

RUBENS BARRICHELLO GOMES BARBOSA

**ADIÇÃO DE FITO-HORMÔNIO E DE BACTÉRIA PROMOTORA DE
CRESCIMENTO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS TRATANDO
ÁGUAS CONTAMINADAS COM CROMO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Alisson Carraro Borges

Coorientadores: André Pereira Rosa
Leonardus Vergütz

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2022**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

B238a
2022
Barbosa, Rubens Barrichello Gomes, 1994-
Adição de fito-hormônio e de bactéria promotora de
crescimento em sistemas alagados construídos tratando águas
contaminadas com cromo / Rubens Barrichello Gomes Barbosa.
– Viçosa, MG, 2022.

1 dissertação eletrônica (80 f.): il. (algumas color.).

Orientador: Alisson Carraro Borges.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Engenharia Agrícola, 2022.

Referências bibliográficas: f. 63-80.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2022.482>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Fitorremediação. 2. Auxinas. 3. *Azospirillum brasiliense*.
4. Metais pesados. I. Borges, Alisson Carraro, 1977-.
II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia
Agrícola. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola.
III. Título.

CDD 22. ed. 628.5

RUBENS BARRICHELLO GOMES BARBOSA

**ADIÇÃO DE FITO-HORMÔNIO E DE BACTÉRIA PROMOTORA DE
CRESCIMENTO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS TRATANDO
ÁGUAS CONTAMINADAS COM CROMO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 27 de junho de 2022

Assentimento:


Rubens Barrichello Gomes Barbosa
Autor



Alisson Carraro Borges
Orientador

Dedico esta, assim como todas as demais conquistas, primeiramente a Deus, por sempre guiar-me, aos meus pais e amigos que tanto apoiaram e me incentivaram para o meu crescimento pessoal e profissional.

AGRADECIMENTOS

A Deus, autor da vida, por ser meu guia nos momentos de dificuldade e por ter me dado força, esperança e sabedoria para concluir mais uma etapa importante da minha jornada.

À minha mãe Maria Gomes Barbosa e meus irmãos Andrade, Carlos André e Gilmara, por serem exemplo, apoio e incentivo. Vocês são tudo para mim e sem vocês eu jamais teria chegado até aqui.

Ao meu pai, Gilvando Gomes Barbosa “*in memoriam*”.

Aos meus amigos, Bruna Maksuely, Maria Fernanda, Romário, Priscila, Andreza, Diana, Dayane, Nivaniellen, Marta e Lucas Lommez que dividiram comigo as alegrias e desesperos, além de terem sido colo e ouvido nesses dois anos de mestrado. A presença de cada um foi fundamental.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Alisson Carraro Borges, pela confiança, paciência, oportunidades que me proporcionou ao longo desta trajetória e pelo acolhimento nos momentos difíceis que enfrentei neste ciclo do mestrado.

Aos meus coorientadores, Prof. Dr. André Pereira Rosa e Prof. Dr. Leonardus Vergütz, pelo conhecimento compartilhado.

Aos meus colegas de quarto/república, Ueliton, Robson e Tales, pelo convívio, apoio e amizade e por compartilhar a vivência (nem sempre fácil) da vida acadêmica.

Ao Gilberto Santos (Gil) por conseguir em seus serviços me ajudar a entender a realidade das ideias e necessidades dos experimentos.

À Professora Luzimar Campos da Silva (Dep. de Biologia Vegetal) por abrir as portas do seu Laboratório e contribuir com este projeto.

A Hugo Humberto, pela colaboração e viabilização das análises visuais e histoquímicas do experimento. O meu sincero obrigado.

Aos Professores Dimas Ribeiro e José Ivo por terem me recebido tão bem e terem disponibilizado um tempo para contribuir com o projeto.

Aos membros da banca pela disponibilidade e contribuições a fim de aprimorar este estudo.

Aos membros do Laboratório da Qualidade Ambiental (LQA) por toda amizade, companheirismo e auxílio, mesmo que a distância.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, pela oportunidade dessa rica experiência e aprendizado.

À FAPEMIG pelo apoio financeiro ao projeto e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos.

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

E a todos que de forma direta ou indireta participaram da execução deste projeto, o meu muito obrigado!

“A imaginação é mais importante que o conhecimento. O conhecimento é limitado, enquanto a imaginação abraça o mundo inteiro, estimulando o progresso, e dando origem à evolução.”

(Albert Einstein)

RESUMO

BARBOSA, Rubens Barrichello Gomes, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, junho de 2022. **Adição de fito-hormônio e de bactéria promotora de crescimento em sistemas alagados construídos tratando águas contaminadas com cromo.** Orientador: Alisson Carraro Borges. Coorientadores: André Pereira Rosa e Leonardus Vergütz.

Os sistemas alagados construídos (SACs) são utilizados para o tratamento de diferentes águas residuárias, incluindo as de curtumes que são ricas em metais pesados. A presente pesquisa se propôs a avaliar o desempenho de SACs com a espécie vegetal *Polygonum hydropiperoides* Michx na fitorremediação de água residuária sintética de curtume (ARSC) por meio da adição de fito-hormônio (auxina) e bactéria promotora de crescimento vegetal (*Azospirillum brasilense*). Para tanto, foram instalados e operados nove SACs em escala piloto nomeados como: SAC_{F+B} – sistema com fito-hormônio e bactéria; SAC_F – sistema com fito-hormônio; SAC_B – sistema com bactéria; SAC_V – sistema somente vegetado e SAC_{NV} – sistema não vegetado. Além disso, cada SAC vegetado possuía uma unidade em paralelo (controle) com a finalidade de avaliar a fitotoxicidade. De acordo com os resultados obtidos, os SACs usados foram eficientes na remoção de cromo, não apresentando diferenças significativas. Os sintomas visuais na porção aérea dos indivíduos expostos à ARSC incluíram encarquilhamento, necrose, clorose e senescência das folhas. A detecção positiva mais intensa para morte celular ocorreu nas folhas e raízes dos indivíduos expostos à ARSC. Nos SACs vegetados em que foram adicionados o fito-hormônio e as bactérias, houve menos danos visuais, menor detecção de morte celular nas folhas e raízes, tendo também sido observado o aumento no crescimento e na produtividade de *P. hydropiperoides*.

Palavras-chave: Auxina. *Azospirillum brasilense*. Metal pesado. Fitorremediação.

ABSTRACT

BARBOSA, Rubens Barrichello Gomes, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, June 2022. **Phytohormone and growth-promoting bacteria addition in constructed wetlands treating chrome-contaminated waters.** Adviser: Alisson Carraro Borges. Co-advisers: André Pereira Rosa and Leonardus Vergütz.

The constructed wetlands systems (CWs) are used for the treatment of different wastewaters, including those from tanneries that are rich in heavy metals. The present research proposed to evaluate the performance of CWs with the plant species *Polygonum hydropiperoides* Michx in phytoremediation of synthetic tannery wastewater (STW) through the addition of phytohormone (auxin) and plant growth promoting bacteria (*Azospirillum brasilense*). For this, nine CWs were installed and operated in pilot scale named as: CW_{F+B} - system with phytohormone and bacteria; CW_F - system with phytohormone; CW_B - system with bacteria; CW_V - only vegetated system and CW_{NV} - non vegetated system. Besides, each vegetated CW had a parallel unit (control) in order to evaluate phytotoxicity. According to the results obtained, the used CWs were efficient in the chromium removal, not presenting significant differences. The visual symptoms in the aerial portion of the individuals exposed to STW included wilting, necrosis, chlorosis and senescence of the leaves. The most intense positive detection for cell death occurred in the leaves and roots of the individuals exposed to STW. In the vegetated CWs where the phytohormone and bacteria were added, there was less visual damage, less detection of cell death in the leaves and roots, and an increase in the growth and productivity of *P. hydropiperoides* was also observed.

Keywords: Auxin. *Azospirillum brasilense*. Heavy metal. Phytoremediation.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Ciclo do cromo no meio ambiente e sua contaminação ambiental.....	26
Figura 2 - Sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial	29
Figura 3 - Disposição dos SACs com detalhes das bombas dosadoras e caixas coletoras de efluente (canto inferior direito) enterradas no solo (A) e indivíduos <i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx nos SACs utilizados no experimento (B).....	39
Figura 4 - Vista superior e corte longitudinal dos SACs detalhando disposição e espaçamento dos indivíduos (<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx), exceto para o sistema não vegetado, e as alturas da lâmina de água e meio suporte	40
Figura 5 - Valores de temperatura média do líquido nos SACs estudados	46
Figura 6 - <i>Box plot</i> dos valores do pH no afluente e nos efluentes dos sistemas alagados construídos.....	47
Figura 7 - Concentração de cromo nos efluentes dos SACs estudados em relação ao tempo. 49	
Figura 8 - <i>Box plot</i> dos valores de eficiência de remoção de cromo nos sistemas alagados construídos.....	50
Figura 9 - Carga de cromo remanescente (mg d^{-1}) ao longo do tempo de operação dos SACs.....	51
Figura 10 - Visão geral do ramo e folhas de <i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx 55 dias após a exposição do sistema à ARSC e AA. Sistema controle com AA (A-D). Sistema com ARSC E-H. A e E, sistemas contendo somente os indivíduos (SAC_V). B e F, sistema com indivíduos associados à bactéria (SAC_B). C e G, sistema com indivíduos associados ao fito-hormônio (SAC_F). D e H, sistema contendo os indivíduos associados ao fito-hormônio e bactéria (SAC_{F+B}). Em detalhe, folhas dos indivíduos dos sistemas controle, sem alterações visuais (A-). Folhas com alterações visuais em todos os sistemas com ARSC (E-H), incluindo clorose (F-H), encarquilhamento (E-H), necrose (F-H) e senescência (E-H). Barras: A-H = 1,5 cm; AA – água para abastecimento; ARSC – água residuária sintética de curtume.....	54
Figura 11 - Raízes de <i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx visualizadas em lupa, 55 dias após a exposição do sistema à ARSC e AA. Sistema controle com AA (A-D). Sistema com ARSC E-H. A e E, sistemas contendo somente os indivíduos (SAC_V). B e F, sistema com os indivíduos associados à bactéria (SAC_B). C e G, sistema com os indivíduos associados ao fito-hormônio (SAC_F). D e H, sistema contendo os indivíduos associados ao fito-hormônio e bactéria (SAC_{F+B}). Nos indivíduos expostos à ARSC ocorreram alterações estruturais incluindo deformidade e senescência (E), alteração na coloração (E-G). Setas em preto indicam alteração na coloração das raízes. Barras: A-H = 1mm; AA – água para abastecimento; ARSC – água residuária sintética de curtume	55
Figura 12 - Detecção histoquímica <i>in situ</i> de morte celular em folhas de <i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx 55 dias após a exposição do sistema à ARSC e AA. Sistema controle com AA (A-D). Sistema com ARSC E-H. A e E, sistemas contendo somente os indivíduos (SAC_V). B e F, sistema com os indivíduos associados à bactéria (SAC_B). C e G, sistema com	

os indivíduos associados ao fito-hormônio (SAC_F). D e H, sistema contendo os indivíduos associados ao fito-hormônio e bactéria (SAC_{F+B}). I -L, detalhes dos tricomas da epiderme. Indivíduos do sistema controle apresentaram tricomas glandulares (Tg) e tricomas tectores (Tt) com reação negativa para morte celular (I e J). Indivíduos do sistema expostos à ARSC apresentaram tricomas tectores e glandulares corados em azul (K e L), indicando reação positiva para morte celular (setas). Setas em preto indicam reação positiva para morte celular. Ep (epiderme), Tg (tricoma glandular, Tt (tricoma tector). Barras: A-H = 0,2 cm e I-L = 10 μ m; AA – água para abastecimento; ARSC – água residuária sintética de curtume.....57

