). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Construção Civil. São Paulo: 2007. 364p.

MARGON, P. V. et al. **Influência do uso das cinzas de carvão mineral de termelétrica em argamassas de revestimento: dosagem por curvas granulométricas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2003.

MARINHO, J. P. N. **Produção e caracterização de nanocristais de celulose para reforço em nanobiocompósitos**. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Graduação) – Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais. Departamento de Engenharia de Materiais, Belo Horizonte, 2017.

MARQUES NETO, José da Costa. *Gestão dos resíduos de construção e demolição no Brasil*. São Carlos, SP: RiMa, 2005.

MARTINS, T.; PITELLI, R.A. Efeitos do manejo de *Eichhornia crassipes* sobre a qualidade da água em condições de mesocosmos. **Planta Daninha**, 23: 233-242, 2005.

MATEUS, D. M.R.A., PINHO, H. J.O. Evaluation of solid waste stratified mixtures as constructed wetland fillers under different operation modes. **Journal of Cleaner Production**, v. 253, p. 119986, 2020.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; BRASIL, M. S.; BORGES, A. C. Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. **Engenharia Agrícola**, V. 30, p. 518-526, 2010.

MATOS, M.; FIGUEIRA, F; FERREIRA, T. - Imaging evaluation of local treatments for foxed papers. In: MENEZES, M.; COSTA, D. R.; RODRIGUES, J. D. – Intangibility Matters International Conference on the values of tangible heritage, IMAITTE, proceedings. Lisboa: LNEC, 2007. ISBN 978-972-49-2295-9. p.335-344, 2017.

MEDEIROS, R. M., SABAA SRUR, A. U., & ROQUETTE PINTO, C. Estudo da biomassa de aguapé, para a produção do seu concentrado protéico. *Food Science and Technology*, v. 19, p. 226-230, 1999.

McMurdie PJ, Holmes S. Phyloseq: Um pacote R para análise interactiva reprodutível e gráficos de dados de recenseamento microbiológico. *PloS um*. 2013;8: e61217.

MEDINA, N. F; HERNÁNDEZ-OLIVARES, F.; ARROYO, X; AGUILERA, A.; FERNANDEZ, F. Characterization of a more sustainable cement produced with recycled drywall and plasterboards as set retarders. **Construction and Building Materials**, v. 124, p. 982–991, 2016.

MELO, K.K.S., LIMA, A.P.C., SANTANA, M.C., et al., “Caracterização química e mineralógica dos resíduos da mineração de gipsita no semiárido pernambucano,” **Holos**, v. 06, pp. 194–200, 2017.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 5. ed. Estados Unidos, McGraw-Hill. 2005.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. McGraw Hill, 5 ed., Brasil, 2016.

Microoo Kozich, J. J., Westcott, S. L., Baxter, N. T., Highlander, S. K. & Schloss, P. D. Desenvolvimento de uma estratégia de sequenciação de índices duplos e gasoduto de

curadoria para análise de dados de sequenciação ampla na plataforma de sequenciação MiSeq Illumina. **Microbiologia aplicada e ambiental** 79, 5112-5120, 2013.

MIRANDA, S. T. et al. Influence of the substrate type and position of plant species on clogging and the hydrodynamics of constructed wetland systems. **Journal of Water Process Engineering**, [s. l.], v. 31, p. 100871, 2019.

MISHRA, S.; MAITI, A. The efficiency of Eichhornia crassipes in the removal of organic and inorganic pollutants from wastewater: a review. **Environmental**

MM GESSO ACARTONADO RJ. **Placas de gesso**. Disponível em: <http://mmdrywall.tempsite.ws/servicos/placas-gesso.html>. Acesso em: 10 jan. 2022.

MOLLE, A. LIÉNARD, A. GRASMICK, A. IWEMA. Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads, **Water Resour.** 40 (2006) 606–612, <https://doi: 10.1016/j.watres.2005.11.026>.

MURTHA, N. A.; CASTRO, J. E; HELLER, L. **Uma perspectiva histórica das primeiras políticas públicas de saneamento e de recursos hídricos no Brasil**. **Ambiente & Sociedade**. Scielo.v. 18, n. 3, p. 193-210, 2015.

