

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

BRENO KIYOSHI MIRANDA KOMENO

ABSORÇÃO DE METAIS PESADOS POR MACRÓFITAS EM UNIDADES *WETLANDS*

Uberlândia – MG

2023

BRENO KIYOSHI MIRANDA KOMENO

ABSORÇÃO DE METAIS PESADOS POR MACRÓFITAS EM UNIDADES *WETLANDS*

Trabalho de Conclusão de Curso da Universidade Federal de Uberlândia como requisito para obtenção do título de bacharel em Engenharia Ambiental.

Área de concentração: Tratamento de Efluentes

Orientador: Sueli Moura Bertolino

Uberlândia – MG

2023

BRENO KIYOSHI MIRANDA KOMENO

ABSORÇÃO DE METAIS PESADOS POR MACRÓFITAS EM UNIDADES *WETLANDS*

Trabalho de Conclusão de Curso da Universidade Federal de Uberlândia como requisito para obtenção do título de bacharel em Engenharia Ambiental.

Área de concentração:

Uberlândia, 28 de Junho de 2023.

Banca Examinadora:

Sueli Moura Bertolino (UFOP)

Bruna Fernanda Faria Oliveira (UNICAMP)

Tatiane Pereira Santos Assis – Doutorado (UNESP/FCAV)

Dedico este trabalho a minha família, pelo estímulo, carinho e compreensão.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, a Deus, que fez com que meus objetivos fossem alcançados, durante todos os meus anos de estudos, tendo permitido que eu tivesse saúde e determinação para não desanimar durante a realização deste trabalho.

Aos familiares, por todo o apoio e pela ajuda, que muito contribuíram para a realização deste trabalho. Obrigado pelo total apoio pai, mãe, irmã e vó, sei que sem o apoio de vocês nunca iria ter condições de realizar minhas atividades.

Aos amigos, que sempre estiveram ao meu lado, pela amizade incondicional e pelo apoio demonstrado ao longo de todo o período em que me dediquei a este trabalho.

Aos professores, pelas correções e ensinamentos que me permitiram apresentar um melhor desempenho no meu processo de formação profissional ao longo do curso.

Aos técnicos de laboratório por todos os conselhos, pela ajuda e paciência com a qual guiaram o meu aprendizado.

RESUMO

Atividades de mineração ocasionam a produção da drenagem ácida de minas (DAM), uma solução aquosa e ácida contendo metais pesados, sendo necessário um tratamento antes do lançamento nos sistemas de tratamento convencionais ou nos corpos de água. A utilização de sistemas conhecidos como *Wetlands* construídos foi avaliado como possibilidade para essa função, sendo uma das principais rotas de remoção dos metais, a fitoremediação. Sendo assim o objetivo dessa pesquisa foi avaliar a absorção de cobre, manganês e zinco em macrófitas de espécie *Typha domingensis Pers.* em sistemas *Wetlands* Construídos de Fluxo Vertical. O sistema foi construído utilizando como substrato brita, resíduo de construção civil (RCC) e resíduos da indústria de celulose (RIC), onde foi possível analisar também o equilíbrio dinâmico de cada sistema para os parâmetros pH, condutividade e turbidez e o desenvolvimento das macrófitas. Cada sistema apresentou um tempo de retenção de 24 horas, funcionando em diferentes cargas de metais a cada 30 dias. Amostras das macrófitas foram coletadas para quantificação dos metais nas estruturas da raiz e folha + caule (FeC). A média dos valores de pH dos efluentes de WC1, WC2 e WC3 foram, respectivamente, 5,25, 7,63 e 5,97; os valores médios de condutividade para WC1, WC2 e WC3 foram, respectivamente, 520, 975 e 537; enquanto os valores médios de turbidez para WC1, WC2 e WC3 foram, 20,92, 6,69 e 18,26, respectivamente. A macrófita *Typha domingensis Pers* apresentou a melhor absorção respectivamente para o metal cobre, manganês e zinco em todas as unidades. O cobre apresentou um maior Fator de Bioacumulação na unidade WC2 (81,24), seguido da WC1 (70) e WC3 (25,18). Para o metal manganês um maior Fator de Bioacumulação na unidade WC2 (15,72), seguido da WC1 (15,2) e WC3 (10,07). O zinco apresentou um maior Fator de Bioacumulação na unidade WC2 (13,41), seguido WC1 (10,8) e WC3 (5,68). Os Fatores de Translocação para o cobre, nos sistemas WC1, WC2 e WC3 foram respectivamente iguais a 0,153, 0,194 e 0,093 na fase 1; 0,065, 20,294 e 0,094 na fase 2; 0,009, 0,082 e 0,039 na fase 3 e 0,028, 0,01 e 0,215 na fase 4. Os Fatores de Translocação para o manganês, nos sistemas WC1, WC2 e WC3 foram respectivamente iguais a 6,205, 15,5 e 4,875 na fase 1; 2,308, 0,721 e 5,971 na fase 2; 2,646, 2,203 e 3,439 na fase 3 e 2,138, 0,14 e 1,333 na fase 4. Os Fatores de Translocação para o zinco, nos sistemas WC1, WC2 e WC3 foram respectivamente iguais a 0,662, 0,667 e 0,176 na fase 1; 0,282, 2,714 e 1,56 na fase 2; 0,095, 0,042 e 0,375 na fase 3 e 0,252, 0,049 e 0,533 na fase 4. Demonstrando que os metais Cu, Mn e Zn foram alocados em sua maioria em estruturas de Raiz, FeC e Raiz respectivamente, onde quando comparados com aqueles apresentados na literatura, é demonstrado eficiência na remoção dos metais através desses sistemas.

Palavras-chave: Drenagem ácida de minas. Bioacumulação de metais. *Typha domingensis*.
Wetlands construídos de fluxo vertical.

ABSTRACT

Mining activities lead to the production of acid mine drainage (AMD), an acidic aqueous solution containing heavy metals, requiring treatment before release into conventional treatment systems or bodies of water. The use of systems known as built Wetlands was evaluated as a possibility for this function, with phytoremediation being one of the main metal removal routes. Therefore, the objective of this research was to evaluate the absorption of copper, manganese, and zinc in macrophytes of the species *Typha domingensis Pers.* in Vertical Flow Constructed Wetlands systems. The system was built using crushed stone (CS), construction waste (CW) and pulp industry waste (PIW) as substrate, where it was also possible to analyze the dynamic balance of each system for the parameters pH, conductivity and turbidity and the development of macrophytes. Each system had a retention time of 24 hours, running on different metal loads every 30 days. Samples of macrophytes were collected, and the concentration of metals in the structures of the root and leaf + stem (LaS) was measured. The mean pH values for WC1, WC2 and WC3 are respectively equal to 5.25, 7.63 and 5.97. The mean values of Conductivity for WC1, WC2 and WC3 are respectively equal to 519.82, 974.71 and 536.71 and mean values of Turbidity for WC1, WC2 and WC3 are respectively equal to 20.92, 6.69 and 18.26. The macrophyte *Typha domingensis Pers* showed the best absorption respectively for the metal copper, manganese, and zinc in all units. Copper showed a higher Bioaccumulation Factor in the WC2 unit (81.24), followed by WC1 (70) and WC3 (25.18). For manganese metal a higher Bioaccumulation Factor in the WC2 unit (15.72), followed by WC1 (15.2) and WC3 (10.07). Zinc showed a higher Bioaccumulation Factor in the WC2 unit (13.41), followed by WC1 (10.8) and WC3 (5.68). The Translocation Factors for copper, in the WC1, WC2 and WC3 systems were respectively equal to 0.153, 0.194 and 0.093 in phase 1; 0.065, 20.294 and 0.094 in phase 2; 0.009, 0.082 and 0.039 in phase 3 and 0.028, 0.01 and 0.215 in phase 4. The Translocation Factors for manganese in the WC1, WC2 and WC3 systems were respectively equal to 6.205, 15.5 and 4.875 in phase 1; 2.308, 0.721 and 5.971 in phase 2; 2.646, 2.203 and 3.439 in phase 3 and 2.138, 0.14 and 1.333 in phase 4. The Translocation Factors for zinc in WC1, WC2 and WC3 systems were respectively equal to 0.662, 0.667 and 0.176 in phase 1; 0.282, 2.714 and 1.56 in phase 2; 0.095, 0.042 and 0.375 in phase 3 and 0.252, 0.049 and 0.533 in phase 4. Demonstrating that the metals Cu, Mn and Zn were mostly allocated in structures of Root, FeC and Root respectively, where when compared with those presented in the literature, efficiency is demonstrated in the removal of metals through these systems.

Keywords: Acid mine drainage. Bioaccumulation of metals. *Typha domingensis*. Wetlands constructed of vertical flow.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - <i>Wetland</i> construído de fluxo horizontal.....	20
Figura 2 - <i>Wetland</i> construído de fluxo vertical descendente	21
Figura 3 - <i>Wetland</i> construído híbridos	21
Figura 4 - Sistema <i>Wetland</i> construído utilizando <i>Phragmites spp</i>	26
Figura 5 - Foto <i>Phragmites australis</i>	26
Figura 6 - Sistema <i>Wetland</i> construído utilizando <i>Phalaris arundinacea</i>	28
Figura 7 - Foto <i>Phalaris arundinacea</i>	28
Figura 8 - Sistema <i>Wetland</i> construído utilizando <i>Typha spp</i>	30
Figura 9 - Foto <i>Typha spp</i>	30
Figura 10 - Estrutura da <i>Typha spp</i>	31
Figura 11 - <i>Scirpus spp</i> no ambiente de lago.....	33
Figura 12 - Foto <i>Scirpus spp</i>	33
Figura 13 - <i>Iris ssp</i> no ambiente de lago	35
Figura 14 - Foto <i>Iris ssp</i>	36
Figura 15 - Foto <i>Eleocharis acutangula</i>	37
Figura 16 - Amostra dos resíduos de indústria de celulose (A), resíduos de construção civil (B) e brita (C).....	38
Figura 17 - Amostra do sabugo de milho (A) e esterco (B)	39
Figura 18 - Esquema montagem do sistema.....	40
Figura 19 - Etapas de construção do sistema WC1 Brita	41
Figura 20 - Etapas de construção do sistema WC2 RIC	42
Figura 21 - Etapas de construção do sistema WC3 RCC	42
Figura 22 - Sistemas <i>Wetlands</i> Construídos	43
Figura 23 - Leitor Multiparâmetro HANNA, modelo HI 9829.....	45
Figura 24 - Equipamento de Absorção Atômica VARIAN, modelo AA 240FS	46
Figura 25 - Amostras na estufa, etapa de desidratação.....	47
Figura 26 - Equipamento de trituração	47
Figura 27 - Etapa do Método EPA 3050B, digestão ácida.....	48
Figura 28 - Fluxograma Remoção de Metais - <i>Wetlands</i>	49
Figura 29 – Evolução temporal do parâmetro pH monitorado nas três unidades WC, durante 120 dias.....	51

Figura 30 – Evolução temporal do parâmetro condutividade monitorados nas três unidades WC, durante 120 dias.....	52
Figura 31 – Evolução temporal do parâmetro turbidez monitorados nas três unidades WC, durante 120 dias.....	53
Figura 32 – Registro fotográfico das três unidades alocadas na casa de vegetação.....	54
Figura 33 – Registro fotográfico no final da Fase 1: a) desenvolvimento do sistema b) amostragem do sistema (onde da esquerda para direita temos: Brita, RIC e RCC).....	55
Figura 34 - Registro fotográfico no final da Fase 2: a) desenvolvimento do sistema b) amostragem do sistema (onde da esquerda para direita temos: Brita, RIC e RCC).....	56
Figura 35 - Registro fotográfico no final da Fase 3: a) desenvolvimento do sistema b) amostragem do sistema (onde da esquerda para direita temos: Brita, RIC e RCC).....	57
Figura 36 - Registro fotográfico no final da Fase 4: a) desenvolvimento do sistema b) amostragem do sistema (onde da esquerda para direita temos: Brita, RIC e RCC).....	58
Figura 37 – Bioacumulação do cobre nas macrófitas em função da carga de metal aplicada, na unidade WC1.....	60
Figura 38 – Bioacumulação do manganês nas macrófitas em função da carga de metal aplicada, na unidade WC1.....	61
Figura 39 – Bioacumulação do zinco nas macrófitas em função da carga de metal aplicada, na unidade WC1.....	62
Figura 40 – Fator de Translocação no WC1 para os metais Cu, Mn e Zn em mg/g.....	64
Figura 41 - Bioacumulação do cobre nas macrófitas em função da carga de metal aplicada, na unidade WC2.....	65
Figura 42 - Bioacumulação do manganês nas macrófitas em função da carga de metal aplicada, na unidade WC2.....	66
Figura 43 - Bioacumulação do zinco nas macrófitas em função da carga de metal aplicada, na unidade WC2.....	67
Figura 44 – Fator de Translocação no WC2 para os metais Cu, Mn e Zn em mg/g.....	69
Figura 45 - Bioacumulação do cobre nas macrófitas em função da carga de metal aplicada, na unidade WC3.....	71
Figura 46 - Bioacumulação do manganês nas macrófitas em função da carga de metal aplicada, na unidade WC3.....	72
Figura 47 - Bioacumulação do zinco nas macrófitas em função da carga de metal aplicada, na unidade WC3.....	73
Figura 48 – Fator de Translocação no WC3 para os metais Cu, Mn e Zn em mg/g.....	75

Figura 49 – Análise temporal do Fator de Bioacumulação do Cobre em cada sistema ao decorrer do experimento	77
Figura 50 - Análise temporal do Fator de Bioacumulação do Manganês em cada sistema ao decorrer do experimento	78
Figura 51 - Análise temporal do Fator de Bioacumulação do Zinco em cada sistema ao decorrer do experimento	78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição do efluente de drenagem ácida de mina	15
Tabela 2 Performance de remoção de compostos	25
Tabela 3 - Concentrações de metais pesados em diferentes estruturas de <i>Phragmites australis</i> (mg/kg)	27
Tabela 4 - Concentrações de metais pesados em diferentes estruturas de <i>Phalaris arundinacea</i> (mg/kg)	29
Tabela 5 - Concentrações de metais pesados em diferentes estruturas de <i>Typha</i> (mg/kg)	32
Tabela 6 - Concentrações de metais pesados em diferentes estruturas de <i>Scirpus</i> (mg/kg).....	34
Tabela 6 - Concentrações de metais pesados em diferentes estruturas de <i>Scirpus</i> (mg/kg). continuação.....	35
Tabela 7 - Variação da concentração de P, NH ₄ e N total em <i>Wetlands</i> utilizando macrófita de espécie <i>Iris</i> (mg/kg).....	36
Tabela 8 - Concentrações de metais pesados em diferentes estruturas de <i>Eleocharis</i> (mg/kg)	38
Tabela 9 - Valores operacionais aplicados às unidades WC1, WC2 e WC3 durante o monitoramento com carga aplicada de metais por área (CMe), com pH inicial = 4,0.....	44
Tabela 10 - Parâmetros químicos analisados e os métodos de análise.....	45
Tabela 11 - Estatística descritiva dos parâmetros monitorados.....	50
Tabela 12 – Concentrações dos metais (mg/g) extraídos nas plantas antes do cultivo (controle) e após cada fase (F1, F2, F3 e F4) de alimentação no sistema WC1-BRITA e Fator de Bioacumulação	59
Tabela 13 - Absorção de metais (mg/g) nas estruturas FEC X RAIZ e Fator de Translocação no WC1.....	63
Tabela 14 - Concentrações dos metais (mg/g) extraídos nas plantas antes do cultivo (controle) e após cada fase (F1, F2, F3 e F4) de alimentação no sistema WC2-RIC e Fator de Bioacumulação	65
Tabela 15 - Absorção de metais (mg/g) nas estruturas FEC X RAIZ e Fator de Translocação no WC2.....	68
Tabela 16 - Concentrações dos metais (mg/g) extraídos nas plantas antes do cultivo (controle) e após cada fase (F1, F2, F3 e F4) de alimentação no sistema WC3-RCC e Fator de Bioacumulação	70
Tabela 17 - Absorção de metais (mg/g) nas estruturas FEC X RAIZ e Fator de Translocação no WC3.....	74

Tabela 18 – Fatores de Bioacumulação máximos em cada sistema/fase	75
Tabela 19 – Fator de Bioacumulação ao decorrer de 120 dias por cada sistema e fase	76

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Al	Alumínio
As	Arsênio
B	Boro
Ca	cálcio
CdSO ₃	Carbonato de Cálcio
Cd	Cádmio
CdSO ₃	Sulfeto de Cádmio
Co	Cobalto
Cr	Cromo
Cu	Cobre
CuSO ₄ .5H ₂ O	Sulfato de Cobre Pentahidratado
DAM	Drenagem Ácida de Minas
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
e-	Elétron livre
Eh	Oxigênio Dissolvido
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
Fe	Ferro
Fe ²⁺	Ferro II ou ferroso
Fe ³⁺	Ferro III ou férrico
FeS ₂	Pirita
FeSO ₄ .7H ₂ O	Sulfato de Ferro II Heptahidratado ou Sulfato Ferroso Heptahidratado
H ⁺	Cátion de Hidrogênio ou próton
H ₂ O	Mónóxido de di-hidrogênio ou Água
HCl	Ácido Clorídrico
Hg	Mercúrio
K	Potássio
MBAS	Substâncias Ativas ao Azul de Metileno

Mg	Magnésio
Mn	Manganês
MnSO ₄ .H ₂ O	Sulfato de Manganês Tetrahidratado
Na	Sódio
Na ₂ CO ₃ .CaCO ₃ .2 H ₂ O	
NaSO ₄	Sulfato de Sódio
NaSO ₄ .H ₂ O	Sulfato de Sódio Tetrahidratado
NH ₄	Amônio
Ni	Níquel
P	Fósforo
Pb	Chumbo
pH	Potencial hidrogênico
PO ₄ ²⁻	Íon de Fosfato
RCC	Resíduo de Construção Civil
RIC	Resíduo Indústria de Celulose
Si	Silício
SMWW	Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater
SO ₄ ²⁻	Ânion Sulfato
WC1	<i>Wetland</i> Construído 1
WC2	<i>Wetland</i> Construído 2
WC3	<i>Wetland</i> Construído 3
Zn	Zinco
ZnCl ₂	Cloreto de Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	12
2	OBJETIVOS.....	14
2.1	OBJETIVO GERAL	14
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	14
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
3.1	DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS	14
3.2	SISTEMAS WETLANDS	17
3.3	FITORREMEDIÇÃO	22
3.4	ESPÉCIES DE VEGETAÇÕES UTILIZADAS EM WETLANDS	24
3.4.1	PHRAGMITES SPP	25
3.4.2	PHALARIS ARUNDINACEA	27
3.4.3	TYPHA SPP	29
3.4.4	SCIRPUS SPP	32
3.4.5	IRIS SPP	35
3.4.6	ELEOCHARIS ACUTANGULA	37
4	METODOLOGIA.....	38
4.1	CONSTRUÇÃO DO SISTEMA WC.....	38
4.2	ANÁLISE DOS EFLUENTES	44
4.3	EXTRAÇÃO DOS METAIS NAS PLANTAS.....	46
4.4	BIOACUMULAÇÃO DOS METAIS NAS PLANTAS	48
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	49
5.1	EQUILÍBRIO DINÂMICO DAS UNIDADES WC	49
5.1.1	PARÂMETRO PH	50
5.1.2	PARÂMETRO CONDUTIVIDADE	51
5.1.3	PARÂMETRO TURBIDEZ	52
5.2	DESENVOLVIMENTO DAS MACRÓFITAS	54
5.3	ABSORÇÃO DOS METAIS PELAS MACRÓFITAS	58
5.3.1	WC1 – BRITA.....	58
5.3.1.1	ABSORÇÃO DO COBRE EM WC1.....	59
5.3.1.2	ABSORÇÃO DO MANGANÊS EM WC1.....	60
5.3.1.3	ABSORÇÃO DO ZINCO EM WC1.....	61
5.3.1.4	FATOR DE TRANSLOCAÇÃO EM WC1	62

5.3.2 WC2 – RESÍDUOS DA INDÚSTRIA DE CELULOSE	64
5.3.2.1 ABSORÇÃO DO COBRE EM WC2.....	65
5.3.2.2 ABSORÇÃO DO MANGANÊS EM WC2.....	66
5.3.2.3 ABSORÇÃO DO ZINCO EM WC2	66
5.3.2.4 FATOR DE TRANSLOCAÇÃO EM WC2	67
5.3.3 WC3 – RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL	69
5.3.3.1 ABSORÇÃO DO COBRE EM WC3.....	70
5.3.3.2 ABSORÇÃO DO MANGANÊS EM WC3.....	71
5.3.3.3 ABSORÇÃO DO ZINCO EM WC3	72
5.3.3.4 FATOR DE TRANSLOCAÇÃO EM WC3	73
5.4 BIOACUMULAÇÃO DOS METAIS NAS PLANTAS	76
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	79
7 REFERÊNCIAS.....	80

1 INTRODUÇÃO

O crescimento das atividades industriais tem como consequência o aumento do volume de efluentes que são lançados no sistema de tratamento de esgoto domésticos ou nos corpos receptores. Somando a isso, são encontradas em várias ocasiões lançamentos irregulares, não atendendo os padrões estabelecidos por legislações, ou seja, na sua forma bruta.

Os lançamentos de efluentes que não seguem os padrões estabelecidos pelas normas pertinentes ocasionam danos ao corpo hídrico, à biota aquática e à saúde humana, sendo necessário um tratamento destes efluentes antes do seu lançamento. De acordo com o Atlas Esgotos, mais de 110 mil quilômetros de trechos de rios apresentam uma qualidade comprometida devido ao excesso de carga orgânica (ANA, 2017).

O saneamento básico é previsto como um direito na Constituição Federal de 1998, sendo suas diretrizes e políticas federais estabelecidas pela Lei Nº 11.445 DE 5 DE JANEIRO DE 2007 (BRASIL, 1998, 2007). Entretanto, o Brasil enfrenta sérios problemas oriundos da carência de saneamento básico. De acordo com o Diagnóstico Temático – Serviços de Água e Esgoto – Visão Geral, realizado em 2021 em 85,7% dos municípios brasileiros, 50% deles constam com sistemas públicos de esgotamento sanitário e em 35,7% são utilizadas soluções alternativas como fossa séptica, fossa rudimentar, vala a céu aberto e lançamento em cursos d'água refletindo assim diretamente na qualidade de vida da população e do meio ambiente (SNIS, 2022).

Nos últimos anos o crescimento demográfico, o desenvolvimento industrial e a expansão do cultivo irrigado foram os principais responsáveis pelo aumento da demanda de consumo de água (COSTA; BARROS Jr, 2007), sendo o setor industrial o maior consumidor desse recurso (TORRES et al., 2018), e essa matéria-prima incorporada ao produto, como um composto auxiliar na preparação e como água para processos físicos de limpeza (MIRADA, 2017).