Figura 13 - Detecção histoquímica *in situ* de morte celular em raízes de *Polygonum hydropiperoides* Michx, 55 dias após a exposição do sistema a ARSC e AA. Sistema controle com AA (A-D). Sistema com ARSC E-H. A e E, sistemas contendo somente os indivíduos (SAC_V). B e F, sistema com os indivíduos associados à bactéria (SAC_B). C e G, sistema com os indivíduos associados ao fito-hormônio (SAC_F). D e H, sistema contendo os indivíduos associados ao fito-hormônio e bactéria (SAC_{F+B}). Nos indivíduos expostos à ARSC (E-H) ocorreu reação mais intensa para detecção de morte celular, evidenciada pela coloração azul. Setas em preto indicam reação positiva para morte celular. Barras: A-H = 1mm; AA – água para abastecimento; ARSC – água residuária sintética de curtume58

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Compêndio dos principais resultados reportados na literatura sobre SACs de escoamento horizontal subsuperficial tratando águas com Cr.....	37
Tabela 2 - Sistemas definidos para experimento de remoção de cromo em SACs	41
Tabela 3 - Especificação do cromo trivalente e hexavalente no afluente e nos sistemas alagados construídos estudados realizado ao final do experimento (50 dias)	52
Tabela 4 - Resumo da análise de variância (ANOVA) e valores médios das análises morfológicas de indivíduos de <i>P. hydropiperoides</i> submetidas ao sistema com ARSC.....	60

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

%E	Eficiência de remoção
AA	Água para Abastecimento
AIA	Ácido indol-3-acético
ACC	1-aminociclopropano-1-ácido carboxílico
ANOVA	Análise de Variância
APHA	American Public Health Association
BPCV	Bactérias Promotoras de Crescimento Vegetal
CR	Comprimento radicular
Cr _a	Concentração de cromo no afluente
Cr _e	Concentração de cromo no efluente
CV	Coefficiente de variação
DEA	Departamento de Engenharia Agrícola
Ep	Epiderme
EROs	Espécies Reativas de Oxigênio
LC _{rem}	Carga remanescente de cromo
LD	Limite de detecção
LI	Limite inferior
LQA	Laboratório da Qualidade Ambiental
LS	Limite superior
MFR	Massa fresca da raiz
MSR	Massa seca da raiz
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
pH	Potencial hidrogeniônico
PIB	Produto Interno Bruto
PSII	Fotossistema II
Q ₁	Quartil inferior
Q ₂	Mediana
Q ₃	Quartil superior
Q _a	Vazão do afluente
Q _e	Vazão do efluente

SAC _S	Sistemas alagados construídos
SAC _B	Sistema com uso de bactéria
SAC _F	Sistema com uso de fito-hormônio
SAC _{F+B}	Sistema com adição de fito-hormônio e bactéria
SAC _{NV}	Sistema não vegetado sem fito-hormônio e bactéria
SAC _V	Sistema vegetado sem fito-hormônio e bactéria
ARSC	Água residuária sintética de curtume
TAS	Taxa de aplicação superficial
Tg	Tricomas glandulares
TRH	Tempo de retenção hidráulica
Tt	Tricomas tectores
UFV	Universidade Federal de Viçosa
USEPA	United States Environmental Protection Agency

LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
*	Significativo
/	Dividido por
'	Minutos (Coord. Geográfica)
<	Menor que
=	Igual a
±	Mais ou menos
∅	Diâmetro
≥	Maior ou igual
●	Média aritmética
°	Graus (Coord. Geográfica)
°C	Graus Celsius
cm	Centímetro
Cr ³⁺	Cromo trivalente
Cr ⁶⁺	Cromo hexalente
Cr	Cromo
Cr ₂ O ₇ ²⁻	Dicromato
CrO ₄ ⁻	Cromato
g mol ⁻¹	Gramas por mol
h	Hora
HCr ₄ ⁻	Hidrocromato
L	Litro
L d ⁻¹	Litro por dia
m	Metro
m ²	Metro quadrado
m ³	Metro cúbico
mg L ⁻¹	Miligrama por litro
mL	Mililitro
mm	Milímetro
n°	Número
p	Probabilidade

S	Latitude Sul (Coord. Geográfica)
W	Longitude Oeste (Coord. Geográfica)
x	Outliers
α	Alfa
μm	Micrómetro
μM	Micromolar

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
2. OBJETIVOS	21
2.1. Objetivo Geral	21
2.2. Objetivos Específicos.....	21
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
3.1. A agroindústria dos curtumes e os resíduos gerados	22
3.1.1. Água residuária de curtume	22
3.1.2. Cromo	24
3.2. Sistemas alagados construídos	27
3.2.1. Fitorremediação	29
3.2.2. <i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx	31
3.3. SACs tratando águas contaminadas com cromo: resultados prévios e novas abordagens	33
3.3.1. Possibilidade do uso de fito-hormônios.....	33
3.3.2. Possibilidade de uso de bactéria promotora de crescimento vegetal (BPCV)....	34
3.3.3. Resumo de dados operacionais de remoção de Cr em sistemas solo-planta	36
4. MATERIAL E MÉTODOS	39
4.1. Área experimental	39
4.2. Sistemas alagados construídos	39
4.3. Operação dos SACs.....	41
4.4. Monitoramento dos sistemas	42
4.5. Análises de fitotoxicidade vegetal	43
4.5.1. Avaliação visual	43
4.5.2. Detecção <i>in situ</i> de morte celular	44
4.5.3. Análises morfológicas	45
4.6. Análise estatística dos dados.....	45
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
5.1. Água.....	46
5.1.1. Temperatura.....	46
5.1.2. pH	47
5.1.3. Eficiência de remoção de cromo total	48
5.1.4. Especificação do cromo em água.....	52
5.2. Análise de fitotoxicidade vegetal.....	53
5.2.1. Avaliação visual da parte aérea e radicular	53
5.2.2. Detecção <i>in situ</i> de morte celular	56

5.2.3. Parâmetros morfológicos de <i>P. hydropiperoides</i>	59
6. CONCLUSÕES	61
7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	62
8. REFERÊNCIAS	63

1. INTRODUÇÃO

A água é um componente essencial para todas as formas de vida. Entretanto, os recursos de água doce estão diminuindo em qualidade apropriada devido ao consumo humano descontrolado e ao descarte de resíduos industriais, agrícolas e domésticos não tratados em cursos de água. Devido a esse e outros fatores, a população mundial está enfrentando desafios de segurança da água e alimentar (ASHRAF *et al.*, 2017; NATASHA *et al.*, 2020).

O setor agroindustrial é uma das principais fontes de contaminação de água que ocasionam impactos negativos ao ambiente (ASHRAF *et al.*, 2018a; SAXENA; CHANDRA; BHARAGAVA, 2017). De acordo com Rao e Patil (2016) a produção de águas residuárias industriais (englobando-se neste cálculo as agroindústrias de curtimento do couro) representa cerca de 16% da geração global de águas residuárias. O curtimento do couro é uma das principais atividades agroindustriais estabelecidas em diferentes países do mundo, incluindo a China, Turquia, Brasil, Paquistão, Bangladesh e Índia (MOKTADIR *et al.*, 2018; ALEMU; MEKONNEN; LETA, 2019a).

Segundo Rodrigues, Ochando-Pulido e Martinez-Ferez (2019), são produzidos mundialmente aproximadamente um milhão de metros quadrados de couro por ano, que geram cerca de 41 milhões de litros de águas residuárias. Estas águas apresentam concentrações elevadas de matéria orgânica, nitrogênio, sólidos, turbidez e metais pesados (cromo), além de cor intensa e de altos níveis de salinidade (SAWALHA *et al.*, 2019).

A maioria dos curtumes do Brasil e no mundo utiliza a tecnologia do curtimento ao cromo para produzir um couro de alta qualidade com textura uniforme (DIXIT *et al.*, 2015). As etapas de beneficiamento do couro são divididas em operações de *beamhouse* (saída de sal para rebatimento), curtimento (decapagem e curtimento), pós-curtimento, pré-acabamento (descascamento para lixamento) e acabamento. O cromo é utilizado na etapa de curtimento do couro (HANSEN; DE AQUIM; GUTTERRES, 2021). Ainda para os mesmos autores o Cr apesar de ser um contaminante ainda é o curtente que apresenta o custo mais baixo em comparação aos benefícios que promove no couro, pois o Cr proporciona o couro extremamente bem curtido, muito macio e resiste mais à água quente e a temperaturas elevadas.

Durante esse processo de beneficiamento do couro, o cromo (Cr) é um contaminante de destaque, devido aos seus efeitos mutagênicos, carcinogênicos e teratogênicos na saúde humana (BIBI *et al.*, 2018). Além disso, o Cr é um metal pesado que provoca efeitos generalizados no ambiente devido à sua toxicidade, não biodegradabilidade e persistência

(CHATTERJEE *et al.*, 2020; YANG *et al.*, 2020). De acordo com o previsto na Resolução 430/2011 do CONAMA, que versa sobre as condições e padrões de disposição de águas residuárias em corpos d'água, o padrão de concentração máxima para o lançamento de águas residuárias contendo cromo total, é de 0,05 mg L⁻¹ (BRASIL, 2011).

Nos sistemas aquático e terrestre, o Cr pode estar disponível nas formas trivalente (Cr³⁺) e hexavalente (Cr⁶⁺), sendo a última muito mais tóxica e móvel em relação à primeira (ASHRAF *et al.*, 2018b). Os efeitos do Cr na saúde estão relacionados principalmente ao seu estado de oxidação no momento da exposição. A exposição ao Cr⁶⁺ aumenta o risco de dermatite, úlceras e perfurações do septo nasal e doenças respiratórias, juntamente com aumento do câncer pulmonar e nasal (KASHYAP; SHARMA; SINGH, 2021). Ademais, a toxicidade do Cr pode reduzir o crescimento das plantas (YOUNAS *et al.*, 2022).

De acordo com Liu *et al.* (2014) e Sultana *et al.* (2015a) diversos métodos têm sido empregados para a remediação de águas contaminadas com Cr. As alternativas mais comumente usadas para tratar águas residuárias de curtume são os processos físico-químicos, como coagulação-floculação; e biológicos como lodos ativados, por exemplo. Entretanto, estas tecnologias apresentam algumas desvantagens no que se refere ao alto custo de aplicação e manutenção, contaminação secundária e procedimento operacional difícil. Dessa forma, os sistemas alagados construídos (SACs) por possuírem menor custo e consumo de energia surgem como uma alternativa para tratar essas águas contaminadas com cromo (KHALID *et al.*, 2017, XIA *et al.*, 2019).

Os SACs são sistemas robustos bem estabelecidos para o tratamento de águas residuárias agroindustriais, incluindo as de curtumes (DIXIT *et al.*, 2015; WU *et al.*, 2015). O uso destes sistemas pode fornecer soluções de baixo custo, menor consumo de energia, e constitui um sistema ecologicamente correto e sustentável para remoção de cromo (RAMÍREZ *et al.*, 2019, SRIVASTAVA *et al.*, 2020).

Dentre os processos ocorrentes em SACs, a fitorremediação é um dos mais importantes, que consiste na utilização de plantas e microrganismos associados para tratar diversos contaminantes da água residuária, incluindo metais pesados (DICKINSON, 2017). Para Campaore, Dumoulin e Rousseau (2020), a fitorremediação proporciona um rápido crescimento de plantas que são fáceis de implementar e manter, além de não exigirem equipamentos de alta tecnologia.

A eficiência da fitorremediação na remoção de contaminantes inorgânicos geralmente depende de fatores vegetais, dos microrganismos, das propriedades físico-químicas do meio, de

exsudatos microbianos e vegetais, além da capacidade dos organismos vivos de captar, acumular, translocar e desintoxicar contaminantes (KHALID *et al.*, 2017). Este processo pode ser empregado para a remediação de metais pesados, metaloides ou outros contaminantes inorgânicos do solo ou da água (ALI; KHAN; SAJAD, 2013; ASHRAF *et al.*, 2019).