NAETH, M. A.; WILKINSON, S. R. Can we build better compost? Use of waste drywall to enhance plant growth on reclamation sites. **Journal of Environmental Management**, v. 129, p. 503-509, 2013.

NAIK, B.; GHOSH, N, P. 2009. Review on Chemical Methodologies for Preparation of Mesoporous Silica and Alumina Based Materials. **Recent Patents on Nanotechnology**. v. 3: p. 213-224, 2009.

NANO, C. V. **Polimerização in situ e caracterização de compósito de papel reciclado de embalagem longa vida e poliestireno**. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química, Campinas, SP, 2018.

NDUKWE, I.; YUAN, Q. Drywall (Gyproc Plasterboard) Recycling and Reuse as a Compost-Bulking Agent in Canada and North America: A Review. **Recycling**, v.1, p. 311-320, 2016.

NEMA, A., YADAV, K. D., & CHRISTIAN, R. A. Sustainability and performance analysis of constructed wetland for treatment of greywater in batch process. **International Journal of Phytoremediation**, 644-652, 2019.

NETO, A. M.; CINCOTTO, M. A.; WELLINGTON, R. Mechanical properties, drying and autogenous shrinkage of blast furnace slag activated with hydrated lime and gypsum. **Cement & Concrete Composites**, v. 32, p. 312-318, 2010.

NEW WEST GYPSUM RECYCLING. **Recovery process**. Disponível em: <http://www.nwgypsum.com/>. Acesso em: 12 dez. 2021.

NGERNCHUKLIN, P., YONGPRADERM, N., BOONRUANG, A., et al., “Upgrading of Waste Gypsum for Building Materials”. **Key Engineering Materials**, v. 766, pp. 211–216, 2018.

NI, L.; XU, J.; CHU, X.; LI, S.; WANG, P.; LI, Y.; ZHU, L.; WANG, C. Correlation Among Soil Enzyme Activities, Root Enzyme Activities, and Contaminant Removal in Two-Stage In

Situ Constructed *Wetlands* Purifying Domestic Wastewater. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 97, p. 131-137, 2016.

OLIVEIRA, J. A. D., CAMBRAIA, J., CANO, M. A. O., & JORDÃO, C. P. Absorção e acúmulo de cádmio e seus efeitos sobre o crescimento relativo de plantas de aguapé e de salvinia. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v. 13, p. 329-341, 2001.

OLIVEIRA NETO, M. L.; **Estudo do aproveitamento de resíduo de gesso como carga para compósito com matriz de resina expansiva de mamona**; Tese (Doutorado); da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica, Natal, 2012.

OLIVEIRA, T.M.; POLISSENI, A.E. Reciclagem de gesso: potencial de aplicação. **REUCP**, v.8, n.1, p.40-45, 2013.

ONU BR, NAÇÕES UNIDAS NO BRASIL – ONU BR. **A Agenda 2030**. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>>. Acesso em 02 out. 2022.

PAOLI, A. C. D., & VON SPERLING, M. (2013). Avaliação das condições hidrodinâmicas de *wetlands* de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). **Revista Eletrônica De Gestão E Tecnologias Ambientais**, 1(2), 213–222. <https://doi.org/10.9771/gesta.v1i2.8299>

PARDE, D., PATWA, A., SHUKLA, A., VIJAY, R., KILLEDAR, D. J., & KUMAR, R. A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. **Environmental Technology & Innovation**, 21, 101261. doi:10.1016/j.eti.2020.101261

PAREDES, D., KUSCHK, P. MBWETTE, T.S., STANGE, F. MÜLLER, R.A., KÖSER, H. New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment - a review. **Engineering in Life Science**, v.7 n.1, pp. 13-25, 2007.

PEDREÑO-ROJAS, M.A., FLORES-COLEN, I., BRITO, J., et al., “Influence of the heating process on the use of gypsum wastes in plasters: Mechanical, thermal and environmental analysis,” **Journal of Cleaner Production**, v. 215, pp. 444–457, 2019.

PELLISSARI, C. et al. Organic load and hydraulic regime influence over the bacterial community responsible for the nitrogen cycling in bed media of vertical subsurface flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v.95, p.180-188, 2016.