A atividade denominada como mineração compreende atividades destinadas à pesquisa, descobrimento, mensuração, extração, tratamento e transformação de recursos minerais em sua forma bruta em recursos benéficos para a economia e atividades sociais. Essa atividade é responsável por alterar fisicamente a paisagem devido a abertura de cavas, disposição de material estéril e da disposição de rejeitos decorrentes dos processos de beneficiamento ou tratamento (IBRAM, 2016).

Atividades de mineração são as mais antigas realizadas pelo homem. A necessidade da exploração de recursos naturais é realizada desde a pré-história, onde inicialmente eram

utilizados compostos argilosos para o preparo de moldes, compostos minerais para a confecção de armas e objetos de corte e óxidos minerais para a utilização de pigmentação (GIL, 2014), sendo a extração dessas substâncias através de ferramentas e técnicas rudimentares responsáveis por uma geração de rejeitos e impactos no meio ambiente consideradas desprezíveis. A partir da revolução industrial houve um aumento na demanda de insumos minerais e um crescimento nas quantidades de resíduos, classificados como resíduos sólidos de extração e rejeitos do tratamento e beneficiamento, podendo ser encontrados como pilhas de minérios, rochas, sedimentos, solos, lamas e polpas (IBRAM, 2016), causando distúrbios na biosfera, uma vez que liberam rejeitos orgânicos como hidrocarbonetos, rejeitos inorgânicos e metais pesados (BHARGAVA, et al., 2012).

O processo de mineração atual utiliza diversas matérias primas, sendo a água o recurso mais importante, uma vez que a operação é totalmente condicionada à disponibilidade desse recurso natural. Esse tipo de atividade se destaca pela interação com os recursos hídricos superficiais e subterrâneos, através do uso nos processos produtivos nos processos de lavra, beneficiamento, transporte dos minérios (MELLO, et al., 2014).

Contudo, a presença de minerais sulfetados nos resíduos de mineração quando dispostas na superfície terrestre sofrem oxidação por reação com água e oxigênio presente na atmosfera, produzindo uma solução aquosa e ácida denominada Drenagem Ácida de Mina (DAM). Essa solução com características de baixos valores de pH, altas concentrações de sulfato e cátions metálicos, em concentrações superiores àquelas encontradas normalmente em ambientes naturais, ao penetrar rochas e solos são responsáveis por solubilizar elementos químicos, contaminando assim águas superficiais e subterrâneas com Mn, Cr, Cd, Zn, Pb, As (MELLO et al., 2014).

Uma alternativa viável para o polimento da drenagem ácida de minas são os sistemas conhecidos como *Wetlands*, que são caracterizados por simular um processo natural pantanoso, sendo seus mecanismos ecológicos controlados por processos hidráulicos. Esses sistemas atuam como biofiltro, apresentando a capacidade de remover diferentes tipos de poluentes (SEZERINO, 2015), apresentando periodicamente a predominância de macrófitas, um substrato dominante de solo hidromórfico e um substrato inorgânico como pedregulhos (COWARDIN, 1979). Nesses ambientes aquáticos, os metais pesados podem se associar à partículas de matéria orgânica, sofrendo transformações físicas, químicas e biológicas, onde as plantas aquáticas absorvem esses elementos através de suas raízes e folhas através da capacidade de bioacumulação (CRUZ, 2009).

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a absorção de metais na macrófita de espécie *Typha domingensis* em sistemas *Wetlands* Construídos de Fluxo Vertical, utilizando diferentes composições de substratos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Construir em escala piloto três unidades de *Wetlands* utilizando como substrato cinco diferentes elementos Resíduo de Indústria de Celulose, Resíduos de Construção Civil, um agregado de origem artificial popularmente conhecido como “Brita” e dois tipos de matéria orgânica, sabugo de milho e esterco associados com a macrófita *Typha domingensis* e verificar o seu desenvolvimento.

Analisar os parâmetros pH, Condutividade e Turbidez.

Analisar a concentração de metais na raiz, caule e folha presentes nas macrófitas a partir dos Fator De Translocação.

Comparar as absorções de metais nas macrófitas nas três unidades *Wetlands* construídas com substratos diferentes a partir do Fator de Bioacumulação

Analisar visualmente as características das macrófitas em diferentes substratos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS

A drenagem ácida de minas (DAM) é classificada como um fenômeno que se inicia quando rochas que contenham minerais sulfetados são retirados do interior da terra, ocorrendo de forma natural e por consequência de atividades de mineração. Esses minerais ao entrarem em contato com o oxigênio e água sofrem por reações de oxidação, liberando uma solução aquosa ácida, com altas concentrações de sulfato e cátions metálicos, e quando penetram nas rochas e solos solubilizam elementos químicos, contaminando assim águas superficiais e subterrâneas, sendo transportados por grandes distâncias causando efeitos danosos nos ecossistemas (MELLO, et al., 2014).

A DAM pode ser gerada em diferentes locais, depósitos de rejeitos de minas, pátios de armazenamento de minérios e em lavras, sendo sua composição variando de acordo com a mineralogia da mina, conforme a Tabela 1, sendo necessário estudos para prever o potencial do impacto, viabilidade das ações a serem tomadas pela mineradora. Os minerais que apresentam bissulfetos de ferro em sua composição, como a pirita e marcassita são os principais geradores da DAM, além dos minerais pirrotita, arsenopirita e calcopirita (MELLO, et al., 2014).

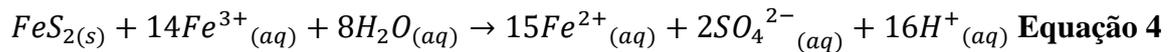
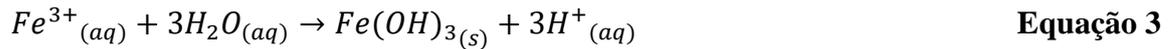
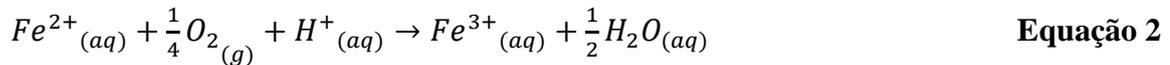
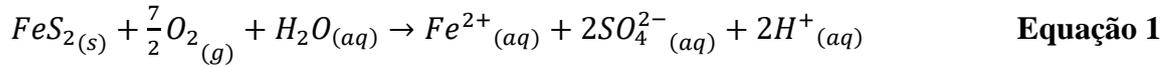
Tabela 1 - Composição do efluente de drenagem ácida de mina

Mineral		Espécies aquosas após oxidação completa	Minerais Secundários
Pirita	FeS_2	Fe^{3+}, SO_4^{2-}, H^+	Hidróxidos de Ferro e Sulfatos; Gipsita
Marcassita	FeS_2	Fe^{3+}, SO_4^{2-}, H^+	Hidróxidos de Ferro e Sulfatos; Gipsita
Pirrotita	$Fe_{(1-x)}S$	Fe^{3+}, SO_4^{2-}, H^+	Hidróxidos de Ferro e Sulfatos; Gipsita
Calcopirita	$CuFeS_2$	$Cu^{2+}, Fe^{3+}, SO_4^{2-}, H^+$	Hidróxido de Ferro e Sulfatos, Hidróxido de Cobre e Carbonatos; Gipsita
Calcocita	Cu_2S	$Cu^{2+}, Fe^{3+}, SO_4^{2-}, H^+$	Hidróxido de Cobre e Carbonatos; Gipsita
Bornita	Cu_5FeS_4	$FeS_4, Cu^{2+}, Fe^{3+}, SO_4^{2-}, H^+$	Hidróxido de Ferro e Sulfatos, Hidróxido de Cobre e Carbonatos; Gipsita
Arsenopirita	$FeAsS$	$Fe^{3+}, AsO_4^{3-}, SO_4^{2-}, H^+$	Hidróxido de Ferro e Sulfatos, Arsenatos de Ferro e Cálcio; Gipsita
Molibdenita	MoS_2	$MoO_4^{2-}, SO_4^{2-}, H^+$	Hidróxido de Ferro, Sulfatos, Molibdatos; Óxidos de Molibdênio; Gipsita
Esfalerita	ZnS	Zn^{2+}, SO_4^{2-}, H^+	Hidróxidos de Zinco e Carbonato; Gipsita
Galena	PbS	Pb^{2+}, SO_4^{2-}, H^+	Hidróxidos de Chumbo, Carbonatos; Gipsita
Cobalita	$CoAsS$	$Co^{2+}, AsO_4^{3-}, SO_4^{2-}, H^+$	Hidróxido de Cobalto, Carbonatos, Arsenatos de Ferro e Cálcio; Gipsita

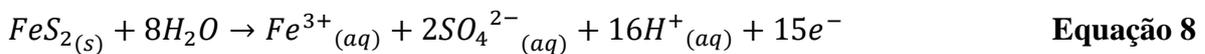
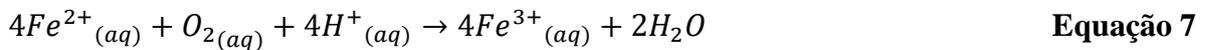
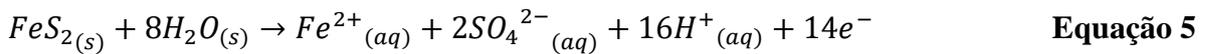
Fonte: Adaptado de Hutchinson; Ellison (1992)

A formação da DAM pode ser explicada através de duas hipóteses, sendo a primeira causada pelo processo de oxidação do bissulfeto de ferro (Equação 1) e posteriormente o Fe^{2+} é oxidado a Fe^{3+} (Equação 2), que por hidrólise produz hidróxido férrico e os prótons liberados durante esses processos são responsáveis por tornar o meio ácido (Equação 3), sendo acelerada

através de atividades microbianas que oxidam o enxofre e ferro, aumentando a concentração de Fe^{3+} no meio (Equação 4) (SINGER; STUMM, 1970).



A segunda hipótese sugere que a oxidação de pirita na ausência de O_2 (Equação 5, 6, 7 e 8) são responsáveis por produzir S^0 ou SO_4^{2-} , onde através de processos eletroquímicos ocorrem semirreações de oxidação da pirita, conforme Equações 5 a 8 (SINGER, STUMM, 1970).



Caso ocorra a geração de DAM, a mesma deverá ser tratada anteriormente ao descarte no meio ambiente. O tratamento da DAM pode ser realizado de diferentes processos, sendo dividida em duas categorias, ativo e passivo. Enquanto o tratamento ativo envolve na adição física de um agente neutralizante à fonte da DAM ou no local impactado, o tratamento passivo engloba diferentes técnicas para elevar o pH e reduzir as cargas de metal por meio de projetos construídos (FRIPPET AL., 2000).

Materiais de reação alcalina como calcários, óxido de cálcio, cal hidratada, soda cáustica, carbonato de sódio e hidróxido de amônio têm sido utilizados para a neutralização de DAM, no entanto esses processos envolvem enormes quantidades de materiais, sendo afetado pela cinética da reação de dissolução, como no caso do $CaCO_3$ e da oxidação do FeS_2 , pela morfologia da pirita e sulfetos, pH do substrato, temperatura, concentração do oxigênio e gás carbônico no meio, tamanho das partículas, pureza e distribuição do calcário. Buscando minimizar esses custos de neutralização, a associação de técnicas é utilizada. A utilização de

resíduos orgânicos para redução de custo é amplamente utilizada, uma vez que aumenta a disponibilidade de nutrientes, a capacidade de troca de cátions e capacidade tampão de acidez. Como materiais alternativos são utilizados resíduos orgânicos como compostos de lixo urbano, lodo ativado e bagaço de cana (MELLO, et al., 2014).

A cobertura do substrato utilizando camadas de solos com a finalidade de limitar a percolação de água de chuva e ingresso de oxigênio nos materiais, sendo utilizados solos argilosos e resíduos já oxidados da mineração. Como terceira estratégia, a inundação dos resíduos sulfetados ocasiona a limitação da disponibilidade de oxigênio, tornando esses resíduos quimicamente inertes (MELLO, et al., 2014).

Sistemas de tratamento denominados *Wetlands* são utilizados para o manejo das águas ácidas. Nesses ambientes ocorrem processos de adsorção de íons metálicos pelos argilominerais, reações de íons metálicos com os ácidos húmicos, retirada de metais pesados e outras substâncias pela atividade das macrófitas, decomposição de compostos orgânicos e redução de sulfatos com precipitação de sulfetos por meio de processos anaeróbios e tamponamento da acidez (MELLO, et al., 2014).

3.2 SISTEMAS WETLANDS

O termo *Wetlands* quando traduzido se refere às zonas úmidas e são conhecidos como ecossistemas naturais que se encontram molhados a maior parte do ano como, brejos, mangues, pântanos, várzeas e veredas (KANDLEC; WALLACE, 2009). Sistemas que apresentem predominância de macrófitas, um substrato dominante de solo hidromórfico e um substrato inorgânico como pedregulhos são classificados como um sistema *Wetlands* que apresentam uma ou mais características de zonas úmidas e seus ecossistemas (COWARDIN, 1979).

Os *Wetlands* são classificados como ecossistemas que apresentam alta taxa de atividades biológicas. Em virtude dessa alta atividade biológica esses ecossistemas apresentam a capacidade de transformar muitos poluentes comuns presentes em águas residuais em subprodutos utilizados para a produtividade biológica (KANDLEC; WALLACE, 2009).

Os primeiros experimentos visando a possibilidade da utilização de sistemas *Wetlands* para o tratamento de águas residuais foram realizados em 1950 na Alemanha com trabalhos de Käthe Seidel, sendo diversos experimentos realizados com macrófitas aquáticas para melhorar a qualidade da água e posteriormente para tratamento de águas residuárias de fenol, laticínios e atividades agropecuárias (KADLEC; WALLACE, 2009).

Diante disso, os *Wetlands* construídos são sistemas que foram projetados para auxiliar o tratamento de águas residuais com o intuito de utilizar os processos naturais que envolvem a vegetação, o solo e as atividades microbianas (VYMAZAL, 2010), sendo projetados a partir de uma simulação de ecossistemas (MACHADO et al., 2017). A construção de *Wetlands* pode ser realizada através de diferentes modelos hidráulicos, se diferenciando em características como design e processos responsáveis pela remoção da poluição (VYMAZAL, 2010), classificados de maneira geral como *Wetlands* de superfície de água livre, *Wetlands* de fluxo horizontal e *Wetlands* de fluxo vertical (KANDLEC; WALLACE, 2009), a construção de sistemas híbridos apresenta, sistemas que apresentam diferentes modelos de *Wetlands*, com a finalidade de alcançar maior efeito de tratamento (VYMAZAL, 2005).

Os mecanismos naturais presentes em atividades biológicas da biota local são responsáveis por tornar os projetos de *Wetlands* construídos uma solução de baixo custo em relação à sua manutenção (KANDLEC; WALLACE, 2009). As plantas presentes em sistemas *Wetlands* apresentam função de fornecimento de substrato para o crescimento de microrganismos, perda de oxigênio por difusão, absorção de nutrientes presentes no efluente e isolamento da superfície do leito (BRIX, 1994).

Os mecanismos envolvidos nos sistemas *Wetlands* são: desnitrificação, adsorção de íons amônio e de metais por minerais classificados como argilominerais, adsorção de íons metálicos e de compostos fosforados pela matéria orgânica e complexação de íons metálicos por parte dos ácidos húmicos, decomposição de matéria orgânica por atividades aeróbias e anaeróbias, remoção de patógenos por atividades microbianas com auxílio da radiação ultravioleta e retirada de metais pesados por macrófitas (UNEP, 2004).

No meio filtrante o contaminante presente no efluente é removido por degradação microbiana e processos físicos e químicos em zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias (VYMAZAL, 2001). Os compostos orgânicos são efetivamente degradados principalmente por atividades microbianas onde a concentração de oxigênio dissolvido é escassa, em zonas anóxicas e anaeróbicas (VYMAZAL, 2008). Presente no efluente, os sólidos suspensos são retidos predominantemente através da filtração e sedimentação (VYMAZAL, 2008). Compostos nitrogenados são removidos através de mecanismos de desnitrificação. O fósforo é removido através de reações de deslocamento das hidroxilas dos compostos. A limitação de oxigênio ocasiona em baixa remoção de amônia (VYMAZAL, 2007).

A construção desses sistemas é realizada em diferentes configurações, variando na direção do fluxo de escoamento, tipo de substrato, matéria orgânica, microrganismos e macrófitas.

Os diferentes materiais utilizados nesses sistemas apresentam características e funções próprias.

O material conhecido como brita tem sua origem através de processo físico de “moer” e separar os fragmentos de rochas de granito, gnaiss, calcário e basalto, esse material é responsável por atuar como suporte físico para as plantas, disponibilizando uma maior área superficial, auxiliando a remoção de componentes orgânicos e inorgânicos por meio de processos físico e químicos (RUBIM, 2017).

Os resíduos de construção civil são constituídos de silicatos, aluminossilicatos de Ca, K e Na (argilas, quartzo e feldspato) e carbonatos de Ca e Mg (calcários e dolomitas), tendo sua coloração afetada através do processo de queima de impurezas contidas no material como óxido de ferro, a qual resulta em uma coloração avermelhada.

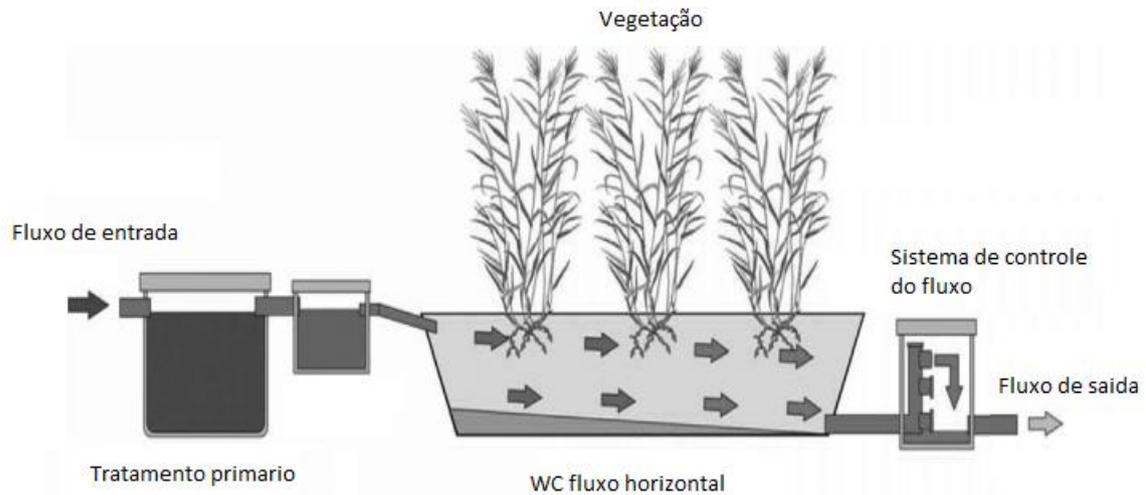
De acordo com Foelkel (2011), os componentes dos resíduos da indústria de celulose, o DREGS é resultante da queima incompleta do licor negro na caldeira de recuperação e posterior precipitação de elementos como Al, Mg, Mn, Fe, Co, P, Si e Ca, enquanto o GRITS consiste no material insolúvel removido do reator de apagamento, sendo rico em Ca, Mg, K, Na e Al, além de pirssonita ($\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot \text{CaCO}_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$).

O sabugo de milho e esterco bovino são utilizados principalmente como fonte de matéria orgânica, porém apresentam outras funções. Enquanto o primeiro é responsável por fornecer fonte de carbono para aderir os microrganismos responsáveis pela transformação e purificação das águas residuais (YU, 2019; QUAN, 2005;), o esterco bovino é responsável por ser uma fonte de inóculo de bactérias redutoras de sulfato que proporcionam uma redução na concentração de sulfato presente no meio e fonte de metais como N, P, K, Ca, Mn, S, B, Cu, Fe, Mg e Zn (SULZBACH, 2015).

Wetlands construídos na horizontal são aqueles projetados para tratamento de efluente primário, consistem em uma tubulação de entrada, fundo impermeabilizado, meio filtrante, vegetação e tubulação com controle do volume conforme a Figura 1. O efluente lançado nesse sistema flui através das camadas do meio filtrante do ponto de lançamento para regiões onde estão presentes as raízes e rizomas das plantas através da gravidade e porosidade, não apresentando uma lâmina d’água superficial. O efluente localizado no fundo da superfície flui ao redor das raízes e rizomas das macrófitas no fundo do sistema, evitando o risco associado à exposição humana ou da vida selvagem (KANDLEC; WALLACE, 2009), sendo os compostos orgânicos degradados anaerobicamente por bactérias nessas regiões (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008), através da combinação de fatores físicos, químicos e biológicos (VYMAZAL, 2005), através de mecanismos físicos de filtração e adsorção (STEVIK et al.,

2004) atividades microbianas de oxidação dos poluentes (SEIDEL, 1976; GERSBERG et al., 1989; BRIX, 1997).

Figura 1 - *Wetland* construído de fluxo horizontal



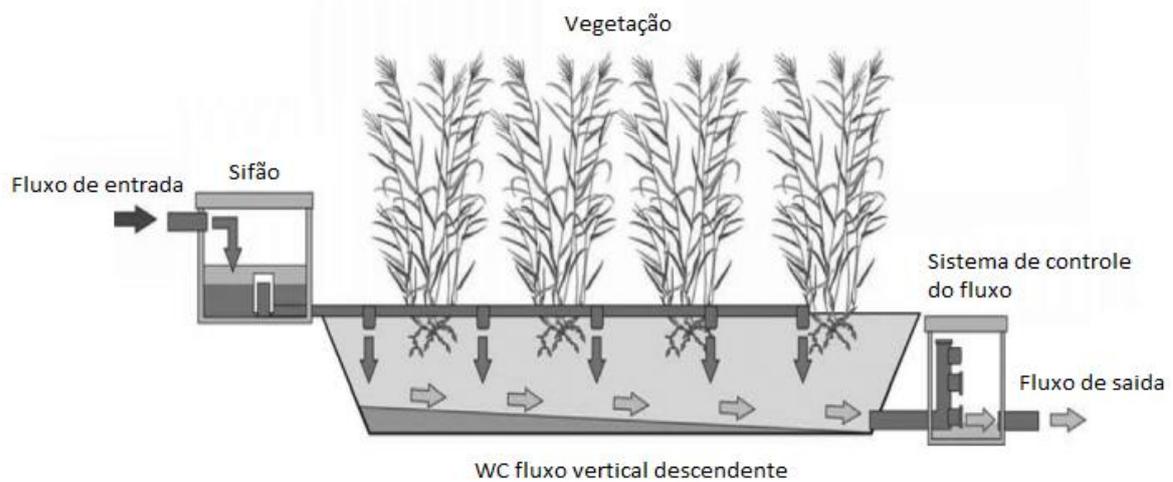
Fonte: F. Masi, N. Martinuzzi, *Desalination* 215 (2007) - Adaptado

Wetlands construídos na vertical descendente são aqueles projetados para o tratamento de efluente, consiste em uma tubulação de entrada, leito impermeabilizado, meio filtrante, vegetação e tubulação para drenagem do sistema. O efluente lançado nesse sistema flui através das camadas do meio filtrante do ponto de lançamento para regiões onde estão presentes as raízes e rizomas das plantas através do arraste de oxigênio presente na atmosfera e no efluente conforme a Figura 2 (KANDLEC; WALLACE, 2009).