Nos últimos anos, por possuírem potencial fitorremediador, uma grande variedade de espécies de plantas, como *Brachiaria decumbens*, *Canna indica*, *Iris pseudacorus*, *Pennisetum purpureum*, *Phragmites australis*, *Juncus*, *Schoenoplectus americanus*, *Typha latifolia*, *Cyperus rotundus* e *Polygonum Hydropiperoides*, têm sido usadas em SACs para tratar contaminantes orgânicos e inorgânicos de águas residuárias agroindustriais (ASHRAF *et al.*, 2020). Dentre estas, a planta mais usada para tratamento de águas residuárias da indústria de curtumes foi o carriço (*Phragmites australis*) (SULTANA *et al.*, 2015b).

No presente trabalho, a espécie vegetal escolhida foi a *Polygonum hydropiperoides* Michx, conhecida também como pimenta d'água, pimenta de brejo ou erva-de-bicho. É uma espécie nativa do Sudeste Asiático que possui caules eretos e redondos, além de folhas simples de coloração verde escura. Espécies de *Polygonum* são consideradas como invasoras, pois crescem em muitos sistemas de cultivos usados pelo homem, especialmente em áreas úmidas. A *P. hydropiperoides* possui ação sobre o ingurgitamento hemorroidal, devido à presença de taninos em sua composição. É utilizada no tratamento de desordens intestinais e também possui ação antibiótica, anti-inflamatória e anti-hiperalgésica (JÁCOME *et al.* 2004).

Sob uma perspectiva tecnológica, a fitorremediação nos SACs pode ser otimizada ao inserir fatores que proporcionem uma melhor absorção dos nutrientes pelas plantas, promovendo assim aumento de biomassa e melhora na qualidade da água residuária. Alguns destes fatores são a adição de fito-hormônios e de bactérias promotoras de crescimento vegetal (BPCV) (ARAÚJO *et al.*, 2018; LIU *et al.*, 2019; ISMAIL *et al.*, 2020). Os fito-hormônios são moléculas que podem contribuir para melhorar a assimilação de nutrientes e promover maior desenvolvimento da planta (CHHAYA *et al.*, 2021).

Para Oliveira *et al.* (2014) as bactérias promotoras de crescimento vegetal são bactérias que exercem influência no metabolismo da planta e estimulam seu crescimento e produtividade. Segundo Farh *et al.* (2017), a interação entre as macrófitas e as BPCV pode aumentar a tolerância das plantas contra o estresse por metais pesados. Entre as diversas BPCV supracitadas na literatura destaca-se a *Rhizobacterium Azospirillum brasiliense*, que tem sido

usada como um organismo modelo para investigar a promoção do crescimento de plantas (CASSÁN *et al.*, 2020).

Como no Brasil o uso em escala plena de SACs para tratamento de águas residuárias, incluindo as agroindustriais (curtume), ainda é pouco difundido, verifica-se a necessidade de estudos para a promoção de maiores eficiências destes sistemas, para que o uso de tal tecnologia natural se torne mais recorrente nas empresas deste importante setor. Embora alguns estudos tenham sido realizados para examinar o potencial do SACs para remediar a água contaminada com Cr (FIBBI *et al.* 2012; ALEMU; GABBIYE; LEMMA, 2020; SRIVASTAVA *et al.* 2020), até o momento, nenhum com o uso de fito-hormônios e bactérias promotoras de crescimento foi feito para avaliar o potencial de fitorremediação de água contaminada com cromo.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Avaliar o desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com a espécie vegetal *Polygonum hydropiperoides* Michx na remoção de cromo por meio da adição de fito-hormônio e bactérias promotoras de crescimento vegetal.

2.2. Objetivos Específicos

- i. Avaliar o efeito da adição de fito-hormônio e bactéria promotora de crescimento no desempenho de SACs sob diferentes condições de temperatura, pH e cromo total, bem como a especiação do cromo trivalente e hexavalente na água;
- ii. Avaliar o efeito da adição de fito-hormônio e bactéria promotora de crescimento vegetal nas análises visuais e de morte celular nas folhas e raízes *P. hydropiperoides*, bem como os parâmetros morfológicos.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. A agroindústria dos curtumes e os resíduos gerados

3.1.1. Água residuária de curtume

A água é um recurso essencial para as principais atividades industriais, sendo que o consumo médio de água pelas indústrias é estimado em 22% do uso global da água, sendo os setores de maior consumo as indústrias têxtil, de semicondutores e de fabricação de couro. A agroindústria de curtimento de couro leva à geração de grandes volumes de águas residuárias acompanhadas de seus problemas de descarte e tratamento inapropriado (GUTTERRES; BENVENUTI; FONTOCRA, 2015).

A agroindústria do couro contribui com uma parte importante da economia global e contribui com uma boa parcela do produto interno bruto (PIB) em diferentes regiões, especialmente para países em desenvolvimento de baixa renda, como o Paquistão, em que somam 5% do PIB anual (GIACCHERINI *et al.*, 2017). A agroindústria de curtumes é um dos setores industriais mais contaminantes devido à produção de grande quantidade de águas residuárias contaminadas com Cr (KANDASAMY; THARMALINGAM; VELUSAMY, 2016).

O setor de tratamento de couros produz couros não putrescíveis a partir de peles e couros biodegradáveis por meio de processos de curtimento (DARGO; AYALEW, 2014). Desde os tempos antigos, os curtidores artesanais utilizam taninos, extratos de partes de plantas como cascas, vagens de frutas, folhas e raízes como agentes de curtimento na conversão de peles em couros em um processo denominado curtimento vegetal (FALCÃO; ARAÚJO, 2018). Este método artesanal de produção de couro geralmente é realizado em lugares abertos com uso de ferramentas simples (EZENWE *et al.*, 2001).

O processo de fabricação do couro, no entanto, foi fortemente industrializado ao longo dos anos. Os processos de fabricação do couro são executados em fábricas bem construídas, equipadas com maquinários sofisticados e contam com o uso de diversos produtos químicos (EZENWE *et al.*, 2001). Consequentemente, o método de curtimento vegetal foi substituído por outras técnicas de curtimento, *e.g.*, curtimento de cromo, alúmen, aldeído e sal de zircônio (COVINGTON, 1997).

Atualmente, a técnica de curtimento de cromo que utiliza sulfato de cromo básico como agente de curtimento é praticada em cerca de 90% de todos os curtumes do mundo devido à sua aparente vantagem sobre o método de curtimento vegetal na produção de couros muito flexíveis, coloridos e polivalentes em um curto período de tempo (DARGO; AYALEW, 2014). As indústrias de couro, têm sido estigmatizadas com ambientes odoríferos e geração de resíduos orgânicos altamente decomponíveis (MUTHUKKAUPPAN; PARTHIBAN, 2018). Este desafio decorre do uso de peles de animais e da dependência de vários produtos químicos de processo que incluem corantes, sais, taninos, óleos, cal, biocidas, enzimas, sulfatos de cromo, ácidos e solventes de acabamento aplicados nos processos de fabricação (ILOU; SOAUBI; KHALID, 2014).

Apenas uma pequena porção de cerca de 20% destes produtos químicos é retida nos couros durante a produção e a quantidade remanescente fica dissolvida nas águas residuárias geradas no processo (MUTHUKKAUPPAN; PARTHIBAN, 2018). O Cr nas águas residuárias pode existir nos estados de oxidação como cromo trivalente ou hexavalente. As águas residuárias geradas nos curtumes são, portanto, geralmente caracterizadas por forte coloração e mau cheiro, grandes cargas de partículas em suspensão, compostos orgânicos e metais pesados (ILOU; SOAUBI; KHALID, 2014).

Além disso, as águas residuárias da indústria de curtumes apresentam alta salinidade, o que também representa um grande risco de degradação ambiental juntamente com a concentração de Cr nas águas residuárias. Águas residuárias de curtumes podem causar impactos prejudiciais aos animais, à saúde humana e ao ambiente. Apesar de sua alta toxicidade, as águas residuárias de curtume geralmente são descartadas nos próprios curtumes ou em corpos hídricos superficiais próximos sem o tratamento apropriado (CHOWDHURY *et al.*, 2013; AMANIAL, 2016; ELABBAS *et al.*, 2016).

As águas residuárias contaminadas por Cr vem sendo uma questão de grande preocupação, tendo em vista que estas águas contaminadas com Cr são usadas para irrigar as plantações de alimentos devido aos macronutrientes presentes, como, nitrogênio e fósforo, que ajudam a aumentar a produtividade das lavouras agrícolas, além de ser comumente utilizado em países em desenvolvimento, incluindo Paquistão, Bangladesh e Índia (KUMAR; CHOPRA, 2015).

3.1.2. Cromo

A contaminação ambiental por metais pesados tem efeitos nocivos em humanos, plantas e animais aquáticos (YIN *et al.*, 2019) e tem impactado o ecossistema natural em larga escala (DABIR *et al.*, 2019). A principal causa da contaminação ambiental é o desenvolvimento industrial e urbano não planejado que negligencia a importância de um ambiente sustentável. Tais atividades aumentaram os níveis de contaminação por metais pesados, o que vem perturbando o equilíbrio ecológico (POSTHUMA *et al.*, 2019). De acordo com um relatório da Organização Mundial da Saúde (OMS), mais de 1,7 milhão de crianças menores de 5 anos morrem devido à exposição a contaminantes tóxicos, incluindo metais pesados (XU *et al.*, 2018).

Com o aumento da contaminação por metais pesados no meio ambiente, as chances de exposição humana a esses elementos também aumentaram. A característica não biodegradável dos metais pesados torna-os uma ameaça potencial para o ser vivo. Os metais pesados tendem a circular dentro do ecossistema e se bioacumular em vários níveis tróficos. Os metais pesados de resíduos não tratados podem ser lixiviados e infiltrar para os solos no lençol freático, representando perigos à saúde, bem como também o comprometimento das culturas, visto que os metais pesados podem ser facilmente absorvidos pelas culturas (BANERJEE *et al.*, 2019; YAASHIKAA *et al.*, 2019).

O Cr é conhecido por sua ampla utilidade em várias indústrias, como *e.g.*, curtumes, cromagem, indústria química, mineração, siderurgia. Com o aumento do uso do cromo nas indústrias, ele surgiu como um contaminante ambiental comum (LIU *et al.*, 2020). O Cr é um metal duro e cinza disponível na natureza nas formas trivalente e hexavalente. Ambas as formas são catiônicas, porém, apresentam propriedades químicas diferentes. O Cr^{3+} é um mineral alimentar essencial em baixas doses para regular o metabolismo de glicose no corpo humano, porém os compostos de Cr^{6+} são tóxicos (ALEMU; GABBIYE; LEMMA, 2020; LONG *et al.*, 2021).

O Cr apresenta efeito deletério em organismos aquáticos que apresentam resposta variável a diferentes concentrações deste metal. Vários pesquisadores estudaram os efeitos do cromo em numerosos organismos aquáticos e seus relatos indicam que os organismos aquáticos são severamente afetados pela mortalidade direta ou devido aos efeitos subletais induzidos pelo cromo (FARAG *et al.*, 2006; BOZCAARMUTLU; ARINÇ, 2007; FERNANDO *et al.*, 2016).

O acúmulo deste metal nos tecidos depende de vários fatores que variam com o tipo de espécie, pois o Cr interrompe as vias enzimáticas e metabólicas dos animais aquáticos, como também causa redução no peso total devido aos seus efeitos neuro tóxicos que, por sua vez, afetam a ingestão de alimentos (AZMAT *et al.*, 2018). Várias alterações morfológicas e comportamentais são provocadas em animais aquáticos que incluem natação irregular, desequilíbrio e movimentos bruscos, além da diminuição da ingestão de alimentos (FAWAD *et al.*, 2016; AZMAT *et al.*, 2018).

De acordo com Zheng *et al.* (2017) e Pei *et al.* (2018) as comunidades microbianas presentes em locais contaminados estão diretamente expostas à contaminação por Cr, que tem vários efeitos prejudiciais à sua diversidade. Os efeitos adversos da contaminação por cromo na comunidade microbiana são altamente dependentes do nível de contaminação e de fatores ambientais, como *e.g.*, o pH. A contaminação por Cr diminui consideravelmente os microrganismos presentes em ambientes contaminados por este metal e inibe o crescimento de microrganismos sensíveis ao Cr. No entanto, os microrganismos resistentes ao cromo se desenvolvem na presença deste, alterando assim a diversidade microbiana (ZHENG *et al.*, 2017; PEI *et al.*, 2018).