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

PINHEIRO, S. M. M. **Gesso reciclado: avaliação de propriedades para uso em componentes**. 2011. 330 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação da Faculdade de Engenharia Civil. Universidade Estadual de Campinas, 2011.

PINHEIRO, S.M.M., CAMARINI, G., “Characteristics of Gypsum Recycling in Different Cycles,” **International Journal of Engineering and Technology**, v. 7, n. 3, pp. 215–218, 2015.

PINHEIRO, S.M.M., CAMARINI, G., VIEIRA, G.L., “Utilização do resíduo de gesso de construção na produção de componentes”, In: V Encontro Nacional Sobre Aproveitamento de Resíduos na Construção (ENARC), pp. 1-15, Fortaleza-CE, 2017.

PLACO SAINT-GOBAIN. **Mercado de drywall segue em expansão**. Disponível em: <http://www.placo.com.br>. Acesso em: 27 dez. 2021.

POMPÊO, Marcelo L. M.; MOSCHINI-CARLOS, Viviane. **Macrófitas aquáticas e perifiton: aspectos ecológicos e metodológicos**. São Carlos, SP: RiMa, 124p., 2003.

PRACOWNIA, P. **The use of gypsum in agriculture and horticulture**. Disponível em: <http://permakultura.net/2015/03/25/zastosowanie-gipsu-w-rolnictwie-iogrodnicie-2/?lang=en>. Acesso em: 08 nov. 2018.

QUESADA, H. B. et al. Evaluation of novel activated carbons from chichádocerrado (*Sterculia striata* St. Hil. et Naud) fruit shells on metformin adsorption and treatment of a synthetic mixture. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 1, 2021.

HASHMI, M.; SUN, Q.; TAO, J.; WELLS JR., T.; SHAH A. A.; LABBÉ N.; RAGAUSKAS A. J.; Comparison of autohydrolysis and ionic liquid 1-butyl-3-methylimidazolium acetate pretreatment to enhance enzymatic hydrolysis of sugarcane bagasse. *Bioresource Technology*, 224, 714, 2017.

RAMOS, N.F. S., Borges, A. C., Gonçalves, C. G., Matos, A. T. Swine wastewater treatment in constructed *wetlands* cultivated with *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* on expanded clay bed. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 123-132, 2017.

RANGEL-PERAZA, J. G., MENDIVIL-GARCÍA, K., CEDILLO-HERRERA, C. I. G., ROCHÍN-MEDINA, J. J., RODRÍGUEZ-MATA, A. E., & BUSTOS-TERRONES, Y. A. Optimization of organic matter degradation kinetics and nutrient removal on artificial *wetlands* using *Eichhornia crassipes* and *Typha domingensis*. **Environmental Technology**, 633-641, (2017).

RIVERO, A. J.; BÁEZ, A. G.; NAVARRO, J. G. New composite gypsum plaster –ground waste rubber coming from pipe foam insulation. **Construction and Building Materials**, v. 55, p. 146-152, 2014.

RIVERO, A. J.; NAVARRO, J. G. Indicators to Measure the Management Performance of End-of-Life Gypsum: From Deconstruction to Production of Recycled Gypsum. **Waste and Biomass Valorization**, Verlag, v. 7, mai. 2016.

RIVERO, A. J.; SATHRE, R.; NAVARRO, J. G. Life cycle energy and material flow implications of gypsum plasterboard recycling in the European Union. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 108, p. 171–181, 2016.

RODRIGUES, L. N. Espectroscopia por ftir de variedades híbridas de bagaço de cana-de-açúcar pré-tratados para produção de etanol celulósico. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Juiz de Fora. Programa de Pós-graduação em Física, Minas Gerais, 2012.

ROGINSKY, S. Z.; ZELDOVICH, J. Die katalytische oxidatyon von kohlenmonoxyd auf mangandioxyd. **Acta Physicochima USSR**, v. 1, p. 554, 1934.

ROTH, Jonar Johannes. Influência do tempo de cheia em um sistema de wetland construído tidal flow tratando água de córrego antropizado na remoção de poluentes e na comunidade bacteriana. 2020. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2020.