Nesse sistema há necessidade de bombeamento dos efluentes de forma intermitente, ocasionando assim um sistema mais aeróbico quando comparado ao sistema construído horizontal, criando condições adequadas para reações de nitrificação (VYMAZAL, 2008).

Sistemas de *Wetlands* construídos na vertical são utilizados para tratar efluentes em que os limites são definidos para o nitrogênio amoniacal, podendo ser utilizado para efluentes de refinarias (ASLAM, 2007) e compostagens (LINDENBLATT, 2005).

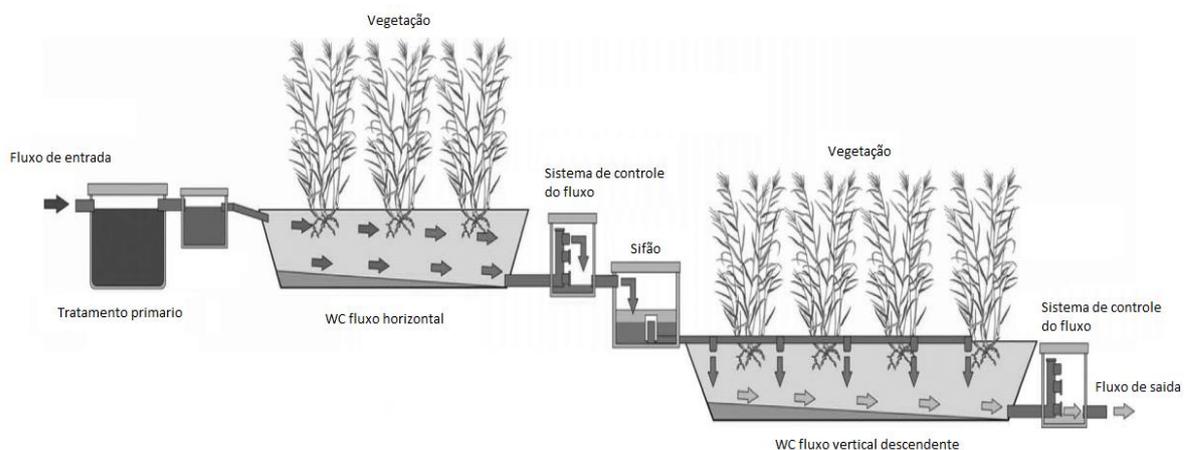
Figura 2 - *Wetland* construído de fluxo vertical descendente



Fonte: F. Masi, N. Martinuzzi, *Desalination* 215 (2007) - Adaptado

A construção que utiliza a combinação de diferentes tipos de Sistemas *Wetlands* são aqueles denominados como híbridos, conforme a Figura 3, sendo responsáveis por apresentar uma maior eficiência na remoção de poluentes (KANDLEC; WALLACE, 2009). *Wetlands* construídos de fluxo horizontal apresentam uma limitada capacidade de oxidar compostos amoníacos presente nos efluentes, enquanto os construídos de fluxo vertical descendente apresentam alto níveis de transferência de oxigênio. A combinação desses sistemas ocasiona um sistema híbrido capaz de nitrificar e desnitrificar os compostos presentes no efluente lançado (COOPER et al., 1999).

Figura 3 - *Wetland* construído híbridos



Fonte: F. Masi, N. Martinuzzi, *Desalination* 215 (2007) - Adaptado

3.3 FITORREMEDIAÇÃO

Algumas espécies de plantas apresentam a capacidade de sobreviver a altas concentrações de metais acumulados em seus tecidos (CARDWELL, et al., 2002). O uso de plantas para remover contaminantes é denominada como fitoremediação (PIO, et al., 2013): uma técnica utilizada em projetos de biorremediação de ambientes aquáticos contaminados por metais pesados (RODRIGUES, et al., 2016) através de processos que ocasionem a degradação, extração, contensão e imobilização dos contaminantes do solo e água (ROCK, et. al., 2000).

De acordo com Cunningham & Ow (1996), quase todas as plantas são capazes de absorver, sequestrar e degradar contaminantes orgânicos e inorgânicos durante o seu processo de crescimento, sendo sua efetividade limitada pela capacidade da planta em absorver os metais, clima, tipo de solo, concentração, profundidade do contaminante e interferência do contaminante no crescimento da planta (CUNNINGHAM & OW, 1996), tendo esse processo de absorção dos contaminantes não de forma imediata, sendo realizado durante o processo de crescimento das plantas (ROCK et al., 2000).

A utilização de plantas como agente descontaminador do solo e água ocorre através de processos de assimilação direta dos contaminantes e acumulação de metabólitos não tóxicos nos tecidos vegetais como componentes estruturais através do fenômeno de absorção que ocorrem pelas raízes por processos de difusão, fluxo de massa e interceptação radicular. O fácil cultivo e elevada taxa de crescimento possibilitam a utilização das macrófitas em estratégias de fitoremediação (RODRIGUES et al., 2016).

A fitoremediação que ocorre na raízes são divididas em fitoextração, rizofiltração e fitoestabilização, onde a primeira é a captação dos contaminantes pelas raízes e translocação dentro da planta, acumulando nos tecidos (SUSALA, 2002; RODRIGUES et al., 2016), já a segunda uma técnica de adsorção, precipitação ou absorção de contaminantes que estão em solução aquoso ao redor da zona da raízes, acumulando nas raízes (ROCK et al., 2000; RODRIGUES et al., 2016), enquanto a terceira implica na imobilização do contaminante do solo através da absorção e redução de água no solo para impedir a movimentação do contaminante (SUSALA, 2002).

A presença de metais em alta concentração podem ocasionar alterações fisiológicas, inibindo o crescimento da raiz, alteração na estrutura da folha, como modificações de coloração e alterações na absorção de outros nutrientes como o Fe. Essas alterações são responsáveis por reduzir a produção de biomassa das plantas devido interversões durante processos de produção de clorofila. Os metais podem apresentar efeitos de toxicidade nas plantas quando encontrados

em concentração superior a 1mg/g de Cu, 3,185mg/g de Mn e 5,2mg/g de Zn (PRIMO, 2015; LIZIERI, 2011; KABATA; PENDIAS, 1999; ZARANYIKA; NYATI, 2017; KLINK et al., 2014; MAHMOUD; GHONEIM, 2016; NEDEFF et al., 2018).

Quando se analisa os efeitos de toxicidade do cobre, seus principais sintomas são perceptíveis nas células localizadas nas folhas, onde há uma redução do crescimento, clorose e necrose e posteriormente sintomas de senescência e abscisão. Segundo Lalau (2014), o decréscimo no conteúdo de carotenoides totais em amostras foi ocasionado pela presença de nanopartículas de Cu. Proença et al. (2012) descreveu em seu experimento efeitos prejudiciais sobre o crescimento da macrófita em concentrações elevadas de cobre. Shi et al. (2011) descreveu colorações amareladas em estruturas de folhas do gênero *Lemna* devido à presença de Cu. Yang et al. (2011) e Cambrollé et al. (2015) descreveram um aumento de síntese de proteínas e enzimas envolvidas na defesa aos danos oxidativos e alterações no transporte de elétrons da fotossíntese e fotoinibição devido à exposição de Cu. Yruela (2005) e Gratão et al. (2005) descreveram alterações no crescimento devido à interferência em processos de síntese de proteínas e atividades de enzimas nos processos de fotossíntese e respiração.

Já para os efeitos de toxicidade de manganês, seus sintomas são perceptíveis através de manchas de coloração marrons, alaranjadas, pontos pretos e necroses. Segundo Silva et al. (2021), a macrófita *S. polyrhiza* quando cultivada em seu experimento sob excesso de Mn em solução apresentaram clorose foliar e redução significativa da biomassa, perdendo 38% da biomassa em relação ao grupo controle. Wissemeyer e Horst (1992), em seus experimentos relataram sintomas visuais devido à toxidez por Mn. Foy (1984) e Lindon et al. (2004) descreveram alterações nas paredes celulares, necrose do caule e das folhas, redução da capacidade fotossintética e crescimento retardado. Lizieri et. al. (2011) descreveu alterações visuais nas macrófitas *Azolla carolinian* e *Salvinia* devido à exposição ao Mn, apresentando clorose na região basal e gradualmente estendendo-se até a região apical.

Os efeitos de toxicidade de zinco são perceptíveis em células localizadas nas folhas, onde sintomas de clorose são apresentados. Segundo Primo et al. (2015), os primeiros sintomas são observados nas folhas mais jovens, apresentando inicialmente clorose seguido por avermelhamento das folhas. Em caso de toxidez severa, são apresentadas lesões necróticas nas folhas. Reichman (2002) descreveu efeitos de toxicidade em estruturas da raiz, onde houve uma redução no crescimento e engrossamento da raiz principal, encurtamento das raízes laterais e coloração amarelada. Eckhard (1995) em seus experimentos descreveu que o Zn em concentrações elevadas afeta o crescimento e metabolismo das espécies. Fontes e Cox (2008) descreveram clorose e deficiência de Fe na solução nutritiva e conseqüentemente a redução na

produção de matéria seca devido a exposição a níveis de toxicidade do Zn. Sridhar et al. (2007) descreveram correlações significativas entre o acúmulo de Zn em partes aéreas e raízes, apresentando alterações estruturais como redução dos espaços intercelulares, quebra dos feixes vasculares e encolhimento das células paliçadas e epidérmicas.

3.4 ESPÉCIES DE VEGETAÇÕES UTILIZADAS EM WETLANDS

As macrófitas presentes nos sistemas *Wetlands* apresentam diversas propriedades de tratamento de compostos presentes em um efluente (BRIX, 1997) sendo uma das partes essenciais do sistema (VYMAZAL, 2011). Diferentes espécies apresentam um potencial para uso em *Wetlands* (VYMAZAL, 2011). Plantas que apresentem a tolerância a altas cargas orgânicas e de nutrientes, abundância no fornecimento de substrato através da produção de raízes e rizomas e alta biomassa acima do solo para fins de isolamento térmico do sistema e remoção de nutrientes por meio de colheita (ČÍŽKOVÁ-KONČALOVA, 1996).

As plantas requerem nutrientes para o seu crescimento e reprodução, assim absorvendo os nutrientes presente na rizosfera (BRIX, 2003; DYKYJOVA, 1978). Estudos comparativos demonstram que a utilização de diferentes espécies de macrófitas e diferentes configurações resultam na alteração da eficácia do sistema (GERSBERG, 1986; FINLAYSON & CHICK, 1983), conforme a Tabela 2 Wu, et al., (2015).

Os sistemas *Wetlands* fazem o uso de vegetações locais que estão facilmente disponíveis como o uso de macrófitas específicas (VYMAZAL, 2011), *Phragmites* ssp., *Typha* ssp., *Scirpus* (*Schoenoplectus*) ssp., *Phalaris arundinacea*, *Iris* ssp., sendo as espécies que são mais utilizadas nos sistemas de *Wetlands* (BRISSON & CHAZARENC, 2009).

Tabela 2 Performance de remoção de compostos

Sistema Construído	Área (m ²)	Plantas	DQO (mg/L)		NH ₄ (mg/L)		PO ₄ ⁽⁻³⁾ (mg/L)		Fonte*
			Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	
Horizontal	72	<i>A. donax</i>	68 a 425	27 a 130	0,1 a 20	0,1 a 5,8	0,6 a 3	0,1 a 0,4	C
Horizontal	72	<i>S. fruticosa</i>	68 a 425	28 a 167	0,1 a 20	0,1 a 5,4	0,6 a 3	0,1 a 0,5	C
Horizontal	378	<i>P. australis</i>	200 a 308	160 a 240	0,5 a 79	0,2 a 4	4,3 a 17,9	3 a 15,3	E
Horizontal	4,5	<i>T. latifolia</i>	2104	979 a 1333	-	-	-	-	D
Horizontal	1,2	<i>P. australis</i>	1966 a 2093	833 a 776	74 a 83	61 a 80	0,25 a 0,3	0,29 a 0,44	A
Horizontal	1,2	<i>T. latifolia</i>	1966 a 2093	855 a 745	74 a 83	59 a 82	0,25 a 0,3	0,28 a 0,37	A
Vertical	-	<i>P. australis</i>	530 a 1216	408 a 750	-	-	-	-	G
Híbrido Horizontal	2,4	<i>T. latifolia</i>	808 a 2449	120 a 701	77 a 126	33 a 68	0,1 a 1	0,1 a 0,7	B
Híbrido Horizontal	2,4	<i>P. australis</i>	808 a 2449	105 a 441	77 a 126	27 a 68	0,1 a 1	0,1 a 0,7	B
Híbrido Horizontal e Vertical	2,6	<i>P. australis</i>	11500	200	111	15	30	3	F

* Referência: A - Calheiros et al., 2007; B - Calheiros et al., 2009; C - Calheiros et al., 2012; D - Dotro et al., 2012; E - Kucuk et al., 2004; F - Saeed and Sun 2012; G - Tiglyene et al., 2005

Fonte: Wu, et al., (2015) - Adaptado

3.4.1 PHRAGMITES SPP

Popularmente conhecida como “caniço-de-água” ou como “junco” (Figura 4) é a espécie mais utilizada nesses sistemas *Wetlands* construído (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008) e sua estrutura é apresentada na Figura 5 (REFLORA, 1984).

Caracterizada por ser uma gramínea tolerante a inundações, apresenta um sistema de raízes e rizomas com 0,6 a 1 metro de profundidade e 0,5 a 8 metros de altura (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008), folhas largas e lisas variando de 6 a 24 centímetros de comprimento e 0,4 a 2,4 cm de largura com hastes verticais, podendo ser encontrada naturalmente em matagais densos ou perto de águas rasas, sendo nativa da Eurásia e África.

Figura 4 - Sistema *Wetland* construído utilizando *Phragmites* spp



Fonte: Lenka Kröpfelová (2009) - Adaptado

Figura 5 - Foto *Phragmites australis*



Fonte: Herbário Alberto Castellanos, Rio de Janeiro (1984)

A utilização dessa espécie apresenta eficiência na remoção de metais, conforme a Tabela 3, onde sua maior acumulação ocorre em estruturas próximas a áreas da raiz e rizoma (BONANNO; GIUDICE 2009; WOJCIECHOWSKA, et. al., 2019).

Tabela 3 - Concentrações de metais pesados em diferentes estruturas de *Phragmites australis* (mg/kg)

Estrutura	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
	2,13	158,97	19,31	8,41	513,31	10,79	31,84	136,77
Raiz e Rizoma	0,107	3,81	3,19	-	-	1,69	2,88	23,1
	0,015	6,84	66,2	-	-	12,4	4,43	691
Caulo	0,68	0,4	2,31	1,05	27,92	0,48	9,87	10,04
	0,007	0,241	0,827	-	-	0,264	0,153	11,7
	0,055	0,901	14,4	-	-	0,594	0,109	473
Folha	1,05	0,69	4,13	1,73	308,3	1,69	13,2	28,4
	0,015	0,219	1,92	-	-	0,845	0,212	24,5
	0,021	0,868	11,3	-	-	1,06	0,039	340

Fonte: Bonanno; Giudice, 2009; Wojciechowska, et al., 2019

3.4.2 PHALARIS ARUNDINACEA

Popularmente conhecida como “capim-amarelo”, é uma gramínea perene que produz um sistema de raízes e rizomas que penetram uma profundidade de 30 a 40 centímetros e 7 a 40 centímetros de altura, presente naturalmente em locais em climas frios e úmidos e em grandes altitudes (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008), sendo encontrada de forma nativa em regiões da Europa, Ásia e América do Norte, sendo utilizada nos sistemas *Wetlands* construídos (Figura 6) e sua estrutura é apresentada na Figura 7 (HUFU, 2012).

A utilização dessa espécie apresenta eficiência na remoção de metais, conforme a Tabela 4, onde sua maior acumulação ocorre em estruturas próximas a áreas da raiz e rizoma (KABATA, 2001; MARKERT, 1992; POLECHONSKA; KLINK, 2014).

Figura 6 - Sistema *Wetland* construído utilizando *Phalaris arundinacea*



Fonte: Lenka Kröpfelová (2009) - Adaptado

Figura 7 - Foto *Phalaris arundinacea*



Fonte: Herbário Uberlandense, HUFU (2012)

Tabela 4 - Concentrações de metais pesados em diferentes estruturas de *Phalaris arundinacea* (mg/kg)

Estrutura	Zn	Mn	Fe	Pb	Cu	Ni	Cd	Co	C
Raiz e Rizoma	39,2	114	401	1,52	3,83	2,17	0,079	0,7	2,24
	38,9	138	512	1,02	7,57	3,7	0,052	0,68	5,62
	84,1	146	792	1,65	9,17	4,65	0,231	0,65	5,58
	44,5	111	1047	1,95	9,7	9,69	0,038	1,36	14,3
Caule	16,5	11,1	28,6	1,12	0,89	0,12	-	0,1	0,45
	27,6	16,1	61	1,29	1,24	0,1	-	0,03	0,62
	38,4	19,2	19,8	1,5	1,72	0,16	-	0,003	0,32
	29,2	37,9	0,2	0,81	2,09	0,17	-	0,05	1,26
Folha	21,6	27,5	185	0,19	3,78	0,46	0,012	0,09	1,01
	26,4	94,9	153	0,88	4,22	0,91	0,036	0,18	1,66
	34,9	69,9	157	1,06	4,48	1,11	0,015	0,09	1,63
	18,4	70,7	37,2	0,29	3,59	0,79	0,012	0,08	0,56
	12,1	16,3	39,2	17,6	103	96,6	56,1	42,4	76,7
	10	20	50	0,1	5	0,1	0,05	0,01	0,02

Fonte: Kabata, 2001; Markert, 1992; Polechonska; Klink, 2014

3.4.3 *TYPHA SPP*

Popularmente conhecida como “taboa”, é uma planta aquática muito frequente em locais de brejo e alagados, ocorrendo naturalmente na América do Norte, América do Sul, Ásia e Europa. Planta perene com rizomas extremamente ramificados com folhas planas ligeiramente arredondadas podendo atingir até 3 metros de altura (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008). Segundo Cordazzo & Seeliger (1988), o caule é responsável por apresentar uma porção rizomatosa rastejante e grossa e outra eretas, altas e com folha longas, inseridas próximas à base, com enervação paralela, formando denso agrupamentos de estandes. As flores estaminada e flores pistiladas são apresentadas sob a forma de uma inflorescência cilíndrica. A inflorescência pode apresentar-se em espiga contínua ou interrompida de coloração escura. São utilizadas em sistemas *Wetlands* construídos conforme a Figura 8, tendo sua folha representada pela Figura 9 (HUENF 2008) e estrutura na Figura 10 (IFAS, 1990).

Figura 8 - Sistema *Wetland* construído utilizando *Typha* spp



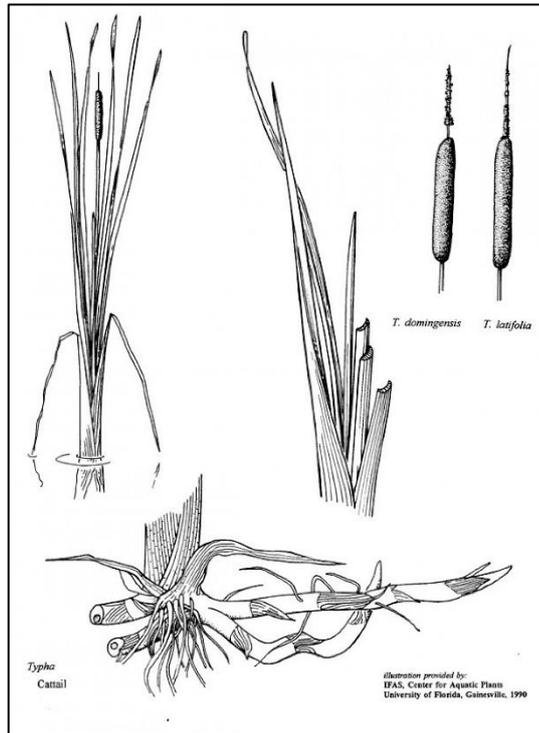
Fonte: Jan Vymazal (2009) - Adaptado

Figura 9 - Foto *Typha* spp



Fonte: Herbário Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, HUENF (2008)

Figura 10 - Estrutura da *Typha* spp



Fonte: IFAS (1990)

De acordo com Bonanno; Cirelli, (2017), Cardwell, et al., (2002), Arivoli, et al., (2015) e Zocche, et al., (2009), a macrófita apresenta uma maior presença de metais na raiz quando comparados com a quantidade presente na folha e caule, com exceção do zinco onde a Tabela 5 representa os valores encontrados.

Tabela 5 - Concentrações de metais pesados em diferentes estruturas de Typha (mg/kg)

Estrutura	Al	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Raiz	1756	3,21	0,61	3,67	18,5	3,21	151	36,6	13,7	118
	1890	2,78	0,44	5,88	15,2	3,67	138	53,3	10,9	122
	1780	1,87	0,46	5,54	12,8	2,88	132	41,2	15,2	110
	1740	2,21	0,39	6,75	13,1	3,35	155	35,6	13,5	115
	1568	2,86	0,38	4,26	17,4	1,98	95,8	35,7	8,9	107
	1865	1,95	0,51	5,15	18,8	2,75	126	28,8	10,2	86,8
Rizoma	920	1,29	0,15	3,01	12,7	2,02	51,2	29,6	4,21	97,3
	850	1,34	0,18	4,57	10,4	2,56	32,1	38,7	4,33	103
	845	1,21	0,16	3,24	9,87	1,55	103	28,5	4,32	103
	1055	1,65	0,22	3,85	11,8	1,83	70,1	30,2	6,65	96,5
	821	1,06	0,2	1,89	13,7	1,01	77,6	20,2	3,25	88,7
	962	1,42	0,1	2,48	12,5	1,96	103	21,6	5,23	68
Folha	38	0,1	0,08	1,05	4,67	0,97	51,2	10,9	0,71	38,8
	50,9	0,08	0,05	1,24	3,5	0,85	32,1	10,8	0,65	35,4
	48,5	0,08	0,08	1,01	5,87	0,63	29,7	10,3	0,52	41
	38,3	0,12	0,06	0,95	4,66	0,49	41	8,42	0,44	28,7
	36,1	0,05	0,04	0,91	5,21	0,55	31,6	12,3	0,75	39,1
	44,6	0,06	0,04	0,75	4,04	0,35	36	8,96	0,52	20,2

Fonte: Bonanno; Cirelli, (2017), Cardwell, et al., (2002), Arivoli, et al., (2015) e Zocche, et al., (2009)

– Adaptado.