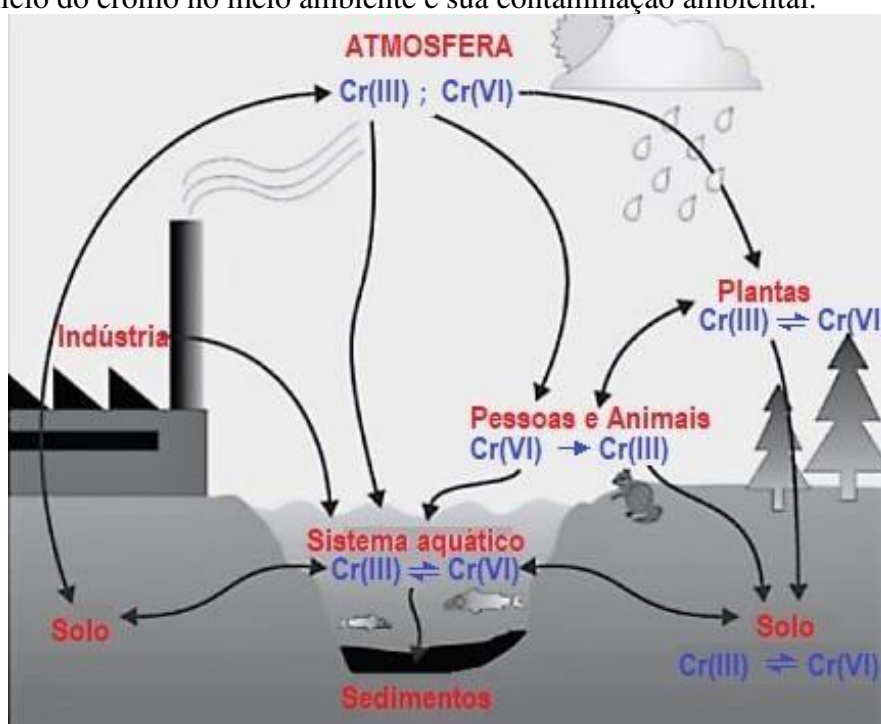
Os efeitos deletérios da contaminação por Cr nas plantas provocam alterações bioquímicas, como também afetam o crescimento das plantas e o rendimento das culturas (HU *et al.*, 2018). O acúmulo de cromo em várias partes das plantas varia de acordo com os diferentes tipos de plantas. Na mostarda marrom (*Brassica juncea*), o cromo se acumula principalmente nos brotos, enquanto que no tomate e ervilha se acumula nas raízes (MORAL *et al.*, 1995).

Para Novotnik *et al.* (2016) níveis de $\text{Cr}^{6+} \geq 2 \text{ g L}^{-1}$ e $\text{Cr}^{3+} \geq 1,0 \text{ g L}^{-1}$ podem danificar o DNA. De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1998), o Cr^{6+} é listado como carcinogênico humano Classe A. Além disso, o Cr^{6+} permeia rapidamente por meio da membrana biológica e pode interagir prontamente com as biomoléculas no citoplasma da célula (BHARAGAVA; MISHRA, 2018). Considerando os efeitos tóxicos do Cr em diversos seres vivos, o elemento químico vem sendo amplamente estudado para encontrar uma solução sustentável para gerenciar sua contaminação. Um grande número de estudos de biorremediação também tem sido realizado com a finalidade de elaborar o potencial dos processos de biorremediação para a descontaminação do Cr no meio ambiente (PUSHKAR *et al.*, 2021; ALI *et al.*, 2022; JIA *et al.*, 2022).

O estado iônico do Cr é influenciado pelo pH e pela condição redox da solução aquosa na qual está presente. A solubilidade do Cr^{3+} depende do pH, pois é insolúvel em pH neutro a alcalino (MA *et al.*, 2019). Em pH abaixo de 5, o Cr^{3+} predomina, enquanto que em pH mais elevado, o Cr^{6+} é mais predominante. O Cr^{6+} é um forte agente oxidante e está presente em diferentes formas oxianiónicas, ou seja, hidrocromato (HCrO_4^-), cromato e dicromato no sistema aquoso. Em condições ácidas, Cr^{6+} está presente na forma de dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$), enquanto que na condição alcalina é encontrado principalmente como cromato (CrO_4^-) (SRINATH *et al.*, 2002; KANAGARAJ; ELANGO, 2019).

O Cr entra no ecossistema por meio de fontes naturais ou antropogênicas e é reciclado no ciclo geoquímico para equilibrar seus níveis no ambiente (Figura 1). Nos últimos tempos, o aumento do Cr ocasionado por atividades antropogênicas vem perturbando o ciclo biogeoquímico normal deste metal e sobrecarregando o ecossistema. Em decorrência disso, nota-se o aumento da concentração de Cr no solo, nos recursos hídricos, nas águas subterrâneas e no mar (PUSHKAR *et al.*, 2021). Rochas ultramáficas, basálticas e serpentínicas são formações geológicas naturais que armazenam elevadas concentrações de Cr e são fontes naturais de contaminação por Cr (KANAGARAJ; ELANGO, 2019). Em relação às fontes antrópicas, além dos curtumes, citam-se atividades antrópicas, como metalurgia, tintas, pigmentos, produção química, tingimento e celulose como contribuintes de cromo para o ambiente (JAISHANKAR *et al.*, 2014).

Figura 1 - Ciclo do cromo no meio ambiente e sua contaminação ambiental.



Adaptado de BIELICK; BOJANOWSKA; WISNIEWSKI (2004)

3.2. Sistemas alagados construídos

Os sistemas alagados construídos (SACs) são sistemas que utilizam vegetação, substratos (solo, areia, cascalho, brita) e microrganismos para a remoção de contaminantes de águas residuárias. São sistemas robustos e bem estabelecidos para o tratamento de águas residuárias agroindustriais, incluindo as de curtumes (DIXIT *et al.*, 2015). Os SACs apresentam diversas vantagens, *e.g.*, menor custo, menor requisitos operacionais e de manutenção, além de serem ambientalmente sustentáveis. Tais sistemas são considerados como alternativa eficiente para economizar energia e propiciar estética paisagística no local (ZAPATER-PEREYRA *et al.*, 2016; VO *et al.*, 2017; VO *et al.*, 2019).

No entanto, um dos principais problemas operacionais nos SACs é a colmatção (entupimento) dos espaços porosos. Nestes sistemas, a identificação do grau de entupimento do meio poroso é um procedimento complexo, visto que este fenômeno ocorre geralmente abaixo da superfície e envolve uma série de fatores (KADLEC; WALLACE, 2009; TATOULIS *et al.*, 2017; MATOS *et al.*, 2017; MATOS *et al.*, 2019).

Nos últimos tempos, o aumento da necessidade de suprir as demandas de tratamento de grandes volumes de águas residuárias industriais e a redução dos impactos sobre os recursos hídricos e do solo, tornaram-se motivos para o aprimoramento e desenvolvimento de tecnologias de pós-tratamento de baixo custo energético (FIA *et al.*, 2016; RIGGIO *et al.*, 2018; MATOS *et al.*, 2019). Assim, a utilização de SACs que simulam ambientes naturais em diversos ecossistemas, tem sido difundida nas últimas décadas (MATOS *et al.*, 2018; VERMA; SUTHAR, 2018; NIVALA *et al.*, 2019a).

Os SACs proporcionam a otimização dos mecanismos de remoções microbiológicos, químicos e físicos, que são resultantes das interações de um ambiente dinâmico anaeróbio, aeróbio e anóxico (VYMAZAL; BŘEZINOVÁ, 2016; TÜRKER; YAKAR; 2017) que envolvem matéria orgânica, sólidos, nutrientes, contaminantes emergentes, patógenos, metais pesados, entre outros (CHEN *et al.*, 2019; NIVALA *et al.*, 2019a; NIVALA *et al.*, 2019b).

Nos SACs, ocorrem diversos mecanismos, como biossorção, absorção por microrganismos e plantas, adsorção, co-precipitação e sedimentação (AFZAL *et al.*, 2019, BATOOL; SALEH, 2020; VYMAZAL, 2014). No entanto, continua sendo um desafio selecionar espécies de plantas que sejam úteis para remover íons metálicos tóxicos específicos da água e que diminuam sua concentração abaixo dos níveis permitidos pela legislação (SCHÜCK; GREGER, 2020).

As macrófitas desenvolvidas neste meio são fundamentais para o tratamento de águas residuárias e desempenham um papel importante na absorção e remoção de contaminantes, incluindo metais pesados (SHARMA; MALAVIYA, 2022). Ademais, as macrófitas absorvem os contaminantes por meio das raízes, os acumulam em seus tecidos e os transportam para a parte aérea, sendo então removidos do meio aquoso quando da colheita (CHANDANSHIVE *et al.*, 2016).

As raízes fornecem uma superfície para os microrganismos crescerem e formarem biofilmes que, por sua vez, facilitam os processos de remediação da rizosfera, como rizofiltração e rizodegradação. A penetração das raízes em crescimento no substrato ajuda na degradação dos contaminantes orgânicos e desenvolve condições ideais para a sedimentação de sólidos em suspensão (MALAVIYA; SINGH, 2012). À medida que as águas residuárias fluem ao longo dos SACs, os microrganismos que estão em associação com as raízes e o substrato se alimentam dos contaminantes presentes, resultando em sua degradação (SHARMA; MALAVIYA, 2022).

Os microrganismos são produtores e decompositores fundamentais em muitos ecossistemas e controlam os ciclos de nutrientes que são essenciais para as funções do ecossistema (ANDERSEN; CHAPMAN; ARTZ, 2013). Nesse contexto, as atividades microbianas devem, teoricamente, desempenhar funções importantes na forma como os SACs tratam as águas residuárias. De acordo com Du *et al.* (2018), os microrganismos podem contribuir para quase 90% da remoção total de nitrogênio em SACs (DU *et al.*, 2018). No entanto, as comunidades microbianas podem ser influenciadas por mudanças nas propriedades físicas e químicas do substrato, como conteúdo de água, temperatura e salinidade (SHIAU *et al.*, 2016).

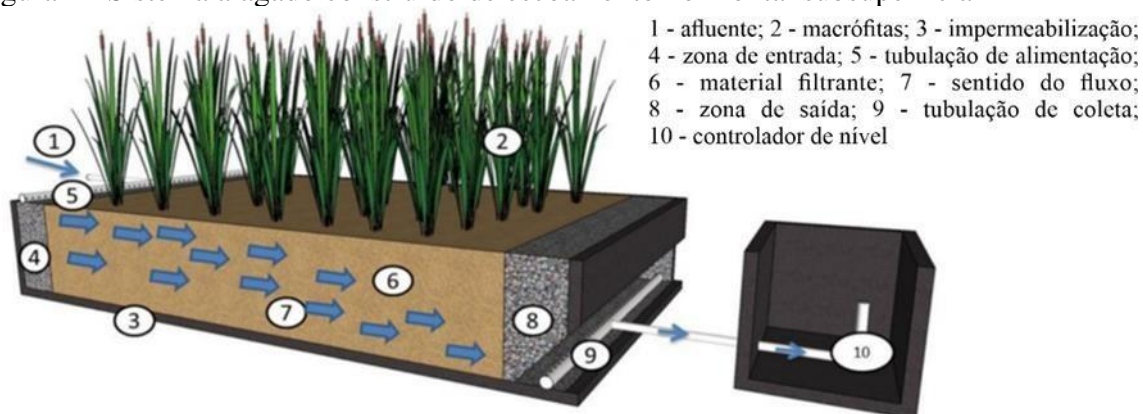
Os microrganismos são, de fato, de importância crítica devido à sua capacidade de transformar e remover contaminantes, catabolizar compostos orgânicos gerando nutrientes minerais para as plantas. Todos esses processos são possíveis graças à abundância de nutrientes e material orgânico que se acumulam como sedimentos na matriz dos substratos presentes nos SACs (TRUU; JUHANSON; TRUU, 2009).