- SAEED, T., SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed *wetlands*: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**.112, p. 429–448, 2012.SAEED & SUN, 2012).
- SANTOS, M. O.; PELISSARI, C.; ROUSSO, B. Z.; FREITAS, M. N.; SEZERINO, P. H. Avaliação dos dois primeiros anos de operação de um wetland construído vertical de fundo saturado aplicado no tratamento de esgoto sanitário. *Revista Tecnológica*, V. 2, n. 1, p. 25-29, 2018.
- SARAIVA, C. B. et al. Influence of substrate and species arrangement of cultivated grasses on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed *wetlands*. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 38, n. 3, p. 417-425, 2018.
- SEZERINO, P. H. et al. Sistemas Naturais para o Tratamento Descentralizado de Esgotos nos Municípios da Grande Florianópolis/SC – ferramenta para o desenvolvimento regional sustentável. In: Congresso Brasileiro de Ciências e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável. 2004.
- SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S.T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015.
- SEZERINO, P. H.; PELISSAR, C. *Wetlands* construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: experiências brasileiras [recurso eletrônico] i – 1.ed. - Curitiba: Brazil Publishing, 2021.SHI, X., FAN, J., ZHANG, J., SHEN, Y. Enhanced phosphorus removal in intermittently aerated constructed *wetlands* filled with various construction wastes. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24 (28), p. 22524–22534, 2017.
- SIENGE, SISTEMAS INTEGRADO DE ENGENHARIA. **Tudo sobre os Resíduos Sólidos da Construção Civil**. Disponível em: <https://www.sienge.com.br/blog/residuos-solidos-da-construcao-civil/#:~:text=%E2%80%9Cos%20provenientes%20de%20constru%C3%A7%C3%B5es%2C%20reformas,%2C%20argamassa%2C%20gesso%2C%20telhas%2C>. Acesso em 13 nov. 2022.
- SIKORA F, TONG Z, BEHREND S, STEINBERG S, COONROD H. Ammonium removal in constructed *wetlands* with recirculating subsurface flow: removal rates and mechanisms. **Water Sci Technol**. V. 32 n 3, p.193–20, 1995.
- SILVA, A. R. Influência do regime hidráulico no desempenho de *Wetlands* Construídos verticais empregados no tratamento de esgoto Sanitário. **Dissertação** – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. 65 p. 2021.
- SILVERSTEIN, R. M., WEBSTER, F. X., KIEMLE, D. J. Spectrometric Identification of Organic Compounds, 7th ed. **Hoboken: John Wiley & Sons**, 2005.
- SISTEMA DE TECNOLOGIA E MONITORAMENTO AMBIENTAL DO Paraná (SIMEPAR). Boletim climatológico. Disponível em:<>. Acesso em 27 nov. 2022.
- SINGH, N. B. et al. Water purification by using Adsorbents: A Review. **Environmental Technology and Innovation**, v. 11, p. 187–240, 2018.

SIPS, R. On the structure of a catalyst surface. *The Journal of Chemical Physics*, v. 16, n. 5, p. 490–495, 1948.

Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) **Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto, Dez/2021**. Disponível em:

<http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2020/DIAGNOSTICO_TEMATICO_VI_SAO_GERAL_AE_SNIS_2021.pdf>. Acesso em 31 de jan. 2022.

SONG, K.; JANG, Y.; KIM, W.; LEE, M.; SHIN, D.; BANG, J.; JEON, C. W.; CHAE, S. C. Precipitation of calcium carbonate during direct aqueous carbonation of flue gas desulfurization gypsum. *Chemical Engineering Journal*, v. 213, p. 251–258, 2012.

SOUZA, E. C.; OLIVEIRA, R. A. P.; FERRAZ, A. V. Caracterização da gipsita do polo gesseiro do araripe. In: II Congresso Online Nacional de Química – CONDEQUI Brasil, pp. 1-6, 2020

SUN, W.; BARLAZ, M. Measurement of chemical leaching potential of sulfate from landfill disposed sulfate containing wastes. **Waste Management**, v. 36, p. 191-196, 2015.

SZYMANSKI, Nayara. Estudo da bioacumulação de cobre e chumbo pela macrófita aquática *Eicchornia crassipes* em solução hidropônica. 2011. 79f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2011.