3.4.4 SCIRPUS SPP

Um gênero composto de aproximadamente 1.130 espécies de plantas herbáceas aquáticas, com sua distribuição em todo mundo, crescendo em regiões úmidas como terrenos pantanosos e nas proximidades de corpos hídricos, conforme a Figura 11 (DESCY; TABACCHI, 2009).

São gramíneas perenes que crescem em tufos ou grandes colônias com sistemas de raízes que penetram em ambientes naturais de 70 a 80 centímetros e em sistemas construídos de 10 a 30 centímetros (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008), tendo sua estrutura representada pela Figura 12 (HMBM, 1939).

Figura 11 - *Scirpus* spp no ambiente de lago



Fonte: Jan Vymazal (2009) - Adaptado

Figura 12 - Foto *Scirpus* spp



Fonte: Herbário Museu Botânico de Curitiba, HMBM (1939)

A utilização dessa espécie apresenta eficiência na remoção de metais, conforme a Tabela 6, onde sua acumulação apresenta um menor valor de concentração com o decorrer dos dias de utilização dos sistemas (BHATTACHARYA, 2006; BOLEJI, et al., 2021; DIAZ, et al., 2006).

Tabela 6 - Concentrações de metais pesados em diferentes estruturas de *Scirpus* (mg/kg)

Elemento	Tempo de exposição	Estrutura	Concentração
As	-	Folha	1,022
Fe	-	Folha	0,38075
Pb	-	Folha	0,711
Zn	-	Folha	1,09925
Cr (III)	0 dias	Raiz	39,33
	2 dias	Raiz	40,33
	4 dias	Raiz	44,8
	6 dias	Raiz	46,15
	8 dias	Raiz	52,78
Mn (II)	0 dias	Raiz	171,2
	2 dias	Raiz	188,38
	4 dias	Raiz	191,66
	6 dias	Raiz	204,91
	8 dias	Raiz	202,82
Pb (II)	0 dias	Raiz	3,11
	2 dias	Raiz	48,35
	4 dias	Raiz	57,86
	6 dias	Raiz	58,24
	8 dias	Raiz	57,26
N	0 dias	Raiz	0,205
		Folha	0,4025
	30 dias	Raiz	1,785
		Folha	4,0175
	60 dias	Raiz	2,0375
		Folha	5,3175
	90 dias	Raiz	3,8175
		Folha	6,6775

**Tabela 7 - Concentrações de metais pesados em diferentes estruturas de *Scirpus* (mg/kg).
continuação**

Elemento	Tempo de exposição	Estrutura	Concentração
P	0 dias	Raiz	0,00175
		Folha	0,00225
	30 dias	Raiz	0,0425
		Folha	0,0425
	60 dias	Raiz	0,0575
		Folha	0,085
	90 dias	Raiz	0,085
		Folha	0,175

Fonte: Bhattacharya, 2006; Boleji et al., 2021; Diaz et al., 2006

3.4.5 *IRIS* SPP

Se tratando de um gênero que apresenta plantas com flores, com distribuição em todos os continentes. São gramíneas perene decorativas, apresentando até 1,5 metro de altura com um sistema de rizomas robusto, encontrada naturalmente em toda Europa, Oriente Médio e norte da África ao longo de corpos hídricos, conforme a Figura 13 (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008) e sua estrutura representada pela Figura 14 (BGBM, 2002).

Figura 13 - *Iris* spp no ambiente de lago



Fonte: Lenka Kröpfelová (2009) - Adaptado

Figura 14 - Foto *Iris* ssp

Fonte: Museu Botânico de Berlim, Zentraleinrichtung der Freien Universität Berlin (2002)

A utilização dessa espécie apresenta eficiência na remoção de metais, dando destaque na remoção de compostos fosforados e nitrogenados, conforme a Tabela 7, onde sua acumulação apresenta um maior valor de concentração com o decorrer dos dias de utilização dos sistemas (HUANG, et al., 2017).

Tabela 8 - Variação da concentração de P, NH₄ e N total em Wetlands utilizando macrófita de espécie *Iris* (mg/kg)

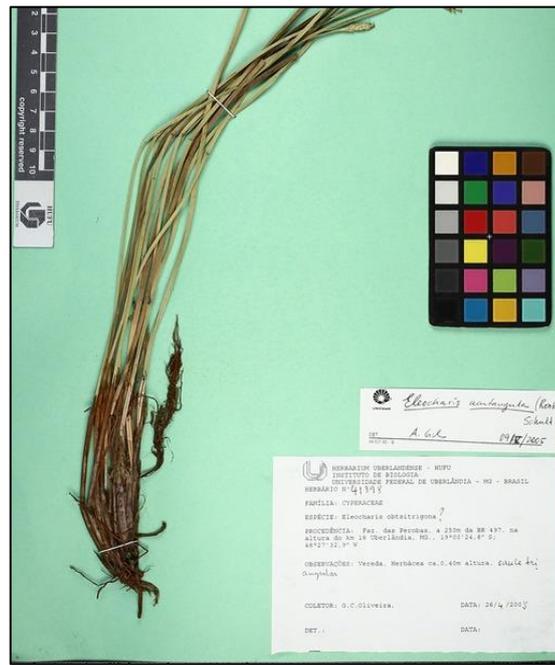
Elemento	P	NH ₄	N
Substrato do Wetlands Naturais - Início	1,06	10,73	11,72
Substrato do Wetlands Naturais - Final	1,49	13	14,23
Vegetação Substrato do Wetlands Naturais - Início	0,78	7,93	9,1
Vegetação do Wetlands Naturais - Final	1,13	10,5	12,07
Substrato do Wetlands Construídos - Início	0,96	7,5	8,41
Substrato do Wetlands Construídos - Final	1,33	10,45	12
Vegetação Substrato do Wetlands Construídos - Início	0,65	6,15	7,39
Vegetação do Wetlands Construídos - Final	0,98	7,32	8,7

Fonte: Huang, et al., 2017

3.4.6 *ELEOCHARIS ACUTANGULA*

Herbáceo presente em locais secos ou sujeitos a inundações, presente em todo o Brasil. Sendo encontrada em campos brejosos e circundando margens de corpos hídricos, tendo sua estrutura representada pela Figura 15 (HUFU, 2013)

Figura 15 - Foto *Eleocharis acutangula*



Fonte: Herbário Uberlandense, HUFU (2005)

A utilização dessa espécie apresenta eficiência na remoção de metais, conforme a Tabela 8, onde sua acumulação apresenta um maior valor de concentração em estruturas próximas a raiz (ZOCCHÉ, 2013).

Tabela 9 - Concentrações de metais pesados em diferentes estruturas de *Eleocharis* (mg/kg)

Elemento	Mn	Fe	Cu	Zn	Cd	Pb
	2509,67	895,1	144,43	419,83	368	13
Raiz	1541	924,93	137,07	137,5	1759,67	14
	795,57	965,83	118,7	220,07	2576,33	11
	116,69	77,54	25,62	197,03	-	-
Folha	116,27	53,18	26,06	73,55	-	-
	111,6	42,96	25,42	63,6	-	-

Fonte: Zocche 2013

4 METODOLOGIA

4.1 CONSTRUÇÃO DO SISTEMA WC

Utilizando a configuração de sistemas *Wetlands* Construídos de Fluxo Vertical Descendente, foram construídas três unidades em escala de bancada, utilizando-se três diferentes materiais como meio filtrante, sendo eles: 1) Resíduo de Indústria de Celulose (RIC), 2) Resíduos de Construção Civil (RCC) e 3) agregado de origem mineral popularmente conhecido como “brita”, representados na Figura 16, e como fonte de matéria orgânica os materiais: sabugo de milho e esterco, representados na Figura 17.

Figura 16 - Amostra dos resíduos de indústria de celulose (A), resíduos de construção civil (B) e brita (C)



Fonte: Silva et al., 2022

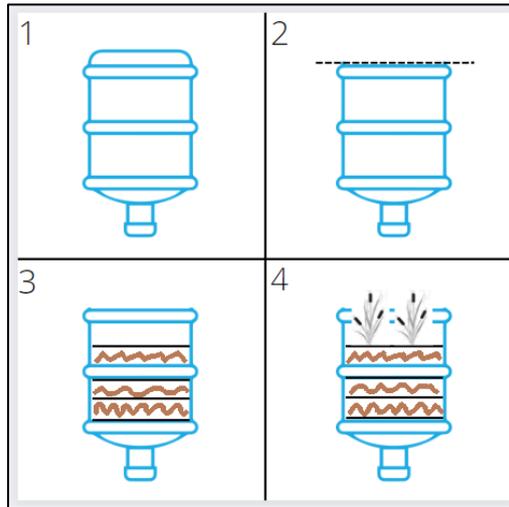
Figura 17 - Amostra do sabugo de milho (A) e esterco (B)



Fonte: Silva et al., 2022

Para a construção das unidades *Wetlands* foram utilizados recipientes em polietileno, com volume útil de 20 litros, sendo a sequência de montagem representada no esquema da Figura 18. Os recipientes foram preparados da seguinte maneira: o fundo foi retirado e reservado, sendo feito diversos furos de 5mm com auxílio de uma furadeira de mesa. Esses furos são responsáveis por permitir a passagem do composto sintético de efluente no sistema. O fundo do recipiente apresenta função de base para as camadas do substrato juntamente com uma camada de uma manta geotêxtil conhecida como “manta bidim”. O substrato foi organizado em camadas, onde, de baixo para cima temos, a base de polietileno com a “manta bidim”, 16cm de substrato e 8cm de sabugo de milho e esterco alternados, local onde a macrófita foi plantada. Para coleta do efluente foi colocado um sistema hidráulico na parte inferior da estrutura, onde o efluente após o tempo de retenção era coletado.

Figura 18 - Esquema montagem do sistema



Fonte: Komeno, 2023

A primeira unidade foi identificada como WC1-Brita preenchida com os materiais brita, sabugo de milho e esterco (Figura 19), a segunda unidade WC2-RIC preenchida com resíduo da indústria de celulose, sabugo de milho e esterco (Figura 20) e a terceira unidade denominada WC3-RCC preenchida com resíduos de construção civil, sabugo de milho e esterco (Figura 21).

Nas três imagens percebe-se a diferença na construção quando se compara a etapa 2 das imagens, demonstrando materiais com diferentes granulometrias, onde a brita e o resíduo de construção civil são de 10 mm a 20 mm e os resíduos Dregs/Grits de 3,2 mm, sendo representados horizontalmente na Figura 22.

Figura 19 - Etapas de construção do sistema WC1 Brita



Fonte: Komeno, 2023

Figura 20 - Etapas de construção do sistema WC2 RIC



Fonte: Komeno, 2023

Figura 21 - Etapas de construção do sistema WC3 RCC



Fonte: Komeno, 2023

Figura 22 - Sistemas *Wetlands* Construídos



Fonte: Komeno, 2023

O tempo de retenção de cada sistema foi proposto para 24 horas, sendo alimentado com 5 litros do efluente sintético no período da manhã e retirado após esse o intervalo. As unidades foram avaliadas variando a carga de metais aplicada em quatro diferentes fases, cada uma com tempo de duração de 30 dias, conforme a Tabela 9. Após o prazo de 30 dias de alimentação, foram coletadas amostras de plantas de cada sistema e após o processo de digestão, foram quantificadas no equipamento de absorção atômica.

Os sistemas estiveram em funcionamento durante 150 dias, separados em uma primeira fase de estabilização e quatro seguintes de alimentação com cargas metálicas diferentes.

Durante a Fase de Estabilização, durante 30 dias os sistemas foram alimentados com cinco litros de água por todos os dias. Esse período inicial é necessário para que as macrófitas recém alocadas nos sistemas se desenvolvam.

As Fases de Alimentação foram separadas por intervalos de 30 dias. Onde, através de um regime intermitente de 1 dia houve alimentação com 5 litros do composto sintético preparado. Durante os 30 dias, o composto sintético foi preparado e utilizado para a alimentação. O aumento de carga, a mudança de fase, foi realizado após 30 dias, em uma relação linear.

Tabela 10 - Valores operacionais aplicados às unidades WC1, WC2 e WC3 durante o monitoramento com carga aplicada de metais por área (CMe), com pH inicial = 4,0.

UNIDADES	FASE 1	FASE 2	FASE 3	FASE 4
	Reg. Intermitente	Reg. Intermitente	Reg. Intermitente	Reg. Intermitente
CCu (mg.dia ⁻¹)	9,975	19,95	29,925	39,9
CZn (mg.dia ⁻¹)	4,275	8,55	12,825	17,1
CMn (mg.dia ⁻¹)	18,525	37,05	52,575	74,1

Fonte: Silva, 2022.

Após montagem das unidades, as macrófitas foram plantadas e alimentadas com água durante um período de 30 dias com a finalidade de estabilização do sistema. Esse período foi responsável pela estabilização das macrófitas recém-plantadas e para que possam enraizar no substrato para posteriormente participar dos processos de sequestro dos metais presente no efluente. As macrófitas selecionadas são da espécie *Typha domingensis Pers*, sendo coletadas no município de Uberlândia com prévia autorização.

4.2 ANÁLISE DOS EFLUENTES

Amostras dos efluentes de cada WC foram coletadas todos os dias ao decorrer de 120 dias, para leitura dos parâmetros apresentados na Tabela 10, seguindo metodologias descritas por *Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater* (APHA, 2017). Para leitura dos parâmetros de pH, Eh, alcalinidade, condutividade, sólidos dissolvidos foi utilizado equipamento multiparâmetro, marca HANNA, modelo HI 9829 (Figura 23), enquanto a quantificação dos metais Cd, Cu, Zn e Mn foi realizada pela técnica de absorção atômica através do equipamento de espectrofotometria de marca VARIAN, modelo AA 240FS, pertencente ao laboratório LAQUA (Figura 24). Equipamentos de absorção atômica são responsáveis por mensurar através da espectrometria a intensidade de elementos em baixas concentrações que estão presentes nas amostras em níveis de mg/L. No presente trabalho, conforme seu objetivo geral, será apresentado apenas a análise dos metais absorvidos pelas plantas.

A coleta de dados foi realizada em 2 etapas, sendo separadas por coletas diárias e mensais. As coletas diárias foram 15ml do composto sintético diluído em 15 litros e 15ml dos efluentes de cada sistema após o período de 1 dia. As amostras da macrófita, raiz e parte aérea foram realizadas mensalmente, anteriormente a mudança de fase.

Os parâmetros pH, Condutividade e Turbidez dos compostos sintético e dos efluentes foram registrados diariamente através de equipamento multiparâmetro, enquanto a concentração de metais nas estruturas da macrófitas foram obtidos através do equipamento de absorção atômica

Tabela 11 - Parâmetros químicos analisados e os métodos de análise

Parâmetros	Unidade	Método Analítico
pH	-	APHA 23st edition, 2017 Method 4500 H^+ B
Cu	($mg L^{-1}$)	APHA 23st edition, 2017 Method 3030 E e 3111 B
Zn	($mg L^{-1}$)	APHA 23st edition, 2017 Method 3030 E e 3111 B
Mn	($mg L^{-1}$)	APHA 23st edition, 2017 Method 3030 E e 3111 B

Fonte: APHA, (2017)

Figura 23 - Leitor Multiparâmetro HANNA, modelo HI 9829



Fonte: Komeno, 2023

Figura 24 - Equipamento de Absorção Atômica VARIAN, modelo AA 240FS



Fonte: Silva et al., 2022

4.3 EXTRAÇÃO DOS METAIS NAS PLANTAS

Amostras com 1g secas da raiz, caule e folha foram coletadas para a determinação dos metais pesados Cu, Zn e Mn. Após o final de cada fase foram retiradas uma unidade das macrófitas presentes no sistema e realizado a poda das plantas restantes. As amostras retiradas de seus respectivos sistemas foram levadas a estufa (Figura 25), após secas foram trituradas (Figura 26) e submetidas ao método EPA 3050B (Figura 27), técnica de digestão ácida que torna os elementos disponíveis para leitura por absorção atômica. O cálculo da concentração do metal em mg/Kg foi obtido pela Equação 9.

$$CM\left(\frac{mg}{Kg}\right) = \frac{CME\left(\frac{mg}{L}\right) \times VE\ (mL)}{PAD\ (g)}$$

Equação 9

Onde:

CM = concentração do metal (mg/kg)

CME = concentrado do metal no extrato (mg/L)

VE = volume do extrato (mL)

PAD = peso da amostra digerida (g)

Figura 25 - Amostras na estufa, etapa de desidratação



Fonte: Komeno, 2023

Figura 26 - Equipamento de trituração



Fonte: Komeno, 2023

Figura 27 - Etapa do Método EPA 3050B, digestão ácida



Fonte: Komeno, 2023

4.4 BIOACUMULAÇÃO DOS METAIS NAS PLANTAS

A bioacumulação dos metais nas macrófitas foi avaliada pelo Fator de Bioacumulação (FB) em cada fase -, obtido pela da Equação 10, podendo ser compreendido como a relação comparativa entre a concentração dos metais bioacumulados nos tecidos das plantas em relação ao controle (concentração de metais nas plantas antes da alimentação). Valores próximos a 1 demonstram baixa absorção dos metais pelas plantas, quanto maior o valor de FB, maior a capacidade de bioacumular metais.

$$\text{Fator de Bioacumulação} = \frac{[Metal]_{Fase}}{[Metal]_{Controle}} \quad \text{Equação 10}$$

Onde, medidos em (mg/g), tem-se:

$[Metal]_{Fase}$ = Concentração de metais bioacumulados em cada fase

$[Metal]_{Controle}$ = Concentração de metais bioacumulados na fase controle

Outro parâmetro analisado foi o Fator de Translocação (FC) dos metais na estrutura da macrófita sendo obtido pela Equação 11. O FC, pode ser compreendido como uma relação comparativa entre o teor dos metais alocados em estruturas da Raiz e Folhas e Caule (FeC). Valores próximos a 1 demonstram uma distribuição igual nas estruturas, já aqueles inferiores a 1 demonstram uma maior presença na raiz, enquanto aqueles acima de 1 demonstram uma maior presença nas estruturas FeC.

$$\text{Fator de Translocação} = \frac{[Metal]_{FeC}}{[Metal]_{Raiz}}$$

Equação 11

Onde, medidos em (mg/g), tem-se:

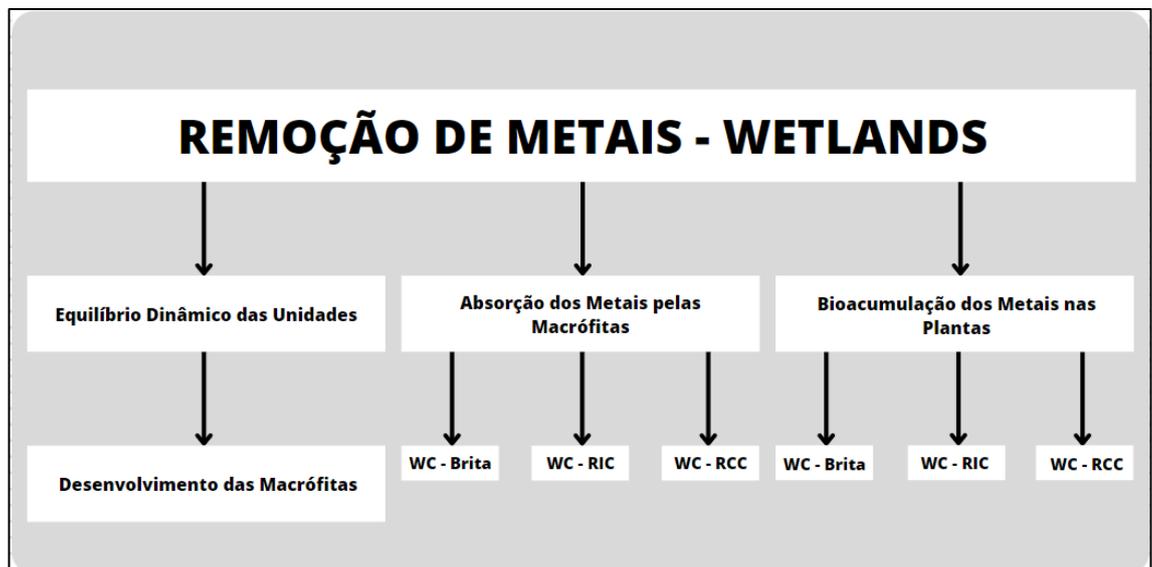
$[Metal]_{FeC}$ = Metais translocados para estruturas da FeC

$[Metal]_{Raiz}$ = Metais translocados para estruturas da Raiz

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados deste trabalho estão apresentados e analisados em três etapas: i) comportamento dinâmico das unidades WC através dos parâmetros pH, condutividade e turbidez e desenvolvimento das macrófitas; ii) avaliação da absorção dos metais pelas macrófitas nas três unidades em função do aumento de carga dos metais e iii) translocação dos metais nas macrófitas (Figura 28)

Figura 28 - Fluxograma Remoção de Metais - Wetlands



Fonte: Komeno, 2023

5.1 EQUILÍBRIO DINÂMICO DAS UNIDADES WC

A Tabela 11 apresenta a estatística descritiva dos parâmetros monitorados durante o desenvolvimento do experimento, enquanto as Figuras 29, 30 e 31 representam a evolução dos parâmetros monitorados nos sistemas.

Tabela 12 - Estatística descritiva dos parâmetros monitorados

Parâmetros	pH				Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)				Turbidez (UNT)			
	Afl	WC1	WC2	WC3	Afl	WC1	WC2	WC3	Afl	WC1	WC2	WC3
Média	4,32	5,25	7,63	5,97	555	520	975	537	2,1	20,92	6,69	18,26
Mínimo	3,96	4,53	7,24	5,28	278	101	318	110	0,6	2,1	1,2	1,2
Máximo	4,82	6,32	8,13	6,62	886	833	1569	845	7,6	85	49,1	100
DP	0,2	0,29	0,18	0,25	175	211	286	203	0,89	17,29	7,27	18,9
CV	4,52	5,61	2,42	4,14	32	41	29	38	42,5	82,64	108,57	103,55

DP – Desvio Padrão;

CV – Coeficiente de Variação;

Fonte: Komeno, 2023

5.1.1 PARÂMETRO PH

A variação do pH em cada sistema (Figura 29) é explicada pela variação da composição do substrato utilizado. O pH é a medida do grau de acidez de uma solução e é definido pelo teor de íons H^+ livres, onde quanto menor o valor de pH, mais ácida é a solução. Processos de neutralização de pH estão relacionados ao teor de minerais neutralizantes como CaCO_3 e granulometria, onde compostos com menor granulometria apresentam maior área superficial e solubilidade.

Ao analisar os valores de pH, nota-se que a média do efluente para os sistemas WC1, WC2 e WC3 são respectivamente iguais a 5,25, 7,63 e 5,97 e com valores próximos a 0 em seu desvio padrão e coeficiente de variação, onde os valores registrados são encontrados próximos da média, sendo classificados como homogêneos. O sistema de tratamento foi capaz de neutralizar o pH ácido (4,32) do afluente obtendo a neutralização na unidade WC2. A neutralização ocorre devido a presença de minerais neutralizantes nos materiais suportes utilizados neste estudo.