De acordo com Von Sperling e Sezerino (2018), os SACs podem ser classificados em função do seu escoamento e mediante a forma de escoamento da água residuária no sistema, devem-se escolher as espécies de macrófitas que mais se adaptem às condições do meio. Um dos sistemas alagados construídos mais utilizados na literatura são os SACs de escoamento subsuperficial horizontal que atualmente vêm recebendo crescente atenção devido a menor

produção de odores e um menor potencial para atração de mosquitos e ratos (GABALLAH *et al.*, 2022). Esse tipo de SAC é muito utilizado no tratamento secundário de efluentes de pequenas comunidades, principalmente na Europa (VALENTIM, 2003).

Nestes sistemas, na “zona de entrada” o líquido é colocado e normalmente é composta por material como brita ou material parecido. O líquido atinge a zona principal do leito, que transcorre lentamente pela brita ou outro material similar no qual funciona como meio suporte que atinge a porção final conhecida como "zona de saída" (normalmente composta por brita). O escoamento preponderante no meio suporte acontece de forma horizontal em que o líquido a ser tratado fica abaixo do nível superior do meio suporte (Figura 2). Tal escoamento processa-se em meio hidraulicamente saturado e os espaços vazios são preenchidos pelo líquido (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

Figura 2 - Sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial



Fonte: SEZERINO *et al.*, (2015)

3.2.1. Fitorremediação

A fitorremediação é um processo natural, que depende de bactérias, fungos e plantas para remover, reduzir ou imobilizar contaminantes ambientais do solo e da água, restaurando assim os locais contaminados a um ambiente não tóxico e relativamente limpo (SAID *et al.*, 2020). Ademais, é uma tecnologia econômica, inovadora, ecologicamente correta, não exige grande força de trabalho e é mais eficiente do que os métodos convencionais. Além disso, ajuda a fornecer habitat para animais, promove a biodiversidade e melhora a qualidade do ar ao seu entorno (YEBOAH; ALLOTEY; BINEY, 2015; SAID *et al.*, 2020).

O sucesso da fitorremediação está intimamente relacionado com as características da espécie vegetal. Sendo assim, as plantas devem promover uma boa capacidade de absorção e ser amplamente resistentes aos contaminantes como também, possuir sistema radicular profundo, pois aumenta a eficiência de transferência de oxigênio, que em decorrência, eleva a

contribuição de biomassa microbiana para a degradação e tratamento de contaminantes (YOUNAS *et al.*, 2022). Neste sentido, ressalta-se que a interação entre plantas, contaminante e solo é importante, visto que são vários os mecanismos necessários para a descontaminação de águas residuárias, pois tanto os microrganismos quanto as plantas possuem aspectos diferentes relacionadas à remoção, imobilização e transformação de contaminantes específicos (COUTINHO *et al.*, 2015).

A fitorremediação é um processo que envolve diferentes tipos de mecanismos (fitoextração, fitoestabilização, fitovolatilização e fitofiltração). Tais mecanismos podem atuar de forma conjunta ou isolada (TANGAHU *et al.*, 2011). Não obstante, não há uma compreensão abrangente relevante destes mecanismos envolvendo substrato, plantas e microrganismos em SACs. Em particular, existem grandes lacunas destes mecanismos associados às plantas nestes sistemas (LI *et al.*, 2016).

A fitoextração é uma estratégia de fitorremediação que surgiu em público a partir da década de 1980 por conta de seus valores estéticos e aplicabilidade prática. O processo de fitoextração envolve a absorção, translocação e acumulação de metais biodisponíveis (íons) que são capturados e acumulados pelas raízes e translocados para as partes colhíveis da planta. O sucesso da fitoextração é baseada em dois fatores principais: alta biomassa e concentração de metal na planta, em que juntos, contribuem para a absorção dos metais (ALI *et al.*, 2017; KHALID *et al.*, 2017; GUO *et al.*, 2019).

Por outro lado, a fitoestabilização é o processo de usar plantas com a capacidade de diminuir a mobilidade e a biodisponibilidade de contaminantes, seja para evitar sua lixiviação para as águas subterrâneas ou a sua entrada na cadeia alimentar por certos mecanismos, incluindo absorção ou adsorção, precipitação e concentração dos contaminantes, retendo-os ou estabilizando-os pelas raízes ou pela formação de compostos insolúveis na zona de raiz (SARWAR *et al.*, 2017; KHAN; IQBAL; SHAFIQ, 2019).

Outra estratégia de fitorremediação, a fitovolatilização, emprega a absorção de contaminantes mediados por plantas, depois os transforma em compostos voláteis, e posteriormente, libera estes compostos na atmosfera como os mesmos ou de uma forma alterada devido à sua atração metabólica e a sua transpiração (KHAN; IQBAL; SHAFIQ, 2019). Durante a fitovolatilização, os contaminantes são retirados do solo/água e são convertidos em vapores menos tóxicos, que são então liberados para a atmosfera por meio do processo de transpiração das plantas (KHALID *et al.*, 2017).

A fitofiltração também denominada como rizofiltração, envolve mecanismos como a adsorção ou precipitação de contaminantes da solução nas raízes das plantas ou absorção nas raízes que abrangem a zona radicular. Seu mecanismo está relacionado principalmente com a síntese de certos produtos químicos dentro das raízes, que causam a adsorção de contaminantes, de modo que algumas plantas podem conter várias fitoquelatinas para aumentar a capacidade de ligação de contaminantes como íons metálicos (KHAN; IQBAL; SHAFIQ, 2019).

3.2.2. *Polygonum hydropiperoides* Michx

A espécie *Polygonum hydropiperoides* Michx pertence à família *Polygonaceae* que apresenta cerca de 40 gêneros com mais de 800 espécies distribuídas nas regiões tropicais, subtropicais e temperadas (BARROSO, 1978), apresentando como sinonímias científicas aceitas, *Polygonum barbatum* Linn., *Polygonum mite* Pers, *Polygonum hydropiperoides* (Michx.) Small, *Polygonum punctatum* Elliott, *Persicaria hydropiperoides* (Michx.) Small. É conhecida popularmente como *smartweed*, persicaria, capiçoba, pimenta d'água, erva-de-bicho, pimenta-do-brejo e cataia (MARTINS *et al.*, 2010).

A *P. hydropiperoides* é registrada comumente nas Américas, estando presente nos Biomas próximos a locais inundáveis. No Brasil, é encontrada normalmente nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste, sendo relatada sua ocorrência nas planícies inundadas do trecho superior do rio Paraná. Encontra-se distribuída principalmente no Estado de Minas Gerais. Ainda é encontrada no noroeste da Argentina, na América do Norte (Los Angeles), no Uruguai e em países asiáticos (BARNECHE *et al.*, 2011).

De acordo com Melo (2000), é uma planta anual, herbácea, de hábito ereto a semiprostrado. Possui aproximadamente de 40 a 100 cm de altura, com ramos glabros ou escassamente pilosos e geralmente avermelhados. Além disso, possuem folhas inteiras, subsésseis, lanceoladas, alternas. As folhas apresentam inflorescências terminais, de espigas geminadas, delicadas, com poucas flores de coloração branca ou rosada. Espécies de *Polygonum* são consideradas como plantas invasoras, pois crescem em muitos sistemas de cultivos usados pelo homem, principalmente em locais úmidos, como também se desenvolvem em praças e jardins de centros urbanos (MACEDO, 1995).

As folhas desta planta são detentoras de células epidérmicas com paredes anticliniais retas na face adaxial e sinuosas na face abaxial. Relata-se a existência de pêlos tectores e glandulares com quatro células apicais em ambas as faces. Na face adaxial é detectado drusas

de oxalato de cálcio entre as duas camadas do mesófilo e idioblastos epidérmicos. O bordo da folha é percorrido por uma nervura fimbrial de terceira ordem e apresenta nervura do tipo campitódroma broquidódroma (BRAMBILLA; MOSCHETA, 2000).

As características anatômicas das folhas do gênero *Polygonum* possuem a presença de estômatos do tipo anisocítico, diacítico ou paracítico. Apresentam folhas com tricomas unicelulares ou pluricelulares, sendo os tricomas glandulares variando o número de células que formam a porção distal de duas a vinte células. As glândulas são amplamente distribuídas, o parênquima paliçádico é formado de uma a quatro camadas, além disso possuem drusas e grãos de amido (BRAMBILLA; MOSCHETA, 2000).

Espécies de *Polygonum* destacam-se na culinária asiática devido ao forte sabor picante, a qual é usualmente empregada pelos chineses para aromatizar alimentos ao estilo do Sudeste Asiático como a Laksa (sopa típica da culinária asiática) e também pelos malaios para aromatizar alguns dos seus pratos tradicionais (PENG *et al.*, 2003). Na medicina popular, é utilizada por via oral (uso interno) como diurético e anti-inflamatório na forma de chá de partes aéreas da planta. Enquanto que, por via tópica, a infusão de folhas é destinada a lavagem de espinhas, lesões e erupções cutâneas. Ademais, tem seu uso destinado a fabricação de pomadas, pílulas e supositórios, encontrados no comércio farmacêutico com o nome de Imescard®, recomendados para o tratamento de hemorroidas (JÁCOME *et al.*, 2004).

O chá de brotos é usado por via tópica em lavagem de lesões superficiais, sendo considerado como um bom cicatrizante (ZACCHINO *et al.*, 1998; CARDOSO; HONDA; DIAS, 2006). As raízes são usadas como adstringentes e uma pasta feita a partir delas é utilizada no tratamento da escabiose. Às partes aéreas são atribuídas propriedades antinociceptivas, diuréticas e anti-inflamatórias (ZACCHINO *et al.*, 1998; CARDOSO; HONDA; DIAS, 2006). Segundo Jácome *et al.* (2004), estudos de toxicidade aguda de *P. hydropiperoides* foram realizados em camundongos com extratos metanólico e aquoso nas doses de 200 a 2000 mg kg⁻¹, sendo que a dose máxima para ambos os extratos não ocasionou a morte dos animais por um período de 24 horas.

3.3.SACs tratando águas contaminadas com cromo: resultados prévios e novas abordagens

3.3.1. Possibilidade do uso de fito-hormônios

Os fito-hormônios são moduladores químicos naturais ou sintéticos compostos por moléculas pequenas que desempenham papéis importantes em todas as fases do processo fisiológico e de desenvolvimento da planta, como atuam também na resposta de defesa ao estresse (DU; RUAN; LIU, 2017). Os fito-hormônios apresentam funções biológicas específicas que não se limitam a fases particulares. Além disso, os diferentes tipos de fito-hormônios estão envolvidos no controle de vários aspectos do desenvolvimento vegetal (YANG *et al.*, 2022). Existem publicações sobre os efeitos dos fito-hormônios no acúmulo de biomassa e metabólitos como lipídios e carboidratos (KOSLOVA *et al.*, 2017; CHE *et al.*, 2017).

Os fito-hormônios são em sua maioria, reguladores de crescimento em plantas, podendo atuar no local da sua síntese, como também serem transportados para outro local. Ademais, os fito-hormônios atuam em processos de tolerância e resistência a estresses abióticos e bióticos (PELEG; BLUMWALD, 2011). De acordo com Makarova *et al.* (2021), o uso de fito-hormônio aumenta a eficácia dos sistemas antioxidantes das plantas, ajudando a reduzir o estresse metabólico causado por altas concentrações de metais pesados. Além disso, o uso de fito-hormônios nas plantas melhora a fitoextração, aumenta o crescimento da parte aérea e das raízes e, conseqüentemente, eleva o rendimento de biomassa em geral (ISRAR *et al.*, 2011).