TAIZ, L. et al. FISILOGIA E DESENVOLVIMENTO VEGETAL. Porto Alegre, ed. 6, 2017. Disponível em:

<https://grupos.moodle.ufsc.br/pluginfile.php/474835/mod_resource/content/0/Fisiologia%20e%20desenvolvimento%20vegetal%20-%20Zair%206%C2%AAed.pdf>, acesso em: 22 nov. 2022.

THORMARK, C. Conservation of energy and natural resources by recycling building waste. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 33, p. 113–130, 2001.

TORRES, P. Desempenho de um reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários. **Dissertação** (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, 1992.

TREVO DRYWALL. Empresa especializada na fabricação de chapas de drywall. Disponível em: < <https://www.trevodrywall.com.br/><. Acesso em: 02 jan. 2022.

TUBAIL, K.; CHEN, L.; MICHEL, F.; KEENER, H.; RIGOT, J.; KLINGMAN, M.; KOST, D.; DICK, W. Gypsum Additions Reduce Ammonia Nitrogen Losses During Composting of Dairy Manure and Biosolids. **Compost Science & Utilization**, v. 16, p.285-293, 2008.

UCKER, F. E.; DE ARAÚJO ALMEIDA, R. UTILIZAÇÃO DO CAPIM VETIVER NA REMOÇÃO DE NUTRIENTES DO ESGOTO SANITÁRIO. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 1, n. 2, p. 267-275, 2013.

UNIÃO EUROPÉIA. Comissão Europeia. Project Gypsum to Gypsum, 2012. Bruxelas. Disponível em: <https://europa.eu/>. Acesso em: 18 nov 2018.

United Nations World Water Assessment Programme **The United Nations World Water Development Report 2018. Wastewater: Nature-Based Solutions for Water** UNESCO, Paris (2018)

USEPA, UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Manual Constructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment**. EPA 625-R-99-010, US EPA ORD, Cincinnati: Ohio, 2000.

VAGHETTI, E.C. LIMA, B. ROYER, B.M. DA CUNHA, N.F. CARDOSO, J.L. Brasil, S.L.P. Dias, Pecan nutshell as biosorbent to remove Cu (II), Mn (II) and Pb (II) from aqueous solutions, *J. Hazard. Mater.* v.162, p. 270-280, 2009.

VALÉRIO, ALESSANDRA. D.T. C. Panorama atual do uso do sistema de drywall para edifícios residenciais. Monografia (Especialização em Tecnologia e Gestão na Produção de Edifícios) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2019.

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.; SEZERINO, P. H. Dimensionamento de *wetlands* construídos no Brasil. **Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial**, dezembro/2018. 65 p. ISSN 2359- 0548. Disponível em: <https://gesad.ufsc.br/files/2018>. Acesso em: 20 ago. 2022.

VRANCKEN, K. C.; LAETHEM, B. Recycling options for gypsum from construction and demolition waste. **Waste Management Series**, v, 1, p. 325-331, 2000.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed *wetlands*. **The Science of the Total Environment**, v.380, pp. 48-65, 2007.

VYMAZAL, J. The use constructed *wetlands* with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. **Ecol. Eng.**, v. 35, p. 1-17, 2009.

VYMAZAL, J.; KROEPPELOVÁ, L. Wastewater Treatment in Constructed *Wetlands* with Horizontal Sub-Surface Flow. **Environmental Pollution**, Praga, v. 14, 2008.

VYMAZAL, J. Emergent plants used in free water surface constructed *wetlands*: a review. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 582–592, 2013b.

VYMAZAL, J., ZHAO, Y., & MANDER, Ü. Recent research challenges in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. **Ecological Engineering**, 169, 106318, 2021. doi:10.1016/j.ecoleng.2021.106318

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, Q., Hu, Y., Xie, H., & Yang, Z. Constructed *Wetlands*: A Review on the Role of Radial Oxygen Loss in the Rhizosphere by Macrophytes. **Water**, v. 10, n. 6, p. 678, 2018.

Wang, Y., Cai, Z., Sheng, S., Pan, F., Chen, F., Fu, J., Comprehensive evaluation of substrate materials for contaminants removal in constructed wetlands., **Sci. Total Environ**, 701 (2020) 134736, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134736>.