No sistema WC1 foi utilizado substrato de brita. Como descrito por Rubim (2017) e Gonzales-Érico (1979), a brita é composta por fragmentos de rochas moídas, sendo essas rochas ricas em calcário (CaCO_3 e/ou MgCO_3), elemento responsável por neutralizar os íons de H^+ reduzindo a acidez do afluente.

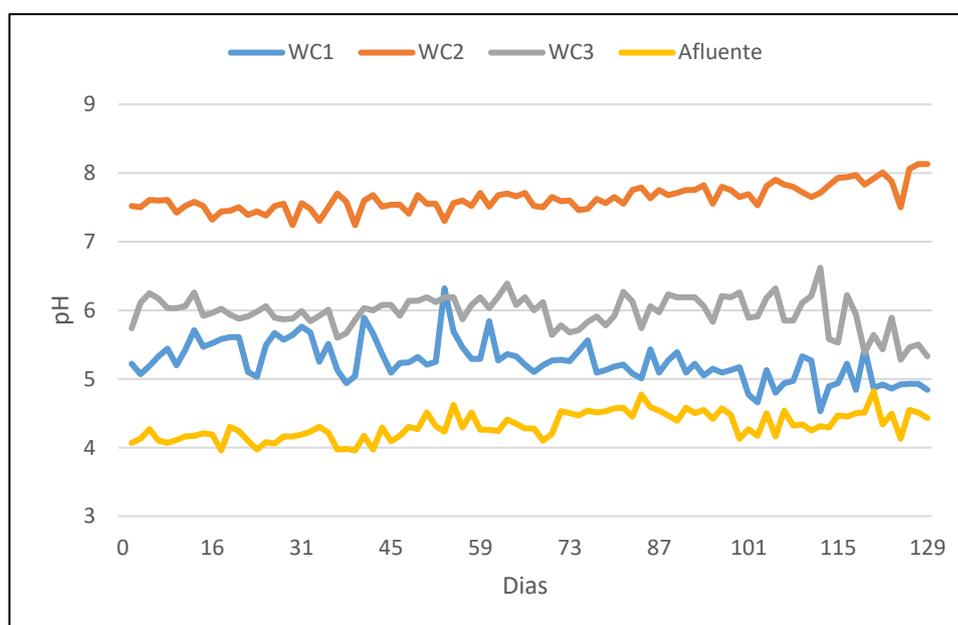
No sistema WC2 foi utilizado substrato de DREGS e GRITS, e que conforme Foelkel (2011) são materiais ricos em Al, Mg, Mn, Fe, P, Ca, K e Na e compostos ricos em carbonato de cálcio (CaCO_3), tendo o pH afetado principalmente pela presença de compostos ricos em pirssonita e que ao entrar em contato com um efluente se transforma em compostos ricos em

hidróxido de cálcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), ocasionando um meio mais alcalino, justificando a melhor neutralização do efluente nesta unidade.

No sistema WC3 foi utilizado substrato de construção civil, material rico em silicatos e aluminossilicatos de Ca (CaSiO_3), K e Na e carbonatos de cálcio (CaCO_3) e carbonato de magnésio (MgCO_3). A presença de carbonatos no material RCC explica a neutralização parcial do efluente ácido.

O melhor desempenho em neutralizar o pH do afluente de alimentação ocorreu na unidade WC2 onde observa-se a presença de minerais carbonatos e hidróxidos. Conforme Alcarde & Rodella (2003) as espécies neutralizantes que apresentam maior capacidade de neutralização são: $\text{Ca}(\text{OH})_2$, MgCO_3 , CaCO_3 e CaSiO_3 . E ainda a maior neutralização no sistema WC2 também pode ser explicada devido a menor granulometria do substrato utilizado conforme descrito na metodologia, uma vez que é inferior aos demais.

Figura 29 – Evolução temporal do parâmetro pH monitorado nas três unidades WC, durante 120 dias.



Fonte: Komeno, 2023

5.1.2 PARÂMETRO CONDUTIVIDADE

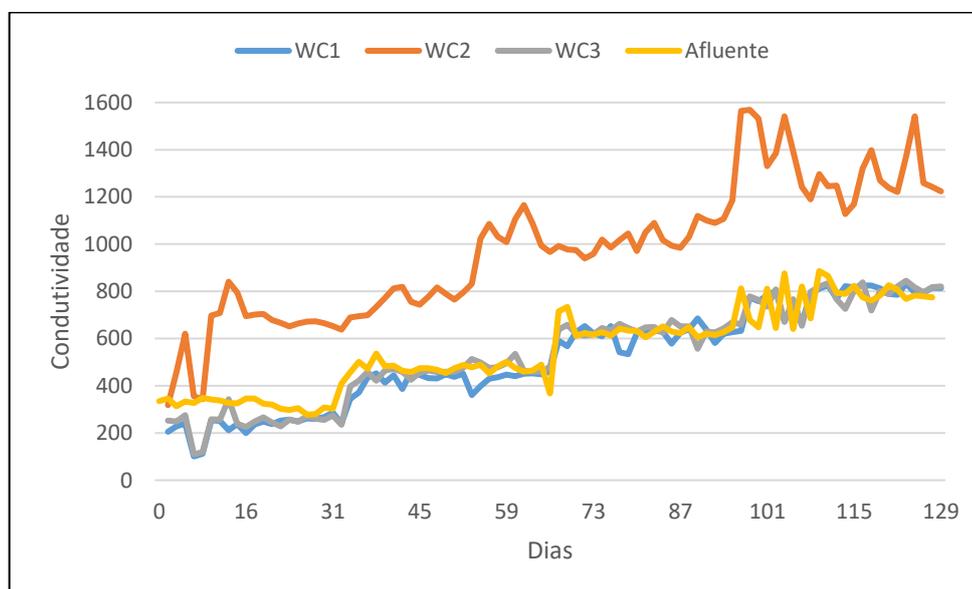
A condutividade pode ser entendida como estimativa total de sólidos dissolvidos, onde os sais dissolvidos e ionizados presentes são responsáveis por conduzir corrente elétrica. O aumento da condutividade durante o período de realização do experimento pode ser explicado,

conforme descrito por Souza (2015), pela acumulação de sais no meio filtrante no decorrer do tempo, onde são liberados íons que contribuem para o aumento da condutividade, aumentando progressivamente conforme o aumento de carga de metais no afluente, conforme a Figura 30.

Quando se analisa os valores de condutividade, nota-se que a média do afluente para os sistemas WC1, WC2 e WC3 são respectivamente iguais a 519,82 μ S/cm, 974,71 μ S/cm e 536,71 μ S/cm, porém com valores distantes de 0 em seu desvio padrão e coeficiente de variação, isso porquê os valores registrados encontrados são distantes da média e dispersos, sendo classificados como heterogêneos e dispersos. Quando comparado com a condutividade do afluente (554,68 μ S/cm), apenas o sistema WC2 apresentou um valor superior, onde WC1 e WC3 apresentam valores próximos do afluente.

Diferentes composições de substratos são responsáveis por alterar a condutividade do meio, onde a utilização de um substrato rico em Al, Mg, Mn, Fe, P, Ca, K e Na e hidróxido de cálcio (Ca(OH)₂), como o caso do sistema WC2, é responsável por maiores valores de condutividade, ocorrendo resultado semelhante como descrito por FARAGE (2018).

Figura 30 – Evolução temporal do parâmetro condutividade monitorados nas três unidades WC, durante 120 dias.



Fonte: Komeno, 2023

5.1.3 PARÂMETRO TURBIDEZ

A turbidez, conforme Stiegemeier (2014), é definida como a dificuldade da passagem de luz através de um efluente, onde o feixe de luz ao atravessar uma amostra sofre desvios em

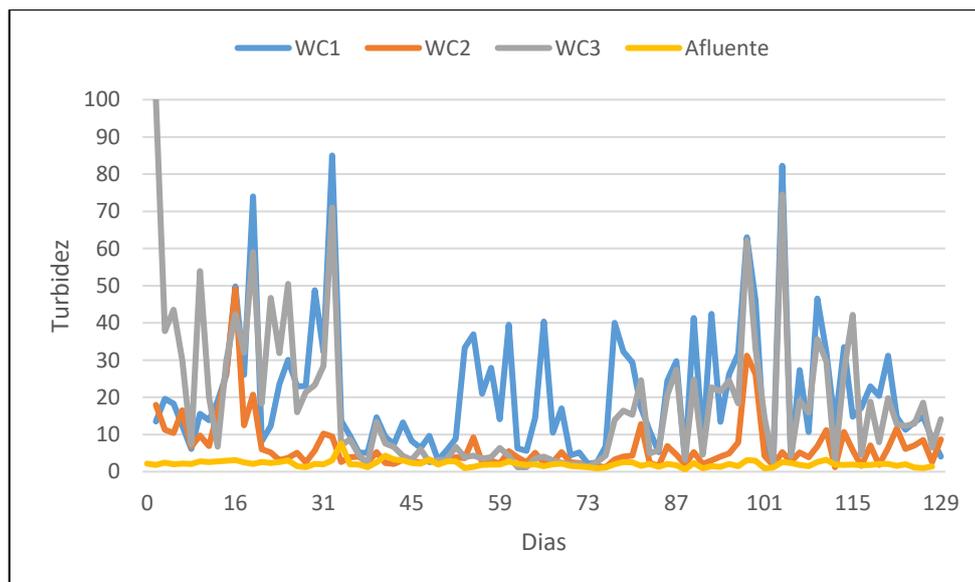
função do material particulado existentes nas amostras, apresentando maior desvios quanto maior for a quantidade presente de matéria orgânica e compostos solúveis.

Para os valores de turbidez, nota-se que a média do efluente dos sistemas WC1, WC2 e WC3 são respectivamente iguais a 20,92UNT, 6,69UNT e 18,26UNT e com valores próximos a 10 em seu desvio padrão, onde os valores registrados são encontrados próximos da média, sendo classificados como homogêneos através do coeficiente de variação. Quando comparado com a turbidez do afluente (2,1UNT), todos os sistemas apresentam valores superiores, resultados esperados devido a presença de matéria orgânica no substrato e metais livres do composto sintético.

Os materiais utilizados no substrato em todos os sistemas como fonte de matéria orgânica, sabugo de milho e esterco, ricos em matéria orgânica são responsáveis por aumentar a turbidez como descrito por Yu (2019), Quan (2005) e Sulzbach (2015).

Diferentes granulometrias também são responsáveis por afetar a turbidez, onde quanto menor a granulometria, maior será a retenção de partículas sólidas. Quando comparado os diferentes sistemas, o WC2 foi aquele que apresentou menor variação nos resultados em todas as fases uma vez que os substratos compostos por Brita e RIC apresentam valores semelhantes de granulometria, sendo maiores que os Dregs e Grits.

Figura 31 – Evolução temporal do parâmetro turbidez monitorados nas três unidades WC, durante 120 dias.



Fonte: Komeno, 2023

5.2 DESENVOLVIMENTO DAS MACRÓFITAS

Uma vez não apresentando como objetivo mensurar o desenvolvimento estrutural das macrófitas por parâmetros de peso e tamanho, o desenvolvimento foi analisado através de análises visuais das macrófitas, sendo observadas pelas Figuras 32, 33, 34, 35 e 36. A Figura 32 representa o desenvolvimento das macrófitas durante a fase de controle, alimentadas somente com água para o seu desenvolvimento. Essa primeira fase foi responsável por permitir que a macrófita alocada nos sistemas se desenvolvesse. Nessa etapa vemos o desenvolvimento saudável das estruturas aéreas, apresentando uma coloração esverdeada. É notado um desenvolvimento menor daqueles presentes em WC1 quando comparado as demais.

Figura 32 – Registro fotográfico das três unidades alocadas na casa de vegetação



Fonte: Komeno, 2023

A Figura 33 representa o desenvolvimento das macrófitas e amostragem após a primeira fase. Analisando Figura 33-A, nota-se que as macrófitas se desenvolveram melhor nos sistemas com substratos compostos por RCC, RIC e brita, comprovado ao analisar a Figura 33-B, através da diferença dos tamanhos atingidos pelas plantas (dados não mensurados). Uma coloração antes totalmente esverdeada durante a alimentação somente com água, agora começa a perder esse aspecto devido a intoxicação dos metais, apresentando tons amarelados na estrutura da folha das macrófitas.

Figura 33 – Registro fotográfico no final da Fase 1: a) desenvolvimento do sistema b) amostragem do sistema (onde da esquerda para direita temos: Brita, RIC e RCC)



Fonte: Komeno, 2023

A Figura 34 representa o desenvolvimento das macrófitas e amostragem após a segunda fase. Analisando Figura 34-A, nota-se que as macrófitas melhores nos sistemas com substratos compostos por RIC, RCC e brita, comprovado ao analisar Figura 34-B. A principal mudança visual é o aspecto de hidratação das estruturas. As macrófitas se apresentavam mais ressecadas. O aumento de carga metálica se torna maléfico. O comportamento de WC1 se mantém. O crescimento de suas macrófitas apresenta inferior quando comparado aos demais sistemas.

Figura 34 - Registro fotográfico no final da Fase 2: a) desenvolvimento do sistema b) amostragem do sistema (onde da esquerda para direita temos: Brita, RIC e RCC)



Fonte: Komeno, 2023

A Figura 35 representa o desenvolvimento das macrófitas e amostragem após a terceira fase. Analisando a parte Figura 35-A, nota-se que as macrófitas se desenvolveram melhores nos sistemas com substratos compostos por RIC, RCC e brita, comprovado ao analisar Figura 35-B. O aspecto seco das macrófitas na Fase anterior não é notado. Porém a mudança da coloração estava presente. Quando comparado a fase de estabilização as macrófitas apresentam uma cor menos esverdeada, demonstrando a intoxicação pelos metais. O comportamento de WC1 se mantém.

Figura 35 - Registro fotográfico no final da Fase 3: a) desenvolvimento do sistema b) amostragem do sistema (onde da esquerda para direita temos: Brita, RIC e RCC)



Fonte: Komeno, 2023

A Figura 36 representa o desenvolvimento das macrófitas e amostragem após a quarta fase. Analisando Figura 36-A, nota-se que as macrófitas se desenvolveram melhores nos sistemas com substratos compostos por RIC, RCC e brita, comprovado ao analisar Figura 36-B. Após essa fase, sintomas visuais de contaminação de metais são apresentados em todas as macrófitas, como a alteração na coloração através de manchas amareladas e estruturas ressecadas como visto principalmente na amostragem da macrófita presente no sistema composto de RIC.

Figura 36 - Registro fotográfico no final da Fase 4: a) desenvolvimento do sistema b) amostragem do sistema (onde da esquerda para direita temos: Brita, RIC e RCC)



Fonte: Komeno, 2023

Quando se compara o desenvolvimento das folhas e raízes das plantas, visualmente observa-se a ordem de crescimento: $RIC > RCC > BRITA$, onde o sistema brita em todas as etapas apresentou um desenvolvimento menor quando comparado aos outros sistemas, o sistema RCC com desenvolvimento intermediário e RIC como maior desenvolvimento das macrófitas.

Os sistemas foram alimentados com 5 litros de efluentes, porém quando se compara a granulometria e porosidade dos substratos utilizados observa-se a ordem de brita = $RCC > RIC$ e $RIC > RCC > brita$ respectivamente. A alteração no desenvolvimento é explicada pela diferença de porosidade e granulometria, onde o desenvolvimento das estruturas na região da raiz é explicado devido a maior quantidade de poros. Devido à essa alteração nos valores de porosidade a umidade no sistema é alterada, de tal forma que quanto maior a presença de micro e macro poros no substrato há uma maior presença de água, ocasionando assim uma maior disponibilidade de água e nutrientes para o desenvolvimento das macrófitas (TOGNON, 1991).

5.3 ABSORÇÃO DOS METAIS PELAS MACRÓFITAS

5.3.1 WC1 – BRITA

Na Tabela 12 são apresentados os valores de absorção dos metais, em mg/g, (Cu, Zn e Mn) pelas plantas no sistema *Wetland* construído com substrato composto por brita e o Fator de Bioacumulação (FB), em função da carga de metais aplicada (Tabela 9) durante as diferentes fases de monitoramento. Os valores indicados como “Controle” são aqueles analisados durante a alimentação somente com água, ou seja, antes de iniciar a alimentação do *Wetland* com os metais em concentrações crescentes.

Ao analisar os valores de FB, todos os metais apresentam valores acima de 1, demonstrando assim uma maior concentração de metais bioacumulados quando comparado a fase Controle, sendo demonstrados visualmente nas Figuras 37, 38 e 39.

Tabela 13 – Concentrações dos metais (mg/g) extraídos nas plantas antes do cultivo (controle) e após cada fase (F1, F2, F3 e F4) de alimentação no sistema WC1-BRITA e Fator de Bioacumulação

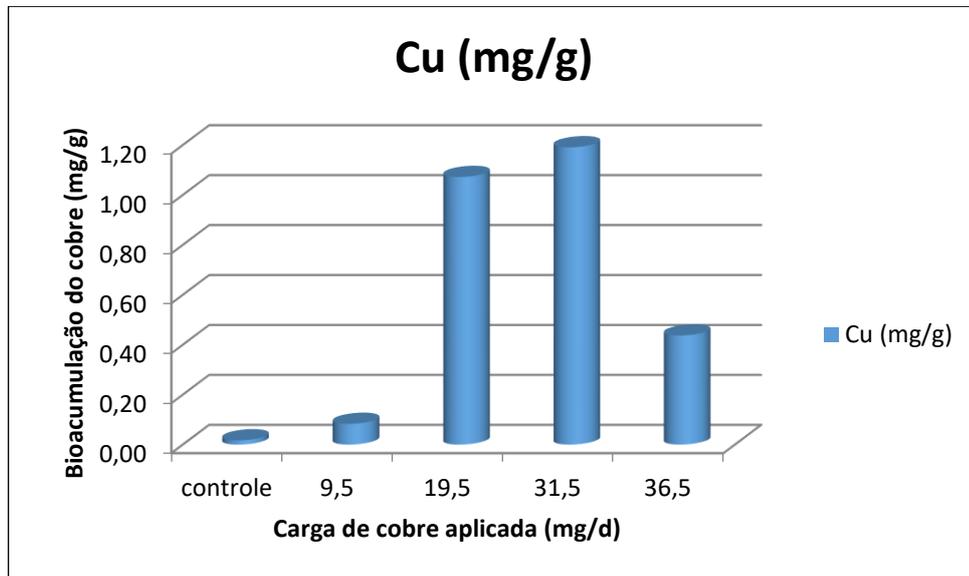
Amostra	Cu (mg/g)	FB Cu	Mn (mg/g)	FB Mn	Zn (mg/g)	FB Zn
Controle	0,017	1	0,25	1	0,11	1
F1	0,083	4,88	1,06	4,24	0,23	2,1
F2	1,072	63	3,00	12	0,76	7,6
F3	1,191	70	3,20	12,8	0,72	6,6
F4	0,437	25,7	3,83	15,2	1,20	10,8

Fonte: Komeno, 2023

5.3.1.1 ABSORÇÃO DO COBRE EM WC1

A Figura 37 apresenta o Fator de Bioacumulação do metal cobre em diferentes fases de alimentação da unidade *Wetlands* sobre crescente aumento do metal. Observa-se pela Tabela 12 que o cobre acumulou nas plantas (parte aérea e raiz) em um fator máximo de 70 vezes referente ao controle, na Fase 3; a partir da Fase 4 observa a diminuição do fator de bioacumulação pelas plantas. Conforme previsto por Bonanno; Cirelli, (2017), Cardwell, et al., (2002), Arivoli, et al., (2015) e Zocche, et a., (2009), a macrófita foi capaz de absorver o elemento cobre acima de um limite de concentração (valor médio 0,0324mg/g), que neste estudo foi de 1,191mg/g para uma carga aplicada de metal de 31,5mgCu/d. A diminuição do fator de bioacumulação indica um estresse da planta pelo aumento na concentração dos metais, ocasionando a morte delas.

Figura 37 – Bioacumulação do cobre nas macrófitas em função da carga de metal aplicada, na unidade WC1.

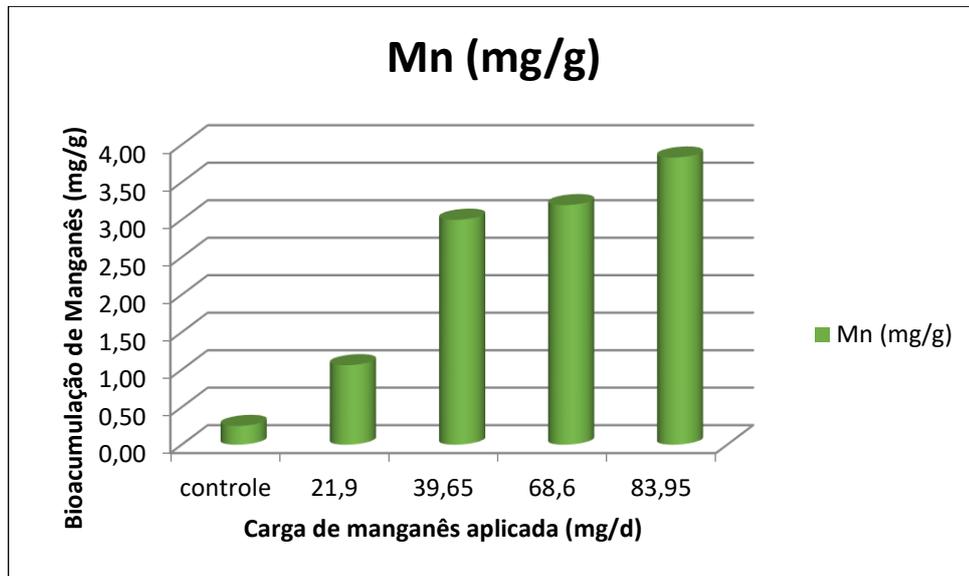


Fonte: Komeno, 2023

5.3.1.2 ABSORÇÃO DO MANGANÊS EM WC1

A Figura 38 apresenta o Fator de Bioacumulação do metal manganês em diferentes fases de alimentação da unidade *Wetlands* sobre crescente aumento do metal. Observa-se pela Tabela 12 que o manganês acumulou nas plantas (parte aérea e raiz) em um fator máximo de 15,2 vezes referente ao controle, na Fase 4. Conforme previsto por Bonanno; Cirelli, (2017), Cardwell, et al., (2002), Arivoli, et al., (2015) e Zocche, et a., (2009), a macrófita foi capaz de absorver o elemento manganês acima de um limite de concentração (valor médio 0,2427mg/g), que neste estudo foi de 3,83mg/g para uma carga aplicada de metal de 83,95mgMn/d.