Para Eyidogan *et al.* (2012), os fito-hormônios desempenham uma função vital na resposta dos vegetais a estresses abióticos. Tais estresses abióticos, normalmente, provocam alterações na produção, distribuição ou transdução de sinal de fito-hormônios, podendo, assim, promover mecanismos específicos de tolerância. Segundo Harrison (2012), a percepção de um sinal de um estresse desencadeia uma série de transdução de sinais em plantas, em que fito-hormônios atuam como transdutores. Em um estudo de transcriptômica de cana-de-açúcar submetida à seca e uso de fito-hormônios, Rocha *et al.* (2007) e Rodrigues, de Laia e Zingaretti (2009) identificaram vários genes conhecidos com expressão associada a estresses ambientais.

Com base em suas estruturas e funções biológicas, os fito-hormônios são classificados em vários grupos, incluindo auxinas, ácido abscísico, citocininas, giberelinas, etileno, ácido salicílico, jasmonatos, brassinosteróides, estrigolactonas e hormônios polipeptídicos (TARKOWSKÁ *et al.*, 2014). A principal representante das auxinas é o ácido indol-3-acético

(AIA), que foi o primeiro fito-hormônio identificado em plantas, sendo sintetizado em tecidos com crescimento rápido (WEIJERS; NEMHAUSER; WANG, 2018). Para Weijers, Nemhauser e Wang (2018), o AIA é produzido nos meristemas apicais e nas folhas jovens e tem uma distribuição unidirecional do ápice para a base (polar basípeto).

Adicionalmente, Aloni *et al.* (2006) constataram que as extremidades das raízes também podem sintetizar o AIA, regulando a sua distribuição. Além disso, o uso de AIA, contribui para o alongamento celular, crescimento e diferenciação de órgãos (BULAK; WALKIEWICZ; BRZEZINSKA, 2014) como também exerce efeito importante nos tropismos das plantas e estão diretamente envolvidas na absorção e movimentação de cátions (VAMERALI *et al.*, 2011). Embora o AIA tenha sido reconhecido por regular o crescimento e desenvolvimento de plantas, este fito-hormônio pode, ainda, regular a resposta do crescimento da planta sob estresses abióticos (EYIDOGAN *et al.*, 2012).

3.3.2. Possibilidade de uso de bactéria promotora de crescimento vegetal (BPCV)

Os microrganismos são altamente benéficos e desempenham um papel importante no fornecimento de nutrientes, como também reduzem os efeitos nocivos dos metais nas plantas. Alguns desses microrganismos presentes na rizosfera podem atuar diretamente em contaminantes orgânicos e inorgânicos usando suas próprias capacidades de degradação, *e.g.*, volatilização, transformação e rizodegradação. Microrganismos, especialmente as bactérias, podem diminuir uma série de fatores limitantes em relação à tecnologia de fitorremediação, como solubilidade do metal e nível de contaminação do solo (TANGAHU *et al.*, 2011).

As bactérias que promovem o crescimento vegetal são conhecidas como BPCV. Estas bactérias podem ser de vida livre, em associações simbióticas ou bactérias endofíticas (GLICK, 2012). Alguns gêneros importantes de BPCV incluem: *Serratia*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Burkholderia*, *Enterobacter*, *Erwinia*, *Klebsiella*, *Beijerinckia*, *Flavobacterium*; *Gluconacetobacter* e *Azospirillum* (DARDANELLI *et al.*, 2010; NADEEM *et al.*, 2010).

Entre as BPCV, destaca-se a rizobactéria *Azospirillum brasilense*, que vem sendo usada como organismo modelo para investigar a promoção associativa do crescimento vegetal. A *A. brasilense* é conhecido há muito tempo por exercer influência benéfica em plantas inoculadas, como o milho e o trigo (HUNGRIA *et al.*, 2010). Uma das principais características desta bactéria é sua capacidade de produzir mudanças na arquitetura radicular das plantas. A

inoculação pode promover o desenvolvimento de raízes laterais e adventícias em várias espécies de plantas (CASSÁN *et al.*, 2020).

Ademais, algumas BPCV têm a capacidade de diminuir o nível de etileno nas plantas, o que aumenta o crescimento vegetal. Isso é atribuído a ação da enzima 1-aminociclopropano-1-ácido carboxílico (ACC) de aminase, que hidrolisa o ACC, que é o precursor biossintético do etileno nas plantas em amônia e α -cetobutirato (ULLAH *et al.*, 2015). Conseqüentemente, plantas vigorosas e saudáveis são mais capazes de fitorremediar metais pesados em água contaminada por metais (MA *et al.*, 2017). Além do crescimento da planta, as BPCV têm a capacidade de afetar a mobilidade e a disponibilidade de metais pesados para a planta por meio da liberação de agentes quelantes, acidificação e solubilização de fosfato (GADD, 2010).

Além disso, a *Azospirillum brasilense* aumenta o crescimento da planta por meio de uma interação eficiente com as raízes da planta. A bactéria coloniza a superfície da raiz da planta e estimula a proliferação da raiz da planta por meio da produção de auxinas, resultando em maior exsudação da raiz da planta (CASSÁN *et al.*, 2020). Em estudo conduzido por Peng *et al.* (2020) a *A. brasilense* aumentou significativamente o crescimento de *Chlorella sorokiniana* (UTEX 2714) que foi impulsionado em parte pela secreção do hormônio auxina ácido indol-3-acético (IAA). Ainda para os autores, o crescimento de algas na presença de *A. brasilense* foi significativamente maior que o crescimento na presença do fito-hormônio auxina.

Estudos conduzidos por Wu *et al.* (2020), constataram que a inoculação de BPCV pode proporcionar melhorias no crescimento, eficiência fotossintética, tolerância ao estresse e capacidade de fitorremediação das plantas em solos contaminados por metais. Além disso, essas bactérias desenvolveram vários mecanismos de tolerância a metais, incluindo exclusão, biossorção, remoção ativa, precipitação ou bioacumulação tanto em espaços externos quanto intracelulares (RAJKUMAR *et al.*, 2017).

Em um experimento de campo realizado no Brasil, inoculantes líquidos e à base de turfa carregando uma combinação de cepas de *A. brasilense* aumentaram os rendimentos de milho em 27%, os efeitos da inoculação foram atribuídos a aumentos gerais na absorção de vários macros e micronutrientes (HUNGRIA *et al.*, 2010; COELHO, 2018). Em um experimento em casa de vegetação, mudanças expressivas nos perfis metabólicos secundários das raízes e brotos do milho foram observadas em milho inoculado com cepas de *Azospirillum* (WALKER *et al.*, 2012).

3.3.3. Resumo de dados operacionais de remoção de Cr em sistemas solo-planta

Algumas aplicações de fitorremediação destacadas por vários estudos demonstraram que a fitorremediação pode tratar de forma eficiente vários tipos de contaminantes, incluindo metais pesados em água residuária de curtumes (DOTRO *et al.*, 2012; RAMÍREZ *et al.*, 2019; ALEMU; GABBIYE; LEMMA, 2020). Ramírez *et al.* (2019), por exemplo, avaliando a fitorremediação em SACs com a água residuária sintética de curtume por meio de *Phragmites* sp., constataram elevadas eficiências de remoções para os parâmetros de demanda química de oxigênio (82%), nitrogênio amoniacal (96%) e cromo total (99%). Em trabalho realizado por Garcia-Valero *et al.* (2020) avaliando o desempenho de SACs, tratando águas residuárias de curtume, com tempos de retenção hidráulica de 3 e 7 dias, vegetados com *Phragmites australis* e meio suporte de cascalho e areia lavada, foram obtidas remoções de cromo de 47,8 e 38,9% para TRHs de 3 e 7 dias, respectivamente.

Apesar de relatos de SACs tratando águas contaminadas com cromo, poucos são os estudos que utilizaram da erva-de-bicho cultivada em alagados. Ramos *et al.* (2017) avaliaram o desempenho de SACs no pós-tratamento de água residuária de suinocultura, com foco em duas espécies vegetais (*C. zizanioides* e *Polygonum punctatum*) na remoção de nutrientes. Para os autores, foram constatadas melhores eficiências de remoções no SAC cultivado com *P. punctatum* para os parâmetros de demanda bioquímica de oxigênio (89%), nitrogênio total (48%) e fósforo total (69%). Para Núñez *et al.* (2011), a *Polygonum hydropiperoides* possui alta capacidade de acumular metais pesados como cobre, zinco e chumbo em suas folhas e em maior concentração nas suas raízes.

Na Tabela 1 reportam-se os principais resultados encontrados na literatura a respeito de SACs tratando águas contaminadas com cromo, em que foram coletadas as seguintes informações: concentração inicial de cromo total, tempo de retenção hidráulica, carga diária de cromo total, meio suporte, tipo de água residuária de curtume (sintética ou real), espécies vegetais utilizadas e a eficiência de remoção de cromo total.

Tabela 1 - Compêndio dos principais resultados reportados na literatura sobre SACs de escoamento horizontal subsuperficial tratando águas com Cr

Referência	[Cr] (mg L ⁻¹)	TRH (d)	LCr (mg m ² d ⁻¹)	Meio suporte	ARC	Plantas	E (%)
Prasakti <i>et al.</i> (2022)	2,05	4,0	307,50	zeólita natural e carvão de madeira	sintética	<i>Echinodorus palaefolius</i>	83,00
				zeólita natural			89,26
				carvão de madeira			69,00
Aregu (2022)	18,33	3,0	3666,00	substratos mistos	real	<i>Chrysopogon zizanioides</i>	97,44
		5,0	2199,60				98,75
		7,0	1571,22				98,91
		9,0	1221,80				97,98
Garcia-Valero <i>et al.</i> (2020)	0,23	3,0	76,68	cascalho e areia lavada	real	<i>Phragmites australis</i>	47,80
	0,36	7,0	51,43				<i>Phragmites australis</i>
Alemu, Gabbiye e Lemma (2020)	11,78	6,0	1211,76	rocha basáltica vesicular	real	<i>Pennisetum purpureum Chipre latifolius Typha domingensis Echinochloa pyramidalis</i>	99,38
							99,21
							99,15
							98,65
Ramirez <i>et al.</i> (2019)	10,00	4,0	750,00	brita	sintética	<i>Phragmites australis</i>	99,00

Alemu, Mekonnen e Gabbiye (2018)	18,70	3,0	981,75	argila e cascalho	real	<i>Phragmites karka</i>	97,30
						<i>Chipre alternifolius</i>	98,00
Terfie e Asfaw (2015)	40,00	5,0	4800,00	cascalho	real	<i>Typha domingensis</i>	99,00
						<i>Borassus aethiopum</i>	99,30
						<i>Phragmites karka</i>	97,70
Dotro <i>et al.</i> (2012)	32,00	2,4	9333,30	cascalho	real	<i>Typha latifolia</i>	57-83
		5,0	4480,00	rocha granítica		<i>Typha latifolia</i>	67-77

Fonte: Acervo do autor, 2022

Em que: [Cr] – concentração de cromo; TRH – tempo de retenção hidráulica; LCr – carga diária de cromo; ARC – água residuária de curtume; E – eficiência de remoção de cromo.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área experimental

O experimento foi conduzido em SACs em casa de vegetação situada nas dependências do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), município de Viçosa, Minas Gerais. O local, situado a 650 m acima de altitude, possui coordenadas geográficas de 20°45' S de latitude e 42°51' W de longitude. A classificação climática local de acordo com Köppen e Geiger é do tipo clima subtropical úmido (Cwa) com temperatura média de 19 °C e pluviosidade média anual de 1314,2 mm (CASTRO *et al.*, 1983).