WANG, Hong-cheng et al. Element sulfur-based autotrophic denitrification constructed wetland as an efficient approach for nitrogen removal from low C/N wastewater. *Water Research*, v. 226, p. 119258, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119258>

WEBER, K. P. Microbial community assessment in *wetlands* for water pollution control: past, present, and future outlook. **Water**, [s. l.], v. 8, n. 11, p. 503, 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. Dez. 2011.

WIJEKOON P., KOLIYABANDARA P. A., COORAY, A. T., LAM, S. S., ATHAPATTU, B. C. L., VITHANAGE, M. Progress and prospects in mitigation of landfill leachate pollution: Risk, pollution potential, treatment and challenges. **J. Hard Mater.** v. 421, p. 126627, 2022.

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

WU, H., FAN, J., ZHANG, J., NGO, H. H., GUO, W., LIANG, S. HU, Z., LIU, H. Strategies and techniques to enhance constructed wetland performance for sustainable wastewater treatment. **Environ. Sci. Pollut. Control Ser.**, v. 22, p. 14637-14650, 2015.

WU, H., Fan, J., ZHANG, J., NGO, H.H., GUO, W., HU, Z., LIANG, S. Decentralized domestic wastewater treatment using intermittently aerated vertical flow constructed *wetlands*: impact of influent strengths. **Bioresource Technology**, v. 176, p. 163– 168, 2015.

WU, H.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; HU, Z.; LIANG, S.; FAN, J.; LIU, H. A review on the sustainability of constructed *wetlands* for wastewater treatment: design and operation. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 594-601, 2015.

WU, S.; CARVALHO, P. N.; MÜLLER, J. A.; MANOJ, V. R.; DONG, R. Sanitation in constructed *wetlands*: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. **Science of The Total Environment**, v. 541, p. 8–22, 2016.

XIAO, Jun et al. Application of basalt fiber in vertical flow constructed wetland for different pollution loads wastewater: Performance, substrate enzyme activity and microorganism community. **Bioresource Technology**, v. 318, p. 124229, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124229>

Xu, L., Zhang, B., Peng, X., Zhang, X., Sun, B., Sun, H., Jiang, C., Zhou, S., Zeng, X., Bai, Z., Xu, S., Zhuang, X., 2020. Dynamic variations of microbial community structure in *Myriophyllum aquaticum* constructed *wetlands* in response to different NH₄⁺-N concentrations. **Process Biochem.** 93, 55–62. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2020.02.028>

Y.Miao, R. Liao, X.-X. Zhang, Y. Wang, Z. Wang, P. Shi, B. Liu, A. Li Metagenomic insights into Cr (VI) effect on microbial communities and functional genes of an expanded granular sludge bed reactor treating high-nitrate wastewater **Water Res.**, 76 (2015), pp. 43-52 <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.042>

YALCUK A, UGURLU A. Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. **Bioresour Technol.** V.100 n.9, p. 2521–2526. 2009.
YANG, Y.; ZHAO, Y.; LIU, R.; MORGAN, D. Global development of various emerged substrates utilized in constructed *wetlands*. **Bioresource Technology**, v. 261, p.441-452, 2018b.

YANG, H. et al. Characteristics of hemicellulose, cellulose and lignin pyrolysis. **Science Direct.** p. 1781-1788, 2007.

YOUNGER, P.L., BANWART, S.A. & HEDIN, R.S. **Mine Water**: Hydrology, Pollution, Remediation. 1 Ed. Kluwer, Amsterdam: Springer, 2002. 442p.

YU, Q.L.; BROUWERS, H. J. H. Microstructure and mechanical properties of hemihydrate produced gypsum: An insight from its hydration process. **Construction and Building Materials**, v. 25, p. 3149–3157, 2011.

YUSOFF, M.F., SITI ROZAIMAH, S.A., HASSIMI, A.H., HAWATI, J., HABIBAH, A. Performance of continuous pilot subsurface constructed wetland using *Scirpus grossus* for removal of COD, colour and suspended solid in recycled pulp and paper effluent. **Environmental Technology and Innovation**, v. 13, 2019.