Figura 38 – Bioacumulação do manganês nas macrófitas em função da carga de metal aplicada, na unidade WC1

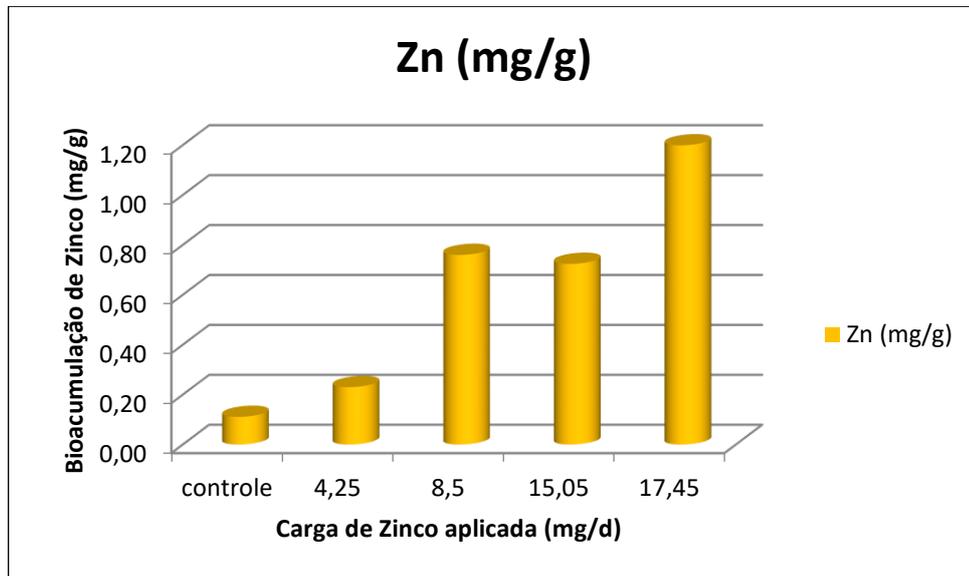


Fonte: Komeno, 2023

5.3.1.3 ABSORÇÃO DO ZINCO EM WC1

A Figura 39 apresenta o Fator de Bioacumulação do metal zinco em diferentes fases de alimentação da unidade *Wetlands* sobre crescente aumento do metal. Observa-se pela Tabela 12 que o zinco acumulou nas plantas (parte aérea e raiz) em um fator máximo de 10,8 vezes referente ao controle, na Fase 4. Conforme previsto por Bonanno; Cirelli, (2017), Cardwell, et al., (2002), Arivoli, et al., (2015) e Zocche, et a., (2009), a macrófita foi capaz de absorver o elemento manganês acima de um limite de concentração (valor médio 0,2364mg/g), que neste estudo foi de 1,2mg/g para uma carga de metal aplicada de 17,45mgMn/d.

Figura 39 – Bioacumulação do zinco nas macrófitas em função da carga de metal aplicada, na unidade WC1



Fonte: Komeno, 2023

5.3.1.4 FATOR DE TRANSLOCAÇÃO EM WC1

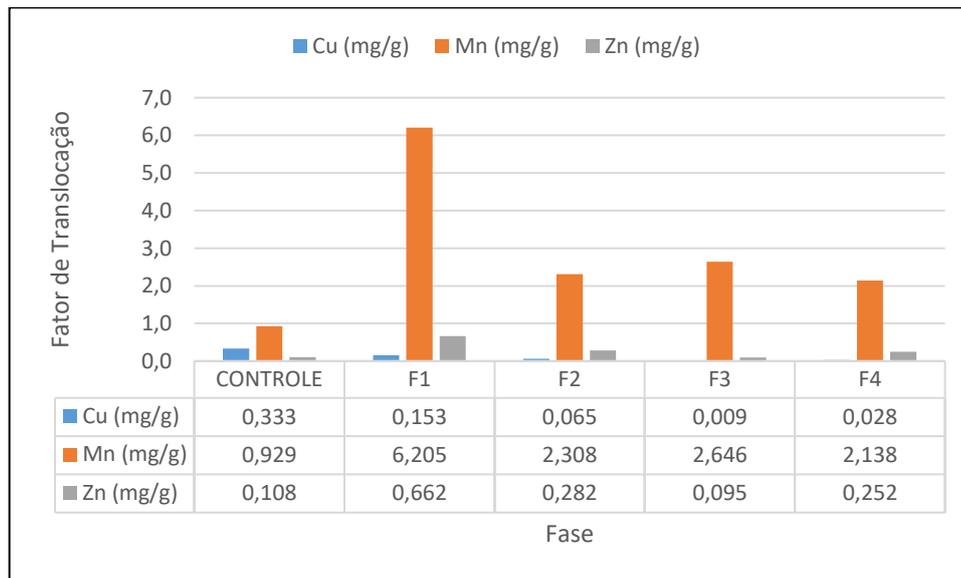
Na Tabela 13 são apresentadas as massas por grama de planta dos metais (Cu, Zn e Mn) no sistema *Wetland* construído com substrato composto por brita e o Fator de Translocação. Os valores indicados como “CONTROLE” são aqueles analisados durante a alimentação somente com água, ou seja, antes de iniciar a alimentação do *Wetland* com os metais em concentrações crescentes.

Tabela 14 - Absorção de metais (mg/g) nas estruturas FEC X RAIZ e Fator de Translocação no WC1

Amostra	Cu (mg/g)	Mn (mg/g)	Zn (mg/g)
CONTROLE Folha + Caule	0,004	0,117	0,011
CONTROLE Raiz	0,012	0,126	0,102
FT CONTROLE	0,333	0,929	0,108
F1 Folha + Caule	0,011	0,906	0,094
F1 Raiz	0,072	0,146	0,142
FT F1	0,153	6,205	0,662
F2 Folha + Caule	0,042	2,091	0,167
F2 Raiz	0,647	0,906	0,593
FT F2	0,065	2,308	0,282
F3 Folha + Caule	0,011	2,315	0,063
F3 Raiz	1,180	0,875	0,664
FT F3	0,009	2,646	0,095
F4 Folha + Caule	0,012	2,610	0,086
F4 Raiz	0,425	1,221	0,341
FT F4	0,028	2,138	0,252

Fonte: Komeno, 2023

Os Fatores de Translocação durante a fase de controle, inferiores a 1, já demonstravam uma concentração maior de metais em estruturas da Raiz. Os metais Cu e Zn apresentam comportamento semelhante, indicado por resultados inferiores a 1. Esses valores representam uma maior concentração de metais alocados em estruturas da Raiz do que FeC, resultado semelhante encontrado por Bonanno; e Cirelli (2017). Enquanto o metal manganês apresenta um resultado semelhante ao descrito por Zocche, et al., (2009), onde o seu fator de translocação é superior a 1, indicando uma maior concentração de metais alocados nas estruturas FeC. Os Fatores de Translocação para os metais analisados e durante as fases monitoradas estão apresentados na Figura 40.

Figura 40 – Fator de Translocação no WC1 para os metais Cu, Mn e Zn em mg/g

Fonte: Komeno, 2023

A presença do Mn em estruturas aéreas pode ser explicada pela necessidade das atividades fotossintéticas que ocorrem nessas estruturas, uma vez que é essencial na síntese de clorofila.

5.3.2 WC2 – RESÍDUOS DA INDÚSTRIA DE CELULOSE

Na Tabela 14 são apresentadas as massas por grama de planta dos metais (Cu, Zn e Mn) no sistema *Wetland* construído com substrato composto por RIC e o Fator de Bioacumulação (FB), em função da carga de metais aplicada (Tabela 9) durante as diferentes fases de monitoramento. Os valores indicados como “CONTROLE” são aqueles analisados durante a alimentação somente com água, ou seja, antes de iniciar a alimentação do *Wetland* com os metais em concentrações crescentes.

Ao analisar os valores de FB, os metais Cu e Zn apresentam valores acima de 1 em todas as fases, demonstrando assim uma maior concentração de metais bioacumulados quando comparado a fase Controle. Para o metal Mn, durante a primeira fase seu valor de FB foi inferior a 1 e em suas demais fases um valor acima de 1, sendo demonstrados visualmente nas Figuras 41, 42 e 43.

Tabela 15 - Concentrações dos metais (mg/g) extraídos nas plantas antes do cultivo (controle) e após cada fase (F1, F2, F3 e F4) de alimentação no sistema WC2-RIC e Fator de Bioacumulação

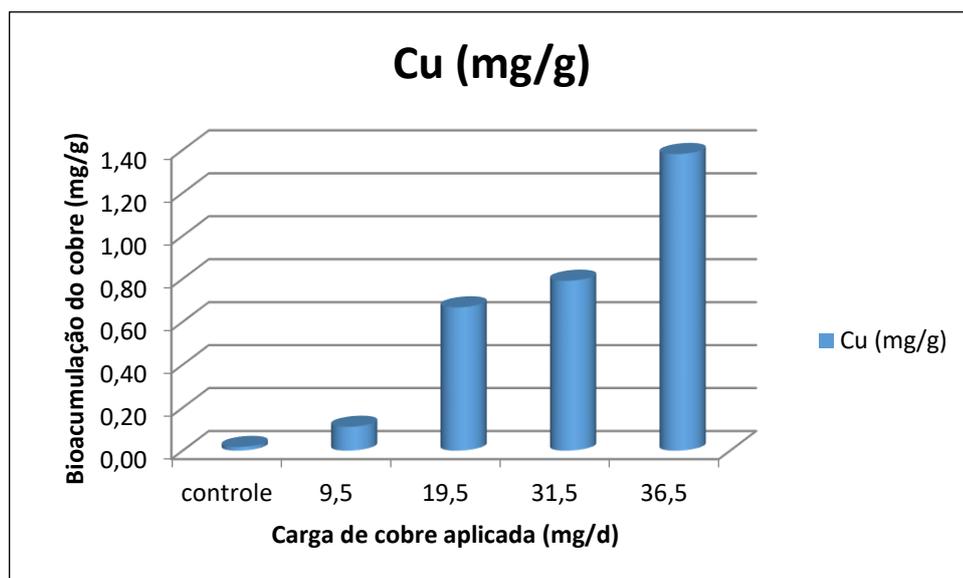
Amostra	Cu		Mn		Zn	
	(mg/g)	FB Cu	(mg/g)	FB Mn	(mg/g)	FB Zn
Controle	0,017	1,00	0,250	1	0,111	1
F1	0,111	6,53	1,114	4,46	0,217	1,95
F2	0,667	39,24	2,764	11,06	0,713	6,42
F3	0,791	46,53	3,930	15,72	1,488	13,41
F4	1,381	81,24	1,550	6,20	0,639	5,76

Fonte: Komeno, 2023

5.3.2.1 ABSORÇÃO DO COBRE EM WC2

A Figura 41 apresenta o Fator de Bioacumulação do metal cobre em diferentes fases de alimentação da unidade *Wetlands* sobre crescente aumento do metal. Observa-se pela Tabela 14 que o cobre acumulou nas plantas (parte aérea e raiz) em um fator máximo de 81,24 vezes referente ao controle, na Fase 4. Conforme previsto por Bonanno; Cirelli, (2017), Cardwell, et al., (2002), Arivoli, et al., (2015) e Zocche, et a., (2009), a macrófita foi capaz de absorver o elemento cobre acima de um limite de concentração (valor médio 0,0324mg/g), que neste estudo foi de 1,381mg/g para uma carga aplicada de 36,5mgCu/d.

Figura 41 - Bioacumulação do cobre nas macrófitas em função da carga de metal aplicada, na unidade WC2

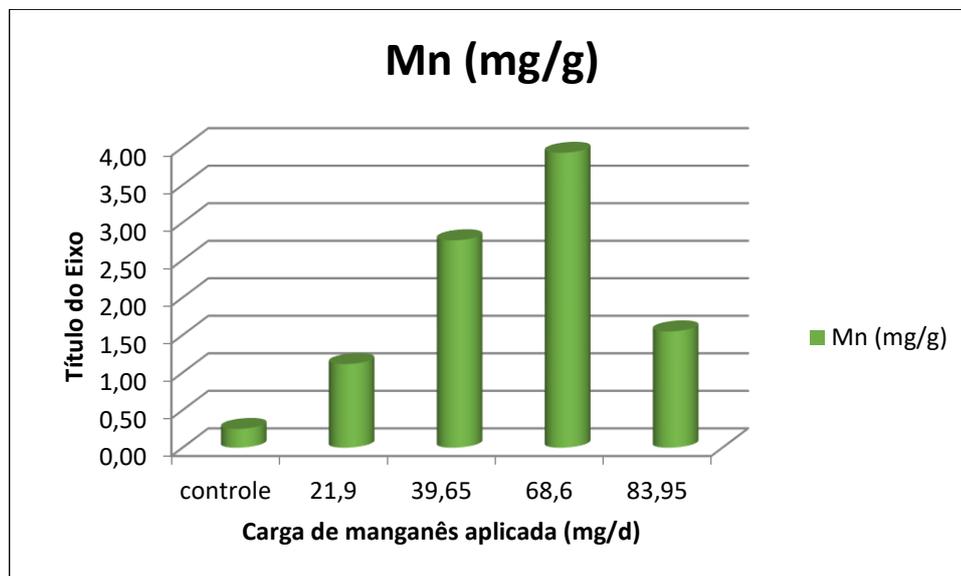


Fonte: Komeno, 2023

5.3.2.2 ABSORÇÃO DO MANGANÊS EM WC2

A Figura 42 apresenta o Fator de Bioacumulação do metal manganês em diferentes fases de alimentação da unidade *Wetlands* sobre crescente aumento do metal. Observa-se pela Tabela 14 que o manganês acumulou nas plantas (parte aérea e raiz) em um fator máximo de 15,72 vezes referente ao controle, na Fase 3; a partir da Fase 4 observa a diminuição do fator de bioacumulação pelas plantas. Conforme previsto por Bonanno; Cirelli, (2017), Cardwell, et al., (2002), Arivoli, et al., (2015) e Zocche, et a., (2009), a macrófita foi capaz de absorver o elemento manganês acima de um limite de concentração (valor médio 0,2427mg/g), que neste estudo foi de 3,93mg/g para uma carga aplicada de 68,6mgMn/d. A diminuição do fator de bioacumulação indica um estresse da planta pelo aumento na concentração dos metais, ocasionando morte delas.

Figura 42 - Bioacumulação do manganês nas macrófitas em função da carga de metal aplicada, na unidade WC2



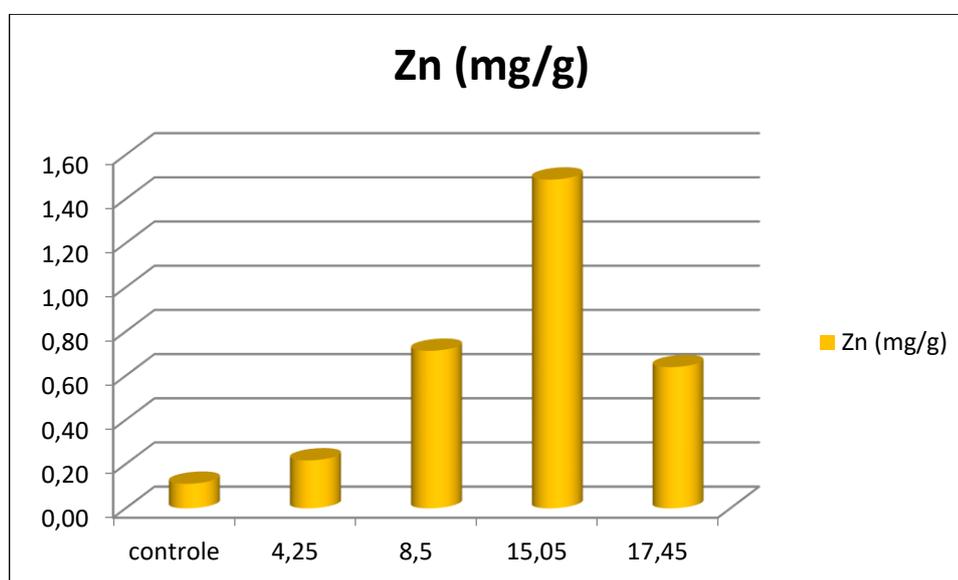
Fonte: Komeno, 2023

5.3.2.3 ABSORÇÃO DO ZINCO EM WC2

A Figura 43 apresenta o Fator de Bioacumulação do metal zinco em diferentes fases de alimentação da unidade *Wetlands* sobre crescente aumento do metal. Observa-se pela tabela 14 que o zinco acumulou nas plantas (parte aérea e raiz) em um fator máximo de 13,41 vezes

referente ao controle, na Fase 3; a partir da Fase 4 observa a diminuição do fator de bioacumulação pelas plantas. Conforme previsto por Bonanno; Cirelli, (2017), Cardwell, et al., (2002), Arivoli, et al., (2015) e Zocche, et a., (2009), a macrófita foi capaz de absorver o elemento manganês acima de um limite de concentração (valor médio 0,2364mg/g), que neste estudo foi de 1,488mg/g para uma carga aplicada de 15,05mgMn/d. A diminuição do fator de bioacumulação indica um estresse da planta pelo aumento na concentração dos metais, ocasionando morte delas.

Figura 43 - Bioacumulação do zinco nas macrófitas em função da carga de metal aplicada, na unidade WC2



Fonte: Komeno, 2023

5.3.2.4 FATOR DE TRANSLOCAÇÃO EM WC2

Na Tabela 15 são apresentadas as massas por grama de planta dos metais (Cu, Zn e Mn) no sistema *Wetland* construído com substrato composto por RIC e o Fator de Translocação. Os valores indicados como “CONTROLE” são aqueles analisados durante a alimentação somente com água, ou seja, antes de iniciar a alimentação do *Wetland* com os metais em concentrações crescentes.

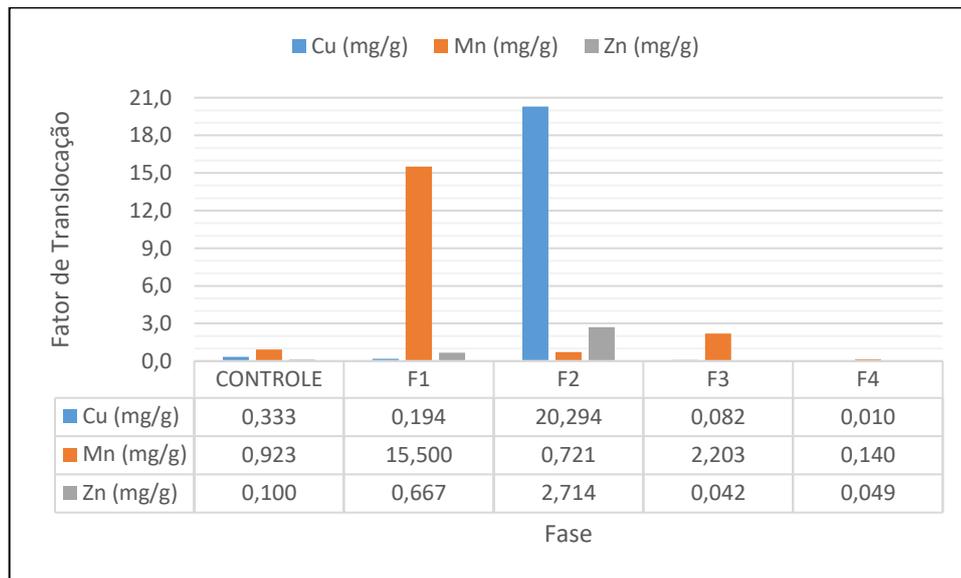
Tabela 16 - Absorção de metais (mg/g) nas estruturas FEC X RAIZ e Fator de Translocação no WC2

Amostra	Cu (mg/g)	Mn (mg/g)	Zn (mg/g)
CONTROLE Folha + Caule	0,004	0,120	0,010
CONTROLE Raiz	0,012	0,130	0,100
FT CONTROLE	0,333	0,923	0,100
F1 Folha + Caule	0,020	1,860	0,120
F1 Raiz	0,103	0,120	0,180
FT F1	0,194	15,500	0,667
F2 Folha + Caule	0,345	1,500	0,380
F2 Raiz	0,017	2,080	0,140
FT F2	20,294	0,721	2,714
F3 Folha + Caule	0,060	2,710	0,060
F3 Raiz	0,731	1,230	1,430
FT F3	0,082	2,203	0,042
F4 Folha + Caule	0,014	0,190	0,030
F4 Raiz	1,367	1,360	0,610
FT F4	0,010	0,140	0,049

Fonte: Komeno, 2023

Quando comparado os Fatores de Translocação por parte das estruturas da planta, o comportamento do sistema apresenta valores diferentes da literatura descrita por Bonanno, Cirelli (2017) e Zocche, et al., (2009), uma vez que em algumas fases são apresentadas maiores concentrações em estruturas da Raiz e em outras na FeC. Os Fatores de Translocação durante a fase de controle, inferiores a 1, demonstravam uma concentração maior de metais em estruturas da Raiz. O Fator de Translocação dos metais Cu e Zn da Fase 1 e Fase 3 são inferiores a 1, apresentando maior concentração na Raiz, enquanto na Fase 2 são encontradas maiores concentrações em estruturas da FeC. O metal Mn apresentou comportamento inverso quando comparado aos metais Cu e Zn. Valores de FT inferiores na Fase 4 são explicados devido ao fato de que no final da Fase 3 as macrófitas começam a morrer, perdendo massa e assim apresentando menor absorção. Os Fatores de Translocação são visualmente demonstrados pela Figura 44.

Figura 44 – Fator de Translocação no WC2 para os metais Cu, Mn e Zn em mg/g



Fonte: Komeno, 2023

5.3.3 WC3 – RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL

Na Tabela 16 são apresentadas as massas por grama de planta dos metais (Cu, Zn e Mn) no sistema *Wetland* construído com substrato composto por RCC e o Fator de Bioacumulação (FB), em função da carga de metais aplicada (Tabela 9) durante as diferentes fases de monitoramento. Os valores indicados como “CONTROLE” são aqueles analisados durante a alimentação somente com água, ou seja, antes de iniciar a alimentação do *Wetland* com os metais em concentrações crescentes.

Ao analisar os valores de FB, todos os metais apresentam valores acima de 1, demonstrando assim uma maior concentração de metais bioacumulados quando comparado a fase Controle, sendo demonstrados visualmente nas Figuras 45, 46 e 47.