4.2. Sistemas alagados construídos

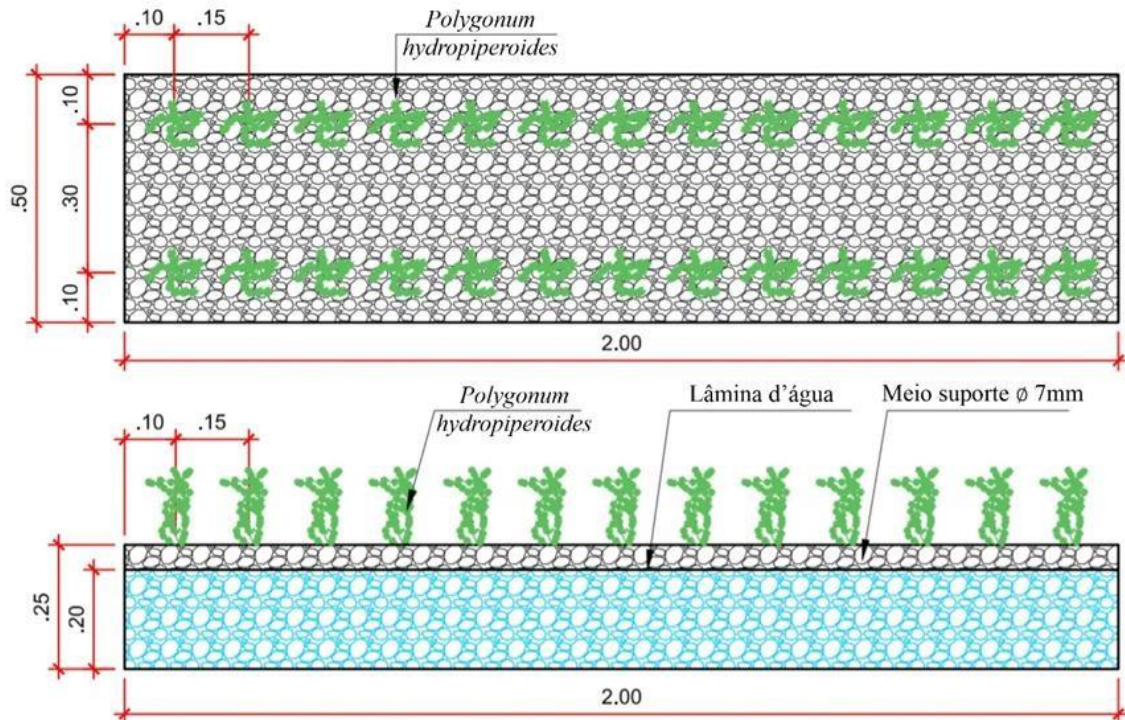
Foram implementados nove SACs constituídos de fibra de vidro assentados sobre o solo (Figuras 3A e 3B). A área superficial dos sistemas era de 1 m², com dimensões de 2 m x 0,5 m x 0,6 m (comprimento x largura x profundidade total). O meio suporte foi constituído de brita “n° 0” (diâmetro D60 = 7 mm, coeficiente de uniformidade D60/D10 = 1,6 e volume de vazios de 0,484 m³ m⁻³), que ocupou os SACs até uma altura de 0,25 m. O escoamento adotado para o experimento foi do tipo horizontal subsuperficial. Desta forma, a lâmina de água foi ajustada a uma altura de 0,2 m, *i.e.*, 0,05 m abaixo da camada de brita (Figura 4).

Figura 3 - Disposição dos SACs com detalhes das bombas dosadoras e caixas coletoras de efluente (canto inferior direito) enterradas no solo (A) e indivíduos *Polygonum hydropiperoides* Michx nos SACs utilizados no experimento (B).



Fonte: Acervo do Autor, 2022

Figura 4 - Vista superior e corte longitudinal dos SACs detalhando disposição e espaçamento dos indivíduos (*Polygonum hydropiperoides* Michx), exceto para o sistema não vegetado, e as alturas da lâmina de água e meio suporte.



Fonte: Acervo do Autor (2022)

Com a finalidade de verificar a remoção de cromo total no presente trabalho, o estudo foi dividido em 9 tratamentos, conforme descritos na Tabela 2. Foi adotado o tempo de retenção hidráulica (TRH) de 6 dias para todos os SACs e meio suporte brita nº 0. Para facilitar a leitura e associação em gráficos e tabelas, os tratamentos foram codificados, sendo a sigla SAC_{F+B} para sistema vegetado com fito-hormônio e bactéria; SAC_F para sistema vegetado com fito-hormônio; SAC_B para sistema vegetado com bactéria; SAC_V para sistema vegetado sem fito-hormônio e bactéria e SAC_{NV} para sistema não vegetado e sem adição de fito-hormônio e bactéria. Os SACs que serviram para avaliação do Cr total foram aqueles que possuíam a água residuária sintética de curtume (ARSC).

Adicionalmente, com o intuito de se avaliar os sintomas visuais e detecção *in situ* de morte celular nas folhas e raízes de *P. hydropiperoides*, foram estabelecidos sistemas controle, os quais foram submetidos às mesmas condições, porém os sistemas (vegetados) foram alimentados com água para abastecimento (AA), conforme descrito na Tabela 2. Estes sistemas controle serviram de referência para avaliação das alterações dos indivíduos em comparação com os SACs alimentados com ARSC.

Tabela 2 - Sistemas definidos para experimento de remoção de cromo em SACs

Sistemas	Vegetado	Auxina 2,5 μ M	BPCV	ARSC	AA
SAC _{F+B}	X	X	X	X	
SAC _F	X	X		X	
SAC _B	X		X	X	
SAC _V	X			X	
SAC _{NV}				X	
SAC _{F+B} (controle)	X	X	X		X
SAC _F (controle)	X	X			X
SAC _B (controle)	X		X		X
SAC _V (controle)	X				X

Fonte: Acervo do Autor (2022)

Em que: BPCV: bactéria promotora de crescimento vegetal; ARSC: água residuária sintética de curtume; AA: água para abastecimento; SAC_{F+B}: sistema com adição de fito-hormônio e bactéria expostos à ARSC; SAC_F: sistema com fito-hormônio expostos à ARSC; SAC_B: sistema com bactéria expostos à ARSC; SAC_V: sistema vegetado sem fito-hormônio e bactéria expostos à ARSC e SAC_{NV}: sistema não vegetado sem fito-hormônio e bactéria expostos à ARSC; SAC_{F+B} (controle): sistema com adição de fito-hormônio e bactéria expostos à AA; SAC_F (controle): sistema com fito-hormônio expostos à AA; SAC_B (controle): sistema com bactéria expostos à AA e SAC_V (controle): sistema vegetado sem fito-hormônio e bactéria expostos à AA.

4.3. Operação dos SACs

Os SACs foram primeiramente lavados para remoção de pó de brita e materiais indesejados no meio suporte. Posteriormente, os indivíduos da espécie *P. hydropiperoides* foram adquiridas em uma propriedade rural localizada no município de Viçosa (MG). Os indivíduos foram higienizados, podados e cultivados nos oito sistemas vegetados, correspondendo a quatro SACs alimentados com a ARSC e quatro SACs com AA (SAC_{F+B}, SAC_F, SAC_B e SAC_V) para aclimação durante 60 dias com água da rede de abastecimento da UFV e solução nutritiva de Clark a meia força. Em relação ao procedimento de plantio da espécie, considerou-se um espaçamento de 15 cm entre indivíduos e 30 cm entre fileiras, reservando espaço de 10 cm das bordas do sistema, resultando em um total de 26 indivíduos em cada sistema, sendo 13 por fileira, conforme a Figura 4.

Durante a fase de aclimação, a lâmina de água foi regulada para 1 cm abaixo da superfície da brita, sendo rebaixada 1 cm por semana até a alcançar a altura de projeto (20 cm). Após a aclimação dos indivíduos de *P. hydropiperoides*, os sistemas foram alimentados com a ARSC preparada no Laboratório da Qualidade Ambiental (LQA) da UFV e com a AA (sistemas que serviram como controle). A ARSC foi preparada com uma concentração de cromo total de 5 mg L⁻¹, adicionando os reagentes: acetato de sódio, nitrato de cromo, fosfato monossódico e cloreto de amônia, seguindo as recomendações de Ramírez *et al.* (2019).

A alimentação dos SACs foi feita com auxílio de bombas dosadoras (Concept Plus) que bombeavam a solução de ARSC e a AA para os SACs, de maneira contínua. As vazões foram determinadas conforme o tempo de retenção hidráulica preestabelecido e conforme o volume útil dos sistemas, sendo, desta forma, de 20,16 L d⁻¹. Como a área superficial de cada sistema era de 1 m², a taxa hidráulica de aplicação superficial (TAS) foi de 20,16 L m⁻² d⁻¹. Após o tempo de aclimatação de 60 dias, a operação e o monitoramento ocorreram durante 55 dias para todos os sistemas.

Os sistemas SAC_{F+B} e SAC_F foram suplementados com o fito-hormônio ácido idol-3-acético (Sigma-Aldrich), também conhecido como auxina. O composto possui massa molar igual a 175,18 g mol⁻¹ e concentração de 2,5 µM. O fito-hormônio foi pré-diluído em etanol no LQA e, em seguida, foi adicionado e homogeneizado no reservatório de alimentação para esses SACs. A aplicação de fito-hormônio ocorreu sempre que se reabasteciam os reservatórios de 1000 L.

Os sistemas SAC_{F+B} e SAC_B foram suplementados com a bactéria promotora de crescimento vegetal *Azospirillum brasilense*, que foi preparada adaptando-se as especificações técnicas contidas no manual do produto Azotrop da empresa Biotrop® para a cultura do milho. Devido o volume do produto indicado pelo fabricante para área do sistema ser muito reduzido, realizou-se a produção da calda (produto mais água), aplicando-se 1,5 mL do produto em 2 L de água, resultando na adição de 40,03 mL da calda em cada SAC. A aplicação da *A. brasilense* ocorreu uma única vez aos 30 dias antes de iniciar o experimento, visando assim a adaptação das bactérias nos SACs. O produto foi aplicado na superfície do meio suporte (brita), tendo em vista que essas bactérias têm preferência pela zona radicular (CASSÁN *et al.*, 2020).

Cada sistema possuía uma tubulação de policloreto de vinila (PVC) ajustável para saída de efluente. Estes tubos foram posicionados a uma altura de 20 cm em relação ao fundo dos sistemas conforme altura estabelecida para lâmina de água. O efluente de cada sistema depositava-se em reservatórios de 100 L enterrados no solo para aferição da vazão efluente.

4.4. Monitoramento dos sistemas

Amostras de águas dos SACs foram coletadas no tubo de saída em recipientes plásticos de 100 mL a cada 4 dias, ao passo que as amostras dos afluentes aos SACs foram obtidas sempre que se reabasteciam os reservatórios de 1000 L para as determinações de pH e cromo total. Ao final do período experimental, realizou-se a análise da especiação do cromo trivalente e

hexavalente das amostras do afluente e efluente. As coletas iniciaram-se a partir do 10º dia de funcionamento dos sistemas, considerando-se que este período inicial foi reservado à adaptação dos SACs a ARSC.

O pH foi medido no local de amostragem usando pHmetro modelo HACH® IntelliCAL PHC101. O cromo total foi quantificado no aparelho absorção atômica, enquanto que o Cr^{6+} foi mensurado no espectrofotômetro de emissão óptica por plasma acoplado indutivamente conforme o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017). O Cr^{3+} foi mensurado por meio da diferença do cromo total e do cromo hexavalente. As temperaturas do líquido nos SACs foram medidas via termômetro por tubos de inspeção ($\phi=20$ mm) alocados no centro de cada sistema.

A vazão efluente foi monitorada diariamente no período vespertino entre 9 e 10 horas por meio de coleta do líquido em provetas graduadas abaixo dos tubos de saída em um intervalo de 1 minuto e subsequente determinação do volume. A partir disso, calcularam-se as cargas de cromo remanescente (Equação 1) e as respectivas eficiências de remoção de cromo total por meio do balanço de massa, empregando-se as concentrações de cromo (Equação 2) observadas no afluente e efluente e as vazões de entrada e saída registradas em cada amostragem.

$$L_{\text{Cr}_{\text{rema}}} = [\text{Cr}_e] \times Q_e \quad (\text{Equação 1})$$

$$\%E = \frac{[\text{Cr}_a] \times Q_a - [\text{Cr}_e] \times Q_e}{[\text{Cr}_a] \times Q_a} \times 100 \quad (\text{Equação 2})$$

Em que:

$L_{\text{Cr}_{\text{rema}}}$ = Carga de cromo remanescente (mg d^{-1})

$\%E$ = Eficiência de remoção da carga de cromo (%)

$[\text{Cr}_a]$ = Concentração de cromo no afluente (mg L^{-1})

$[\text{Cr}_e]$ = Concentração de cromo no efluente (mg L^{-1})

Q_a = Vazão afluente (L d^{-1})

Q_e = Vazão efluente (L d^{-1})

4.5. Análises de fitotoxicidade vegetal

4.5.1. Avaliação visual

As análises visuais e de morte celular *in situ* nas folhas e raízes de *P. hydropiperoides* foram realizadas após 55 dias experimentação tanto para os indivíduos do controle quanto nos indivíduos que foram expostos à ARSC. Para as análises visuais, foi feito o registro fotográfico

da porção terminal dos ramos e das folhas do terceiro nó, do ápice para base dos indivíduos. As fotos foram obtidas com câmera fotográfica Canon, modelo LS2. No momento do registro foi utilizado um suporte de papel na cor branca com escala embutida, como fundo das fotos.