ZHAO R., LIU J., FENG J., LI X., LI B. Microbial community composition and metabolic functions in landfill leachate from different landfills of China. **Sci. Total Environ.** v. 767, p. 144861, 2021.

ZHAO, L.; FU, G.; TANG, J.; et al. Efficient nitrogen removal of mangrove constructed *wetlands*: Enhancing heterotrophic nitrification-aerobic denitrification microflora through quorum sensing. **Chemical Engineering Journal**, v. 430, p. 133048, 2022

ZHIXIN, L.I., JIAHUI, P., XINGXING, Q.I.U., “Effect of Different Ways of STPP Retarder Addition on Properties of Recycled Gypsum”, **Journal of Wuhan**, v. 32, n. 5, pp. 1125–1131, 2017.

ZHOU QW, ZHU H, NUELOS GB, YAN BX, LIANG YX, YU J, LI H. Impacts of vegetation and temperature on the treatment of domestic sewage in constructed *wetlands* incorporated with Ferric-Carbon micro-electrolysis material. **Int J Phytorem**, p. 915–924, 2017.

ZHOU, J.; LI, X.; ZHAO, Y.; SHU, Z.; WANG, Y.; ZHANG, Y.; SHEN, X. Preparation of paper-free and fiber-free plasterboard with high strength using phosphogypsum. **Constr.Construir. Mater.**, v.243, 2020.

ZHOU, J.; LIU, C.; SHU, Z.; YU, D.; ZHANG, Q. T. L., XUE, Q. Preparation of specific gypsum with advanced hardness and bending strength by a novel In-situ Loading-Hydration Process. **Cement and Concrete Research**, v. 67, p. 179–183, 2015.

ZHOU, X.; LIANG, C.; JIA, L.; FENG, L.; WANG, R.; WU, H. An innovative biochar-amended substrate vertical flow constructed wetland for low C/N wastewater treatment: Impact of influent strengths. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 844-850, 2018.

APÊNDICE A – PROCEDIMENTOS DE CÁLCULOS

PROCEDIMENTOS DE CÁLCULOS

Nitrogênio Total

A concentração do NT foi calculada com base nos valores do NTK, nitrito e nitrato para as amostras do afluente e dos efluentes de acordo com a Equação 1.

$$NT = NTK_{Afl.} + Nitrito_{Afl.} + Nitrato_{Afl.} \quad Eq. 1$$

Em que:

NT – Concentração do NT nas amostras do afluente ($mg L^{-1}$);

$NTK_{Afl.}$ – Concentração do NTK nas amostras do afluente ($mg L^{-1}$);

$Nitrito_{Afl.}$ – Concentração do nitrito nas amostras do afluente ($mg L^{-1}$);

$Nitrato_{Afl.}$ – Concentração do nitrato nas amostras do afluente ($mg L^{-1}$).

Eficiência de Remoção

As eficiências de remoção da turbidez, DQO, NTK, N-Amon, Nitrito, Nitrato, NT e PT foram calculados de acordo com a Equação 2.

$$\% \text{ Remoção} = \frac{Valor_{Afl.} - Valor_{Efl.}}{Valor_{Afl.}} \times 100 \quad Eq. 2$$

Em que:

$\% \text{ Remoção}$ – Eficiência de remoção (%);

$Valor_{Afl.}$ – Concentração do parâmetro nas amostras do afluente ($mg L^{-1}$);

$Valor_{Efl.}$ – Concentração do parâmetro nas amostras do efluente ($mg L^{-1}$).

Taxa de Carregamento Orgânico

As taxas de carregamento orgânico em termos de DQO, NTK, N-Amon, NT e PT aplicadas no sistema foram calculadas de acordo com a Equação 3.

$$TCO = \frac{CO}{A} \quad Eq. 3$$

Como $CO = C \times Q$, a Equação 3 resulta na Equação 4.

$$TCO = \frac{(C \times Q)}{A} \quad Eq.4$$

Em que:

TCO – Taxa de carregamento orgânico ($g \ m^{-2} \ d^{-1}$);

CHV - Carga hidráulica volumétrica ($m^3 \ d^{-1}$);

C – Concentração do parâmetro ($g \ m^{-3}$);

A – Área superficial do sistema (m^2).