Tabela 17 - Concentrações dos metais (mg/g) extraídos nas plantas antes do cultivo (controle) e após cada fase (F1, F2, F3 e F4) de alimentação no sistema WC3-RCC e Fator de Bioacumulação

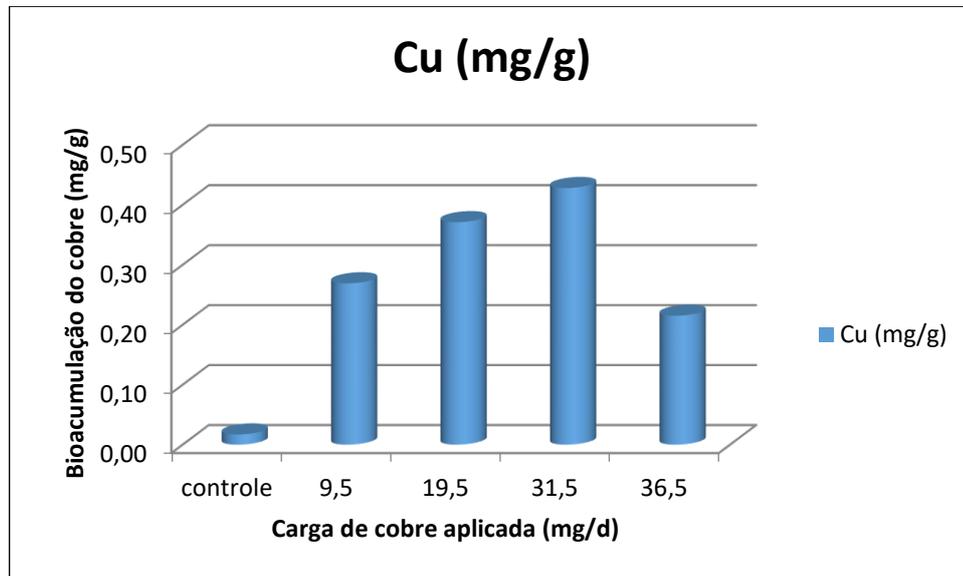
Amostra	Cu		Mn		Zn	
	(mg/g)	FB Cu	(mg/g)	FB Mn	(mg/g)	FB Zn
Controle	0,017	1,00	0,243	1	0,113	1
F1	0,269	15,82	1,859	7,65	0,399	3,53
F2	0,371	21,82	2,446	10,07	0,642	5,68
F3	0,428	25,18	1,819	7,49	0,212	1,88
F4	0,215	12,65	0,282	1,16	0,151	1,34

Fonte: Komeno, 2023

5.3.3.1 ABSORÇÃO DO COBRE EM WC3

A Figura 45 apresenta o Fator de Bioacumulação do metal cobre em diferentes fases de alimentação da unidade *Wetlands* sobre crescente aumento do metal. Observa-se pela Tabela 16 que o cobre acumulou nas plantas (parte aérea e raiz) em um fator máximo de 25,18 vezes referente ao controle, na Fase 3; a partir da Fase 4 observa a diminuição do fator de bioacumulação pelas plantas. Conforme previsto por Bonanno; Cirelli, (2017), Cardwell, et al., (2002), Arivoli, et al., (2015) e Zocche, et a., (2009), a macrófita foi capaz de absorver o elemento cobre acima de um limite de concentração (valor médio 0,0324mg/g), que neste estudo foi de 0,428mg/g para uma carga aplicada de 31,5mgCu/d. A diminuição do fator de bioacumulação indica um estresse da planta pelo aumento na concentração dos metais, ocasionando morte delas.

Figura 45 - Bioacumulação do cobre nas macrófitas em função da carga de metal aplicada, na unidade WC3

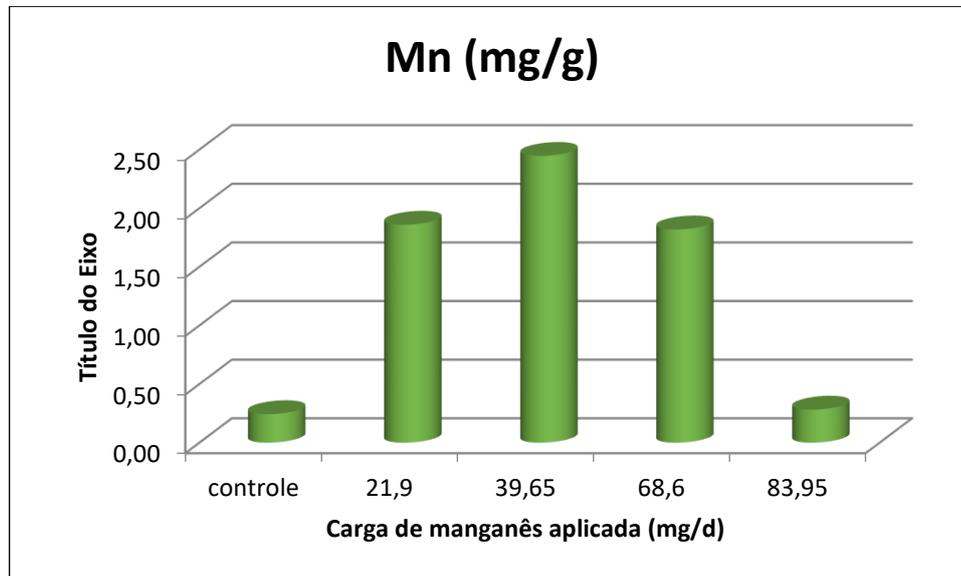


Fonte: Komeno, 2023

5.3.3.2 ABSORÇÃO DO MANGANÊS EM WC3

A Figura 46 apresenta o Fator de Bioacumulação do metal manganês em diferentes fases de alimentação da unidade *Wetlands* sobre crescente aumento do metal. Observa-se pela Tabela 16 que o manganês acumulou nas plantas (parte aérea e raiz) em um fator máximo de 10,07 vezes referente ao controle, na Fase 2; a partir da Fase 3 observa a diminuição do fator de bioacumulação pelas plantas. Conforme previsto por Bonanno; Cirelli, (2017), Cardwell, et al., (2002), Arivoli, et al., (2015) e Zocche, et a., (2009), a macrófita foi capaz de absorver o elemento manganês acima de um limite de concentração (valor médio 0,2427mg/g), que neste estudo foi de 2,446mg/g para uma carga aplicada de 39,65mgMn/d. A diminuição do fator de bioacumulação indica um estresse da planta pelo aumento na concentração dos metais, ocasionando morte delas.

Figura 46 - Bioacumulação do manganês nas macrófitas em função da carga de metal aplicada, na unidade WC3

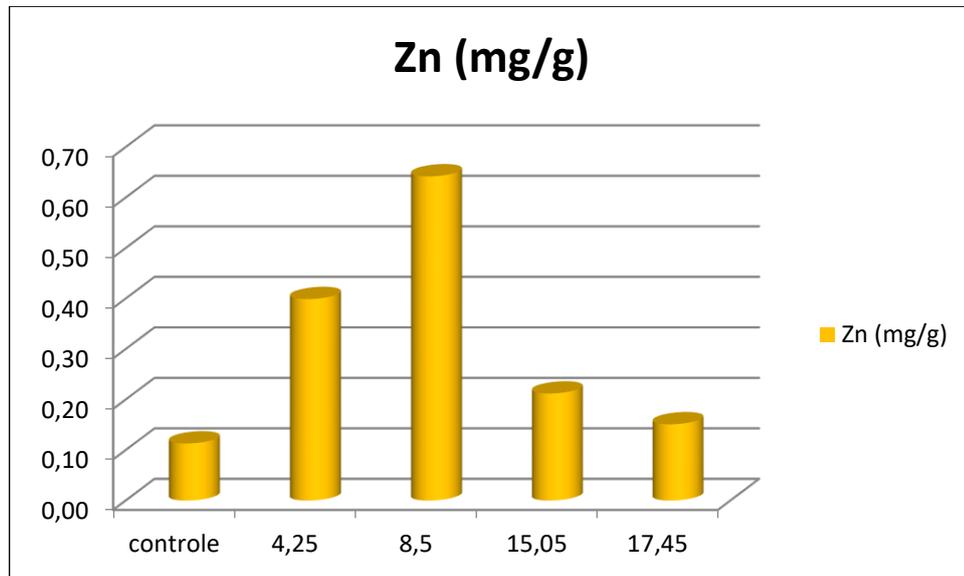


Fonte: Komeno, 2023

5.3.3.3 ABSORÇÃO DO ZINCO EM WC3

A Figura 47 apresenta o Fator de Bioacumulação do metal zinco em diferentes fases de alimentação da unidade *Wetlands* sobre crescente aumento do metal. Observa-se pela tabela 16 que o zinco acumulou nas plantas (parte aérea e raiz) em um fator máximo de 5,68 vezes referente ao controle, na Fase 2; a partir da Fase 3 observa a diminuição do fator de bioacumulação pelas plantas. Conforme previsto por Bonanno; Cirelli, (2017), Cardwell, et al., (2002), Arivoli, et al., (2015) e Zocche, et a., (2009), a macrófita foi capaz de absorver o elemento manganês acima de um limite de concentração (valor médio 0,2364mg/g), que neste estudo foi de 0,642mg/g para uma carga aplicada de 8,5mgMn/d. A diminuição do fator de bioacumulação indica um estresse da planta pelo aumento na concentração dos metais, ocasionando morte delas.

Figura 47 - Bioacumulação do zinco nas macrófitas em função da carga de metal aplicada, na unidade WC3



Fonte: Komeno, 2023

5.3.3.4 FATOR DE TRANSLOCAÇÃO EM WC3

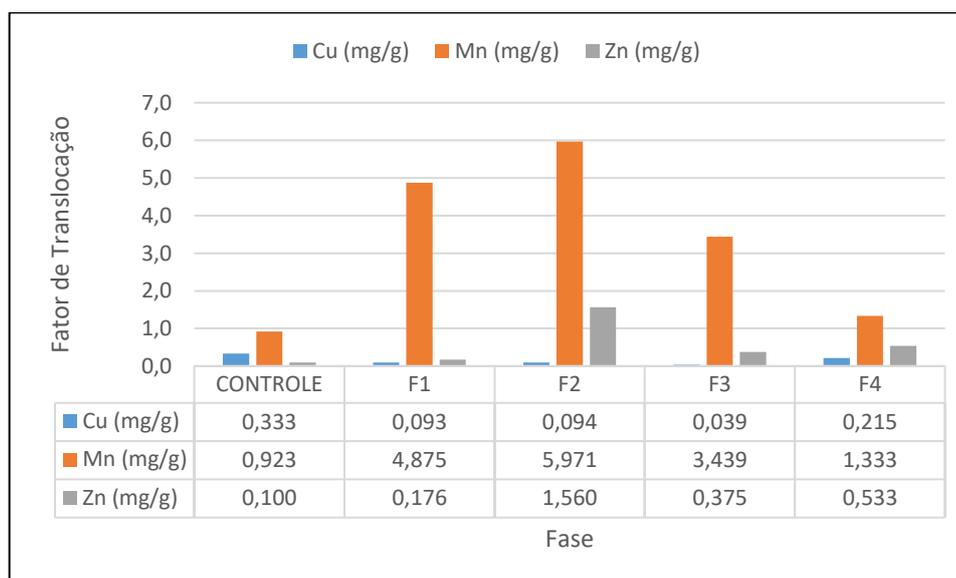
Na Tabela 17 são apresentadas as massas por grama de planta dos metais (Cu, Zn e Mn) no sistema *Wetland* construído com substrato composto por RCC e o Fator de Translocação. Os valores indicados como “CONTROLE” são aqueles analisados durante a alimentação somente com água, ou seja, antes de iniciar a alimentação do *Wetland* com os metais em concentrações crescentes.

Tabela 18 - Absorção de metais (mg/g) nas estruturas FEC X RAIZ e Fator de Translocação no WC3

Amostra	Cu (mg/g)	Mn (mg/g)	Zn (mg/g)
CONTROLE Folha + Caule	0,004	0,120	0,010
CONTROLE Raiz	0,012	0,130	0,100
FT CONTROLE	0,333	0,923	0,100
F1 Folha + Caule	0,023	1,560	0,060
F1 Raiz	0,246	0,320	0,340
FT F1	0,093	4,875	0,176
F2 Folha + Caule	0,032	2,090	0,390
F2 Raiz	0,339	0,350	0,250
FT F2	0,094	5,971	1,560
F3 Folha + Caule	0,016	1,410	0,060
F3 Raiz	0,412	0,410	0,160
FT F3	0,039	3,439	0,375
F4 Folha + Caule	0,038	0,160	0,080
F4 Raiz	0,177	0,120	0,150
FT F4	0,215	1,333	0,533

Fonte: Komeno, 2023

Quando comparado os Fatores de Translocação por parte das estruturas da planta, as raízes apresentaram maior concentração do que estruturas da FeC para os metais Cu e Zn, resultado semelhante encontrado por Bonanno, Cirelli (2017), onde o FT é apresentado como inferior a 1. Já o metal Mn, apresenta um resultado semelhante ao descrito por Zocche, Freitas, Quadros (2009), com valor de FT superior a 1, com sua concentração maior em estruturas da FeC, sendo apresentados na Figura 48.

Figura 48 – Fator de Translocação no WC3 para os metais Cu, Mn e Zn em mg/g

Fonte: Komeno, 2023

A presença do Mn em estruturas aéreas pode ser explicada pela necessidade das atividades fotossintéticas que ocorrem nessas estruturas, uma vez que é essencial na síntese de clorofila.

O Fator de Bioacumulação máxima ocorre em diferentes concentrações de acordo com a configuração do sistema. Na tabela 18 são representados os fatores máximos absorvidos durante o período para cada sistema.

Tabela 19 – Fatores de Bioacumulação máximos em cada sistema/fase

Sistema	FB Cu	Fase	FB Mn	Fase	FB Zn	Fase
WC1	70	F3	15,2	F4	10,8	F4
WC2	81,24	F4	15,72	F3	13,41	F3
WC3	25,18	F3	10,07	F2	5,68	F2

Fonte: Komeno, 2023

Quando comparado os Fatores de Bioacumulação máximos descritos na Tabela 18, nota-se que as macrófitas presentes no sistema WC2-RIC são aquelas que melhor desempenham na bioacumulação dos metais, seguido pelo sistema WC1 e WC3. Os Fatores de Bioacumulação para o metal Cu são superiores quando comparados ao Mn e Zn, resultado semelhante descrito por Bonanno, Cirelli (2017) e Zocche, et al., (2009).

5.4 BIOACUMULAÇÃO DOS METAIS NAS PLANTAS

O objetivo principal deste trabalho foi a avaliar a capacidade de bioacumulação de metais pelas macrófitas em unidades de *Wetlands* Construídos. Na Tabela 19 são apresentados os fatores de bioacumulação durante todo o experimento.

Tabela 20 – Fator de Bioacumulação ao decorrer de 120 dias por cada sistema e fase

Metal Sistema	FB Cu			FB Mn			FB Zn		
	WC1-BRITA	WC2-RCI	WC3-RCC	WC1-BRITA	WC2-RCI	WC3-RCC	WC1-BRITA	WC2-RCI	WC3-RCC
Controle	1	1	1	1	1	1	1	1	1
F1	4,88	6,53	15,82	4,24	4,46	7,65	2,1	1,95	3,53
F2	63	39,24	21,82	12	11,06	10,07	7,6	6,42	5,68
F3	70	46,53	25,18	12,8	15,72	7,49	6,6	13,41	1,88
F4	25,7	81,24	12,65	15,2	6,20	1,16	10,8	5,76	1,34

Fonte: Komeno, 2023

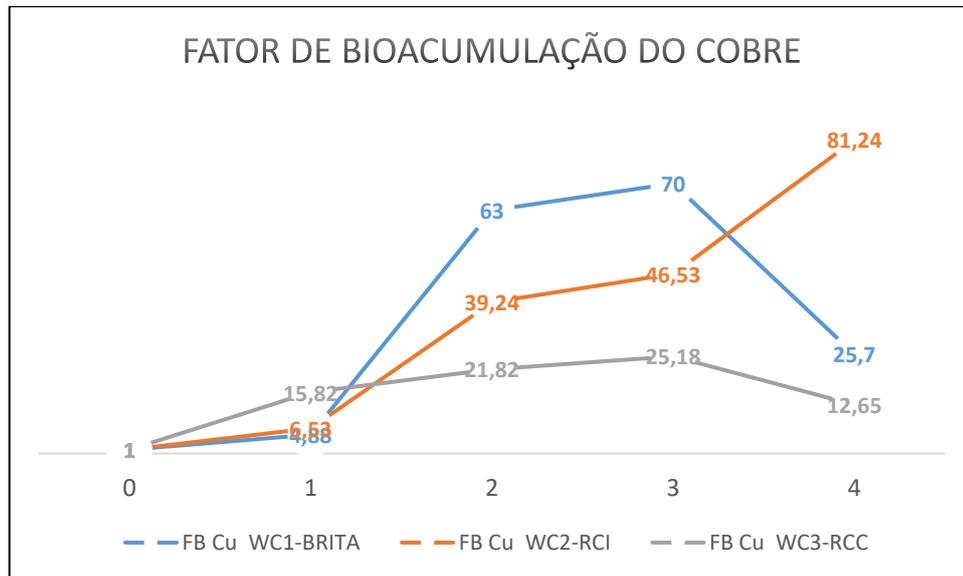
Ao analisar a bioacumulação dos metais pelas macrófitas, o cobre foi melhor absorvido, seguido do manganês e zinco.

Quando comparados os valores de metais absorvidos pelas macrófitas do presente trabalho com os descritos por Bonanno e Cirelli (2017) conclui-se que os valores foram superiores. A diferença de absorção de metais em cada sistema pode ser explicada devido à composição dos substratos, onde quanto maior for a presença calcário maior será a competição de sítios ativos das macrófitas, ocasionando assim uma menor absorção dos metais estudados para aqueles que apresentem maior quantidade de calcário disponível.

De acordo com Cavallaro & McBride (1978), a competição por sítios ativos de absorção de metais é afetada na presença de calcário no solo. Metais como Cu, Mn e Zn se comportam de maneira semelhante na presença de calcário no solo, competindo por esses sítios. Quando se analisa a composição do substrato utilizados observa-se que o GRITS utilizado no WC2 é rico em calcário e $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot \text{CaCO}_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, o substrato brita utilizado no WC1, e por fim o substrato composto de RCC, constituído de silicatos e carbonatos.

O cobre apresentou uma maior absorção na ordem de $\text{WC2} > \text{WC1} > \text{WC3}$ com valores respectivos de 70, 81,24 e 25,18, representado na Figura 49. O maior Fator de Bioacumulação do Cobre para o Sistema WC1 e WC3 ocorrem durante a Fase 3 enquanto o WC2 na Fase 4.

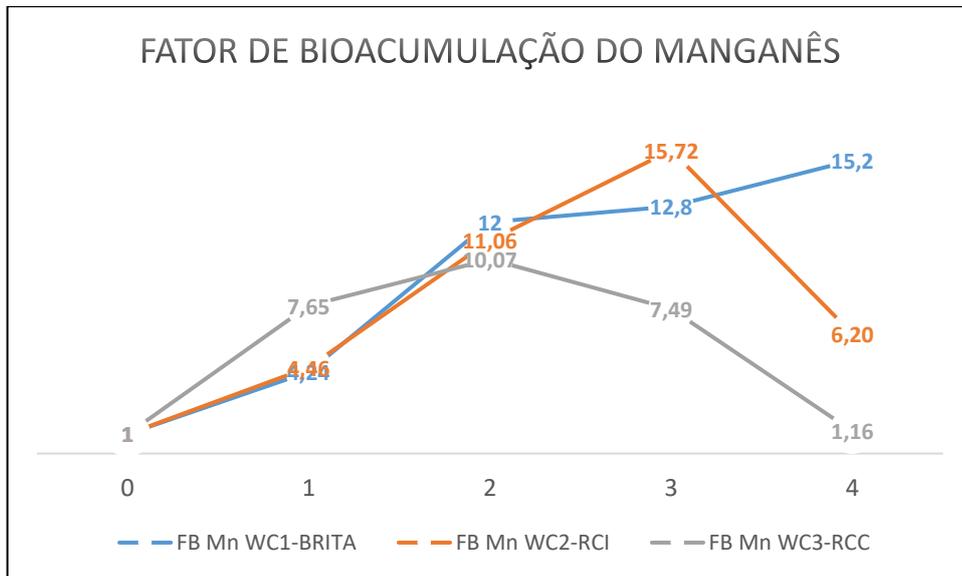
Figura 49 – Análise temporal do Fator de Bioacumulação do Cobre em cada sistema ao decorrer do experimento



Fonte: Komeno, 2023

O manganês apresentou uma maior absorção na ordem de WC2>WC1>WC3, apresentando valores respectivos de 15,72, 15,2 e 10,07, representado na Figura 50. O maior Fator de Bioacumulação do Manganês para o Sistema WC1 ocorreu durante a Fase 4, enquanto o Sistema WC2 ocorreu durante a Fase 3 e o Sistema WC3 durante a Fase 2.

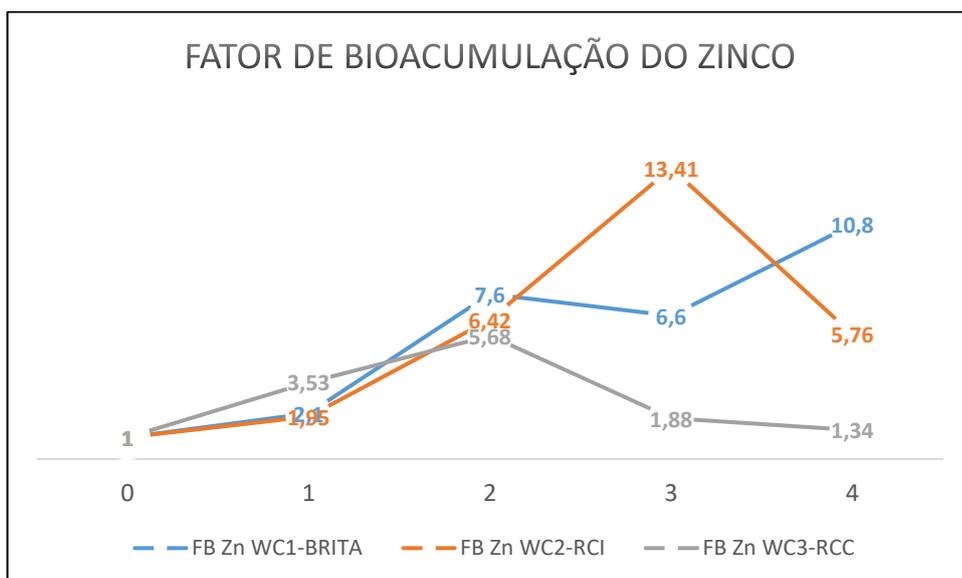
Figura 50 - Análise temporal do Fator de Bioacumulação do Manganês em cada sistema ao decorrer do experimento



Fonte: Komeno, 2023

O zinco apresentou uma maior absorção na ordem de WC2>WC1>WC3, apresentando valores respectivos de 13,41, 10,8 e 5,68, representado na Figura 51. O maior Fator de Bioacumulação do zinco para o sistema WC1 ocorreu durante a Fase 4, enquanto para o sistema WC2 na Fase 3 e para o sistema WC3 durante a Fase 2.

Figura 51 - Análise temporal do Fator de Bioacumulação do Zinco em cada sistema ao decorrer do experimento



Fonte: Komeno, 2023

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O sistema composto por resíduos indústria de celulose apresentou uma maior eficiência na remoção dos metais estudados, seguido por brita e resíduos de construção civil. Os maiores valores de FB foram encontrados no segundo sistema.