A Equação 4 pode ser reescrita em função do volume conhecido na alimentação e do tempo de ciclo (ou de reação) de 24 h e 48 h, conforme apresentado na Equação 5.

$$TCO = \frac{(C \times Vol)}{(tempo \ de \ ciclo \times A)}$$

Eq.5

Em que:

TCO – Taxa de carregamento orgânico ($g \ m^{-2} \ d^{-1}$);

C – Concentração do parâmetro ($mg \ L^{-1}$);

Vol – Volume usado na batelada (L);

A – Área superficial do sistema (m^2).

tempo de ciclo = 1 dia (24 h).

Balanco de Massa

O balanço de massa de NT e PT foi calculado de forma similar a Wu et al. (2013) e Marcelino (2019), conforme disposto na Equação 6.

$$N_{afluente}(g \ m^{-2}) - N_{efluente}(g \ m^{-2}) = N_{planta} (g \ m^{-2}) + N_{substrato} (g \ m^{-2}) + N_{outros}(g \ m^{-2}) \quad Eq. 6$$

Em que:

$N_{afluente}$ – carga dos nutrientes no afluente;

$N_{efluente}$ – carga no efluente;

N_{planta} – carga retida nas plantas;

$N_{substrato}$ – carga retida no substrato;

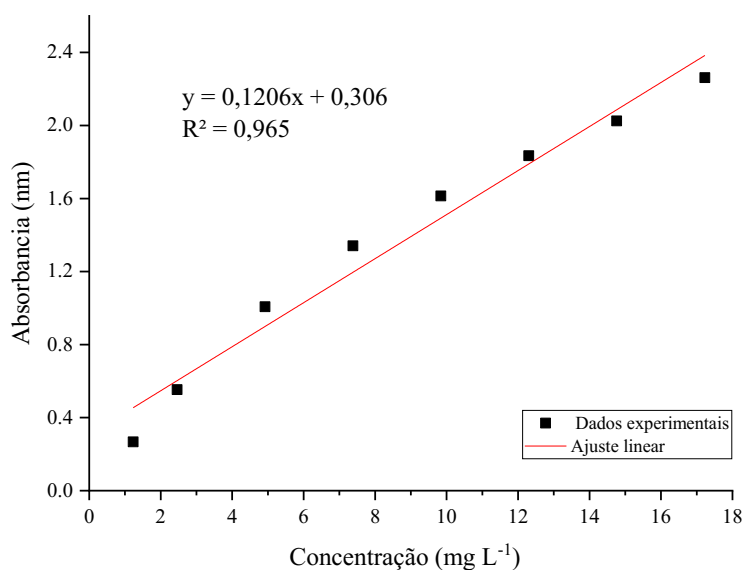
N_{outros} – carga de nutrientes removida por outras vias e relacionada à desnitrificação, volatilização da amônia, remoção microbiana ou perdas pelas folhas das macrófitas (YANG et al., 2019).

APÊNDICE B - CURVA ANALÍTICA DO FÓSFORO

CURVA ANALÍTICA DO FÓSFORO

Na Figura 41 é apresentada a curva analítica do fósforo, preparada para a quantificação do NT e PT na planta e no meio suporte, com a equação linear e o coeficiente de determinação (R^2).

Figura 41 - Parâmetros para validação da metodologia utilizada para obtenção da curva analítica



Fonte: Autoria própria (2023)

Na Tabela 18 são apresentados os valores do limite de detecção, sensibilidade do método e limite de quantificação para a curva analítica determinada.

Tabela 18 - Parâmetros para validação da metodologia utilizada para obtenção da curva analítica

	Limite de detecção (mg L ⁻¹)	Sensibilidade do método (mg L ⁻¹)	Limite de quantificação (mg L ⁻¹)	R ²	Desvio padrão
Figura 41	0,0158	0,0013	0,0479	0,9650	0,0006

Fonte: Autoria própria (2023)

O limite de detecção (LOD) pode ser entendido como a menor quantidade de analito presente em uma amostra que pode ser detectada, porém não quantificada (ANVISA, 2003). O limite de quantificação (LOQ) corresponde a menor quantidade de analito presente em uma amostra que pode ser quantificada com exatidão e precisão (ANVISA, 2003).