A utilização de meios alternativos na composição dos substratos de WCs são aliados para a remoção de metais presentes no efluente lançado, porém substratos que apresentem em sua composição materiais rico em calcário podem afetar a biodisponibilidade dos metais para as plantas. A realização de estudos que quantifiquem a quantidade de calcário no substrato, relacionando a quantidade de calcário x Fator de Bioacumulação dos metais e calcário x Fator de Translocação são sugeridos, podendo afirmar uma quantidade limite de calcário presente no substrato que não será prejudicial para o desenvolvimento das macrófitas.

7 REFERÊNCIAS

ALCARDE, J. C. e RODELLA, A. A. **Qualidade e legislação de fertilizantes e corretivos.** Tópicos em Ciência do Solo. Tradução. Viçosa: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 2003. v. 3. p. 291-334. . Acesso em: 19 abr. 2023.

APHA (1998). **Standard Methods for the examination of water and wastewater.** American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 20th ed. Washington. p. 320 – 450.

ARIVOLI A; MOHANRAJ R; SEENIVASAN R; **Application of vertical flow constructed wetland in treatment of heavy metals from pulp and paper industry wastewater.** Environ Sci Pollut Res Int. 2015;22(17):13336-13343. doi:10.1007/s11356-015-4594-4

ASLAM, M.M.; MALIK, M.; BAIG, M.A.; QAZI, I.A.; IQBAL, J. **Treatment performance of compost-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for refinery wastewater treatment in Pakistan.** Ecol. Eng. 2007, 30, 34-42.

BHARGAVA A, CARMONA FF, BHARGAVA M, SRIVASTAVA S. **Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals.** J Environ Manage. 2012; 105:103-120. doi:10.1016/j.jenvman.2012.04.002

BHATTACHARYA, T., BANERJEE, D.K. & GOPAL, B. **Heavy Metal Uptake By *Scirpus Littoralis* Schrad.** From Fly Ash Dosed and Metal Spiked Soils. Environ Monit Assess 121, 363–380. 2006. doi.org/10.1007/s10661-005-9133-1

BOLEJI L. A., VILLANUEVA M. C., ZAPATA F. C. C., CAMPÓ W. J. C., FERNÁNDEZ R. P. P. **Bioconcentration and bioaccumulation of toxic metals in *Scirpus californicus* from natural wetlands in the Central Andes of Peru.** Rev. Ambient. Água, Taubaté , v. 16, n. 5, e2728, 2021 .

BONANNO G, CIRELLI GL. **Comparative analysis of element concentrations and translocation in three wetland congener plants: *Typha domingensis*, *Typha latifolia* and**

Typha angustifolia. Ecotoxicol Environ Saf. 2017; 143:92-101. doi:10.1016/j.ecoenv.2017.05.021

BONANNO G, GIUDICE R. **Heavy Metal Bioaccumulation by the Organs of *Phragmites Australis* (Common Reed) and Their Potential Use as Contamination Indicators.** Ecological Indicators - ECOL INDIC. 10. 639-645. 10.1016/j.ecolind.2009.11.002. 2010.

BRASIL. **Decreto n. 11.445, de 05 de janeiro de 2007.** Estabelece as diretrizes para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico. 2007

BRASIL. **Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento.** Diagnóstico dos serviços de Água e Esgoto - 2022. Brasília: SNIS, 2022.

BRISSON, J. & CHAZARENC F. **Maximizing pollutant removal in constructed *wetlands*: should we pay more attention to macrophyte species selection?** Sci Total Environ. 2009;407(13):3923-3930. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.05.047

BRIX, H. **Do macrophytes play a role in constructed treatment *wetlands*?** Water Science and Technology 35(5): 11–17. 1997.

BRIX, H. **Functions of macrophytes in constructed *wetlands*.** Wat. Sci. Tech. 1994, 29, 71-78.

BRIX, H. **Plants used in constructed *wetlands* and their functions.** In Dias, V. & J. Vymazal (eds), Proceedings of Conference on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed *Wetlands*. ICN and INAG, Lisbon: 81–109. 2003.

CAMBROLLÉ, J.; GARCÍA, J. L.; FIGUEROA, M. E.; CANTOS, M. **Evaluating wild grapevine tolerance to copper toxicity.** Chemosphere, v. 120, p. 171-178, Feb. 2015.

CARDWELL, AJ & HAWKER, D & GREENWAY, MARGARET. **Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia.** Chemosphere. 48. 653-63. 10.1016/S0045-6535(02)00164-9. 2002.

CAVALLARO, N. & McBRIDE, M.B. **Copper and cádmium adsorption characteristics of selected acid and calcareous soils.** Soil Sci. Soc. Am. J., 42:550-556, 1978.

ČÍŽKOVÁ-KONČALOVA H., J. KVEŤ & J. LUKAVSKÁ. **Response of *Phragmites australis*, *Glyceria maxima* and *Typha latifolia* to addition of piggery sewage in a flooded sand culture.** *Wetlands Ecology and Management* 4: 43–50 Vymazal, J. **Plants used in constricted *wetlands* with horizontal subsurface flow: a review** Removal of Nutrients in Various types of constructed *wetlands*. 1996.

COOPER P.F. **A review of the design and performance of vertical flow and hybrid reed bed treatment systems.** *Water Science and Technology* 40(3): 1–10. 1999.

CORDAZZO, C. V. & SEELIGER, U. **Guia ilustrado da vegetação costeira.** Editora da FURG, Rio Grande. 1988.

COSTA, D. M. A.; BARROS JUNIOR, A. C. **Avaliação da necessidade do reuso de águas residuais.** *Holos*, v. 2, p. 81-101, 2007.

COWARDIN, L. M., CARTER V., GOLET F. C., LAROE E. T. **Classification of *wetlands* and deepwater habitats of the United States.** U. S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. Jamestown, ND: Northern Prairie Wildlife Research Center Home Page, 1979. (Version 04/December/98).

CRUZ. M. B., KARAM D., AGUIAR R., MELLO J. W. V. **Absorção de metais pesados presentes em efluente de mineração por *pistia stratlotes*.** 2009

CUNNINGHAM, S.D. and OW, D.W. **Promises and Prospects of Phytoremediation.** *Plant Physiology*, 110, 715-719. 1996.

DESCY, TABACCHI. **Chapter 5 - Continental Atlantic Rivers.** 2009.

DIAZ-SANTOS M. S., BARRON-CRUZ M. C., ALFARO-DE LA TORRE M. C. **Induction of in vitro roots cultures of *Typha latifolia* and *Scirpus americanus* and study of their capacity to remove heavy metals.** 2006.

DYKYJOVA', D. **Nutrient uptake by littoral communities of helophytes.** In Dykyjova', D. & J. Kveřt (eds), Pond Littoral Ecosystems. Structure and Functioning, Ecological Studies, Vol. 28. Springer-Verlag, Berlin: 257–277. 1978.

ECKHARD G., MARSCHNER H., JAKOBSEN I. **Role of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Uptake of Phosphorus and Nitrogen From Soil.** 1995. doi.org/10.3109/07388559509147412

FINLAYSON M., A. Chick, I. von Oertzen & D. Mitchell. **Treatment of piggery effluent by an aquatic plant filter.** Biological Wastes 19: 179–196. 1987.

FOELKEL C. **Resíduos sólidos industriais do processo de fabricação de celulose Kraft de eucalipto.** Parte 05: Resíduos Minerais. ABTCP, São Paulo, 2011.

FONTES R. L. F. & COX F. R. **Iron deficiency and zinc toxicity in soybean grown in nutriente solution with diferente levels of sulfúfur.** 2008. doi.org/10.1080/01904169809365516

FOY C. D. **Physiological effects of hydrogen, alumin and manganese toxicides in acid soil.** In: Adams, F. (Ed.), Soil Acidity and Liming, second ed. ASA-CSSASSSA, WI, USA, Agronomy Monograph No.12. pp. 57-97. 1984.

FRASER, L. H., S. M. CARTY & D. STEER. **A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface wetland microcosms.** Bioresource Technology 94: 185–192. 2004.

FRIPP J., ZIEMKIEWICZ P. F., CHARKAVOKI H. **“Acid Mine Drainage Treatment,”** Technical Report # ERDC TN-EMRRPSR-14, EMRRP Technical Notes Collection, 2000. el.erdc.usace.army.mil/elpubs/pdf/sr14.pdf

GERSBERG, R. M., B. V. ELKINS, S. R. LYON & C. R. GOLDMAN. **Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands.** 1986.

GERSBERG, R.M., GEARHART, R.A., AND IVES, M. **Pathogen removal in constructed wetlands**, in: *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, D.A. Hammer, ed., Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, pp. 431-446. 1989.

GIL R. **Avaliação de Expansão do Complexo de Carajás através da Teoria de Opções Reais** Coleção Digital PUC-Rio Mineração Cap 3. 2014

GONZALES-ÉRICO E., KAMPRATH E. J., NADERMAN G. C., SOARES W. V. **Effect of Depth of Lime Incorporation on the Growth of Corn on an Oxisol of Central Brazil**. 1979.

GRATÃO P. L., PRASAD M. N. V., CARDOSO P. F., LEA P. J. AZEVEDO R. A. **Phytoremediation: green technology for the clean up of toxic metals in the environment**. 2005.

HUTCHINSON, I.P.G. ; ELLISON, R.D. **Mine Waste Management: A resource for mining industry professionals, regulators and consulting engineers**. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 1992.

HUENF. **Herbário Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro**. 2008.

IBRAM. **Instituto Brasileiro De Mineração**. 2016. Disponível em: <https://ibram.org.br/wp-content/uploads/2021/02/Gestao-e-Manejo-de-Rejeitos-da-Mineracao-2016.pdf> Acesso em 19/12/2020

IFAS. **Centre for Aquatic and Invasive Plants**. University of Flórida, Gainesville, 1990.

KABATA e PENDIAS, A. KABATA e PENDIAS and PENDIAS H. “**Biogeochemistry of Trace Elements**,” Polish Scientific Publishing Company, Varsov, 1999.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. 2nd. ed. Boca Raton: CRC, 2009.

LALAU C. M. **Avaliação da toxicidade de nanopartículas de óxido de cobre através de macrófitas da espécie *Landoltia punctata***. 2014.

LIANG Y. L., KRAUS T. E. C., SILVA L. C.R., BACHAND P. A. M BACHAND S. M., DOANE T. A., HORWARTH W. R. **Effects of ferric sulfate and polyaluminum chloride coagulation enhanced treatment wetlands on *Typha* growth, soil and water chemistry.** 2018.

LINDENBLATT, C. **Planted Soil Filters with Activated Pretreatment for Composting-place Wastewater Treatment. In Proceedings of the Workshop Wastewater Treatment in Wetlands.** Theoretical and Practical Aspects; Toczyłowska, I., Guzowska, G., Eds.; Gdańsk University of Technology Printing Office: Gdansk, Poland, 2005; pp. 87-93.

LIZIERI C., AGUIAR R., KUKI K. N. **Manganese accumulation and its effects on three tropical aquatic macrophytes: *Azolla caroliniana*, *Salvinia minima* and *Spirodela polyrhiza*.** 2011.

MACHADO, A. I., BERETTA M., FRAGOSO R., DUARTE E. **Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil.** Journal of Environmental Management Academic Press. v. 187, n. 1, p. 560-570, 2017.

MAHMOUD E., GHONEIM A. **Effect of polluted water on soil and plant contamination by heavy metals in El-Mahla El-Kobra, Egypt..** Solid Earth, 7, 703–711.doi:10.5194/se-7-703-2016.

MARKERT, B. **Establishing of “Reference Plant” for Inorganic Characterization of Different Plant Species by Chemical Fingerprinting.** Water, Air, and Soil Pollution, 64, 533-538. 1992.

MASI, F.; MARTINUZZI, N. **Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation.** 2007

MALAVOLTA E. **ABC DA ADUBAÇÃO.** São Paulo: Agronômica CERES. 1956. p. 101

MELLO J. W. V., DUARTE H. A., LADEIRA A. C. Q. **Origem e Controle do Fenômeno Drenagem Ácida de Mina.** Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola N° 8, p. 24-29, MAIO 2014

MIRANDA, C. B. **Pós-tratamento de efluentes de estação de tratamento de esgoto visando a produção de água de reuso para indústria.** 2017.

NEDEFF V., RADU C., CHITIMUS A.-D. MOSNEGUTU E., BÂRSAN N. **Studies and research on *phragmites Australis*' (common reed) adsorption capacity of heavy metals from the soil in Roman city, Romania.** Int. Multidiscip. Sci. GeoConf.: SGEM Sofia 18(3.1), 671–678. 2018.

PIO M. C. S., SOUZA K. S. S., SANTANA G. P. **Capacidade da *Lemna aequinoctialis* para acumular metais pesados de água contaminada.** 2013. doi.org/10.1590/S0044-59672013000200011

POLECHOŃSKA L., DAMBIEC M, KLINK A., RUDECKI A. **Concentrations and solubility of selected trace metals in leaf and bagged black teas commercialized in Poland.** J Food Drug Anal. 2015; 23(3):486-492. doi:10.1016/j.jfda.2014.08.003

PRIMO D. C., MENEZES R. S. C, SAMPAIO E. V. S. B. **Micronutrientes no sistema solo planta: Sintomas de deficiência e toxidez.** 2015.

PROENÇA M. A., OLIVEIRA L. L. D., ROCHA O. **Efeito Tóxico Do Cobre Sobre O Crescimento Da Macrófita Aquática *Lemna Minor*.** 2012. DOI:10.17271/198008278122012365

QUAN Z. X., JIN, Y. S., YIN, C. R., LEE, J. J. & LEE, S. T. **Hydrolyzed molasses as an external carbon source in biological nitrogen removal.** Bioresource Technology 96 (15), 1690–1695. 2005.

REFLORA - HERBÁRIO VIRTUAL. *Eleocharis acutangula*. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/ConsultaPublicoHVUC/ConsultaPublicoHVUC.do?idTestemunho=3324884> Acesso em 18/12/2020

REFLORA - HERBÁRIO VIRTUAL. *Iris ssp.* Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/ConsultaPublicoHVUC/ConsultaPublicoHVUC.do?idTestemunho=4906755> Acesso em 19/12/2020

REFLORA - HERBÁRIO VIRTUAL. *Phalaris arundinacea.* Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/ConsultaPublicoHVUC/ConsultaPublicoHVUC.do?idTestemunho=2692391> Acesso em 19/12/2020

REFLORA - HERBÁRIO VIRTUAL. *Phragmites australis.* Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/ConsultaPublicoHVUC/ConsultaPublicoHVUC.do?idTestemunho=2432266> Acesso em 19/12/2020

REFLORA - HERBÁRIO VIRTUAL. *Scirpus ssp.* Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/ConsultaPublicoHVUC/ConsultaPublicoHVUC.do?idTestemunho=2153981> Acesso em 19/12/2020

REFLORA - HERBÁRIO VIRTUAL. *Typha ssp.* Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/ConsultaPublicoHVUC/ConsultaPublicoHVUC.do?idTestemunho=3932906> Acesso em 19/12/2020

REICHMAN, S.M. **The Responses of Plants to Metal Toxicity: A Review Focusing on Copper, Manganese and Zinc.** In: Reichman, S.M., Ed., Symptoms and Visual Evidence of Toxicity Melbourne, Australian Minerals and Energy Environment Foundation, Melbourne, 22-26. 2002

ROCK S., PIVETZ B., MADALINSKI K., ADAMS N., & WILSON T. **Introduction to phytoremediation.** U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA/600/R-99/107 (NTIS PB2000-106690), 2000.

RODRIGUES A. C. D., SANTOS A. M., SANTOS F. S., PEREIRA A. C. C., SOBRINHO N. M. B.A. **Mecanismos de Respostas das Plantas à Poluição por Metais Pesados: Possibilidade de Uso de Macrófitas para Remediação de Ambientes Aquáticos Contaminados.** 2016. Rev. Virtual Quim., 2016, 8 (1), 262-276. DOI: 10.5935/1984-6835.20160017

RUBIM C. **Tratamento de efluentes com *wetlands* e jardins filtrantes construídos artificialmente: efluentes industriais e sanitários - Natura Ecoparque.** 2017. Disponível em: <https://www.revistatae.com.br/noticia/67563/tratamento-de-efluentescom-wetlands-e-jardins-filtrantes-construidos-artificialmente> Acesso em 19/12/2020

SEIDEL, K. **Macrophytes and water purification, in: Biological Control of Water Pollution**, J. Tourbier, and R.W. Pierson, eds., Pennsylvania University Press, Philadelphia, pp. 109-122. 1976.

SEZERINO, P. H., BENTO A. P., DECEZARO S. T., MAGRI M. E., PHILIPPI L. S. **Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais.** *Engenharia Sanitaria e Ambiental*. v. 20, n. 1, p. 151–158, mar. 2015.

SHI, J., YUAN, X., CHEN, X., WU B., HUANG Y., CHEN Y. **Copper Uptake and Its Effect on Metal Distribution in Root Growth Zones of *Commelina communis* Revealed by SRXRF.** *Biol Trace Elem Res* 141, 294–304 2011.

SILVA, S. B. 2022. ***Wetland* de fluxo vertical com diferentes tipos de meio suporte para o tratamento da drenagem ácida de mina.** Artigo não publicado. Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia – MG.

SINGER, P. C., & STUMM, W. **Acid Mine Drainage: The Rate-Determining Step.** *Science*, 167, 1121-1123. 1970. [dx.doi.org/10.1126/science.167.3921.1121](https://doi.org/10.1126/science.167.3921.1121)

SOUZA, V. P. **Drenagem ácida, aspectos ambientais: uma revisão.** Rio de Janeiro:CETEM/MCTI, 2015. 48p.

SRIDHAR B. B. M., HAN F. X., DIEHL S. V., MONTS D. L. SU Y.. **Effects of Zn and Cd accumulation on structural and physiological characteristics of barley plants.** 2007. doi.org/10.1590/S1677-04202007000100002

STEVIK, T.K., KARI. A., AUSLAND G., HANSSEN, J. F. **Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review**, Water Res. 38: 1355-1367, 2004.

STIEGEMEIER, A. M. **Avaliação do sistema de *wetland* construído no polimento do efluente da indústria frigorífica de aves**. Lajeado, 2014 Monografia (Engenharia Ambiental) - Centro Universitário Univates, Lajeado, 2014.

SULZBACH, T. S. **Biorreatores a base de biocarvão para a remoção de sulfato e elementos-traço em águas de drenagem ácida de mina**. Florianópolis, 2015 Dissertação (Biotecnologia e Biociências) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

SUSARLA, S., MEDINA, V. F., & McCUTCHEON, S. C. **Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination**. Ecological Engineering, 18, 647-658, 2002 doi:10.1016/S0925-8574(02)00026-5.

TOGNON, A. A. **Propriedades físico-hídricas do Latossolo Roxo da região de Guairá-SP sob diferentes sistemas de cultivo**. 1991.85f. Dissertação (Mestrado) Escola Superior de Agricultura de Luiz de Queiroz, Piracicaba, 1991.

TORRES, T. L., CORDOVA J. E., BAUM. C., BECEGATO V. A. **Gestão do uso da água na indústria: aplicação do reúso e recuperação**. Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental, v. 7, n. 2, p. 370-385, 2018

UNEP. **Integrated Watershed Management - Ecohydrology & Phytotechnology - Manual**. Disponível em <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000144254>. Acesso em 19/12/2020.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Manual constructed wetlands treatment of municipal wastewaters**. Ohio, 2000. Disponível em <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=30004TBD.txt> Acesso em 19/12/2020

VYMAZAL J. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review**. Proceedings of Taal. 965-980, 2008.

VYMAZAL J. Horizontal Sub-Surface Flow and Hybrid Constructed Wetlands Systems for Wastewater Treatment. Ecological Engineering. 25. 478-490, 2005. 10.1016/j.ecoleng.2005.07.010.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience. Environmental science & technology, 2011. 45. 61-9. 10.1021/es101403q.

VYMAZAL, J. The Use Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow for Various Types of Wastewater. Ecological Engineering, 35,117, 2009 doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.08.016

VYMAZAL, J. Types of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Their Potential for Nutrient Removal. In Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands; 2010.

VYMAZAL, J., ED. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Backhuys publishers: leiden, the netherlands, 2001; pp. 1-93.vymazal, j. Sci. Tot. Environ. 2007, 380, 48-65.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. Is Concentration of Dissolved Oxygen a Good Indicator of Processes in Filtration Beds of Horizontal-flow Constructed Wetlands? In Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management; Vymazal, J., Ed.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2008; pp. 311-317.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow, 2008.

WOJCIECHOWSKA E., NAWROT N., WALKUSZ-MIOTK J., MATEJ-LUKOWICZ K., PAZDRO K. Heavy Metals in Sediments of Urban Streams: Contamination and Health Risk Assessment of Influencing Factors. 2019. doi.org/10.3390/su11030563

XUANG S., YAN Y., GUAN, LIU, et al. Rapid Targeted Next-Generation Sequencing Platform for Molecular Screening and Clinical Genotyping in Subjects with Hemoglobinopathies. EBioMedicine. 2017; 23:150-159. doi:10.1016/j.ebiom.2017.08.015

YANG, Y.; SUN, C.; YAO, Y.; ZHANG, Y.; ACHAL, V. **Growth and physiological responses of grape (*Vitis vinifera* Acta Physiologiae Plantarum)**, v. 33, n. 4, p. 1483-1491, July 2011.

YRUELA, I. **Copper in Plants. Brazilian Journal of Plant Physiology**, 17, 145-156, 2005. [dx.doi.org/10.1590/S1677-04202005000100012](https://doi.org/10.1590/S1677-04202005000100012)

YU, L.-J.; CHEN, T.; XU, Y. **Effect of corn cobs as external carbon sources on nitrogen removal in constructed wetlands treating micro-polluted river water.** Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research, v. 79, n.9, p. 1639–1647, 2019.

WISSEMEIER, A.H. & HORST, W.J. **Effect of light intensity on manganese toxicity symptoms and callose formation in cowpea (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.).** Plant Soil, 143:299-309, 1992.

ZARANYIKA MF, NYATI W. **Uptake of heavy metals by *Typha capensis* from wetland sites polluted by effluent from mineral processing plants: implications of metal-metal interactions.** 3 Biotech. 2017;7(5):286. doi:10.1007/s13205-017-0916-1

ZOCHE, C. M., **Fitorremediação de efluentes da exploração do carvão: pode a macrófita *Eleocharis acutangula* (Roxb.) (Cyperaceae) ser considerada uma espécie hiperacumuladora de metais pesados?** 2013

ZOCHE, J. J., FREITAS, M., & QUADROS, et al. **Concentração de Zn e Mn nos efluentes do beneficiamento de carvão mineral e em *Typha domingensis* Pers (TYPHACEAE).** Revista Árvore, 34(Rev. Árvore, 2010 34(1)). doi.org/10.1590/S0100-67622010000100019