Amostras dos ápices radiculares (n=3) também foram coletadas para análise visual, e posterior registro fotográfico em lupa estereoscópica Olympus SZX7, acoplado a câmera Olympus Evolt E-330, no Laboratório de Anatomia Vegetal da UFV. As fotos utilizadas nas figuras representam os principais resultados observados para cada tratamento, tanto no controle quanto nos sistemas com ARSC. As fotografias foram tratadas com auxílio do programa CorelDraw® com o objetivo de ajustar o enquadramento e a escala entre as imagens, além da remoção de artefatos e confecção das figuras.

4.5.2. Detecção *in situ* de morte celular

Discos foliares (n=3) com 0,5 cm de diâmetro foram retirados de folhas completamente expandidas do terceiro nó, do ápice para a base, além de fragmentos de 0,5 cm do ápice das raízes dos indivíduos do controle e submetidas à ARSC com 55 dias de experimento. As amostras foram incubadas à temperatura ambiente em solução de azul de Evans 0,25% por aproximadamente 5 horas (TURNER; NOVACKY, 1974 adaptado por ROMERO-PUERTAS *et al.*, 2004). Em seguida, os discos foliares foram clarificados em etanol 95% por 72 horas sob aquecimento e as raízes foram lavadas em etanol 95%. A reação positiva para perda da permeabilidade das membranas, indicativo de morte celular, é evidenciado pelas regiões e células com coloração azul.

A análise e o registro fotográfico foram feitos em lupa estereoscópica Olympus, modelo SZX7, acoplado a câmera Olympus Evolt E-330. Detalhes da epiderme das folhas foram registrados em fotomicroscópio (modelo AX70RF, Olympus), com sistema U-photo e câmara (modelo Axio Vision Release 4.8.1, Carl Zeiss) no Laboratório de Anatomia Vegetal da UFV. As fotos utilizadas nas figuras representam os principais resultados observados para cada tratamento, tanto no controle quanto nos sistemas com ARSC. As fotografias foram tratadas com auxílio do programa CorelDraw® com o objetivo de ajustar o enquadramento e a escala entre as imagens, além da remoção de artefatos de técnica e posterior confecção das figuras.

4.5.3. Análises morfológicas

Após 55 dias do período experimental, os indivíduos dos sistemas que foram expostos à ARSC foram lavados para remoção de impurezas. Posteriormente, realizou-se a separação dos indivíduos por meio de corte na região do colo para determinação da altura, tendo como base o nível da brita até o ápice dos indivíduos e do comprimento radicular (CR), ambas com auxílio de uma fita métrica. As raízes foram acondicionadas em sacos de papel identificados para serem submetidos a pesagem para determinação da massa fresca da raiz (MFR) com o auxílio da balança de precisão e posteriormente estas amostras foram colocadas na estufa a $60\pm 5^{\circ}\text{C}$ durante o período de 72 horas para obtenção da massa seca da raiz (MSR).

4.6. Análise estatística dos dados

Os resultados foram discutidos com base na estatística descritiva e na inferência estatística. Na estatística descritiva dos resultados, foram usados gráficos do tipo *box-plot* (*box and whisker*) e de linhas. Os diagramas que correspondem às variáveis são constituídos de retângulos, nos quais são fornecidos os quartis Q_1 na parte inferior e Q_3 na parte superior. No meio dos quartis estão a mediana (Q_2). Os limites superiores (LS) e inferiores (LI) da distribuição são as linhas verticais que saem dos retângulos. Observações com distanciamento superior a 1,5 do desvio interquartil foram consideradas atípicas (*outliers*) e denotadas com o símbolo "x". A média aritmética foi definida com o símbolo "●", dentro dos diagramas.

Para a inferência estatística, os resultados foram submetidos aos testes de Shapiro-Wilk e Bartlett com o objetivo de verificar as premissas de distribuição normal e de homogeneidade de variâncias, respectivamente. Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e quando apresentaram diferença estatística entre as médias, realizou-se o teste *post-hoc* de Tukey ($\alpha = 0,05$). Para os dados que não atenderam aos pressupostos de distribuição normal e de homogeneidade, realizou-se a análise não-paramétrica de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$).

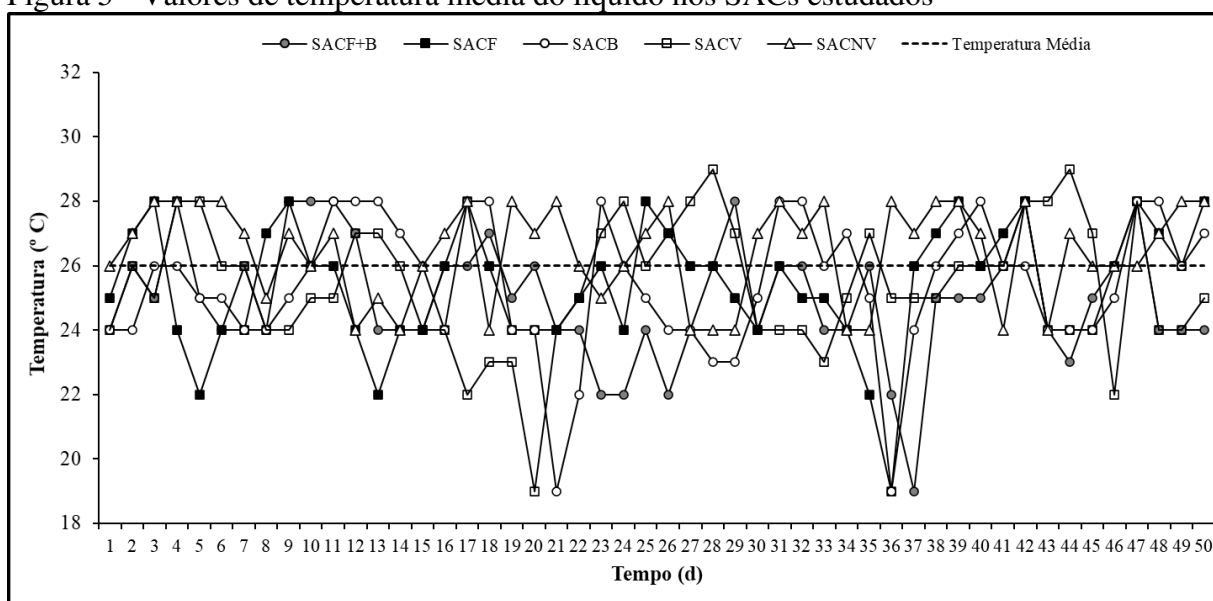
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Água

5.1.1. Temperatura

O foco principal do trabalho foi o estudo da presença da espécie *Polygonum hydropiperoides* cultivada em SACs sob diferentes tratamentos, na remoção de cromo total de ARSC. Contudo, outros parâmetros como temperatura, pH e a especiação do cromo na água também foram monitorados. Na Figura 5 visualizam-se os valores de temperatura do líquido residente nos SACs estudados. A temperatura média do líquido no interior dos SACs durante o período experimental foi de $26,00 \pm 1,78$ °C, sendo os valores mínimos e máximos registrados de 19,00 °C e 29,00° C, respectivamente. Ainda que a temperatura do líquido tenha apresentado temperaturas na região psicrófila (0 a 20° C), os SACs operaram, de forma geral, sob condições consideradas mesofílicas (21 a 40° C).

Figura 5 - Valores de temperatura média do líquido nos SACs estudados



Fonte: Acervo do Autor (2022)

Em que: SAC_{F+B} – Sistema com fito-hormônio e bactéria; SAC_F – sistema com fito-hormônio; SAC_B – sistema com bactéria; SAC_V – sistema vegetado sem fito-hormônio e bactéria e SAC_{NV} – sistema não vegetado sem fito-hormônio e bactéria.

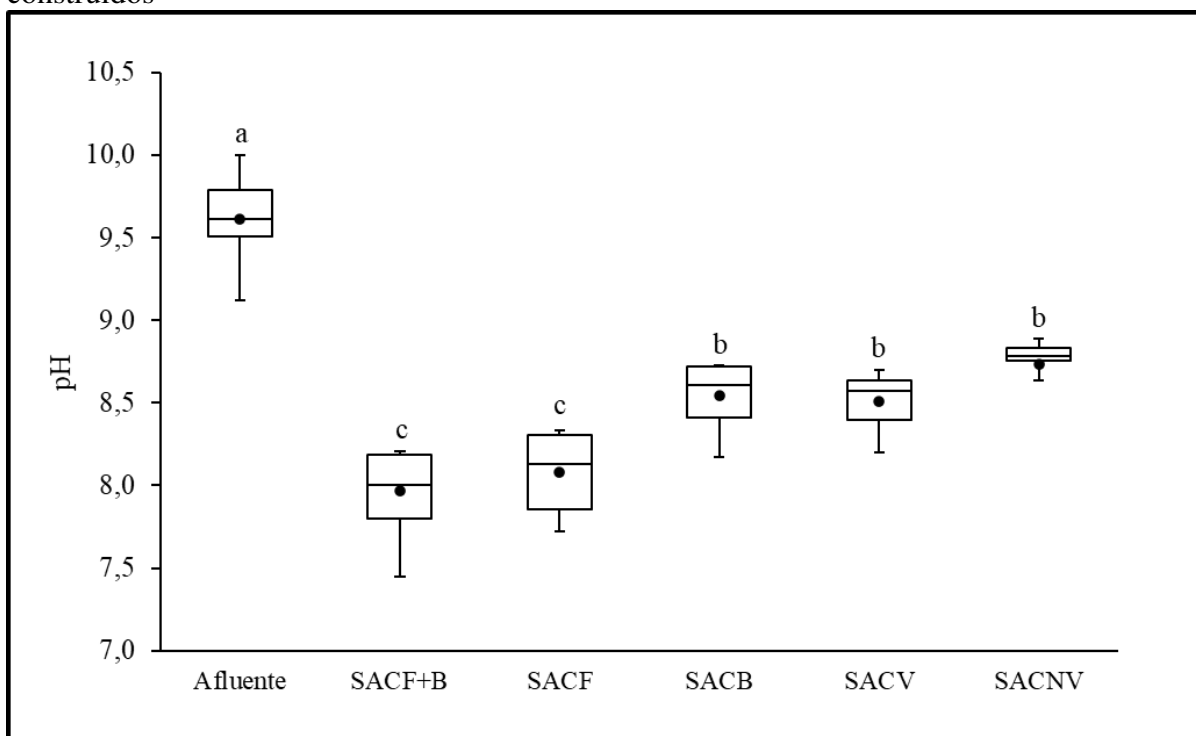
Em experimento conduzido por Alemu, Gabbiye e Lemma (2020) a temperatura média do efluente de curtume foi menor com relação ao presente estudo, sendo de $22,21 \pm 0,86$ °C. De acordo com Madigan *et al.* (2010), a temperatura é o fator mais importante entre os fatores ambientais que controlam o desenvolvimento de microrganismos, estimulando seu crescimento

ou inibindo-os. Portanto, grandes variações de temperatura no interior dos SACs afetam o desempenho dos microrganismos, especialmente dos constituintes removidos por processos biológicos.

5.1.2. pH

Na Figura 6 estão apresentados os resultados do pH para as amostras do afluente e dos efluentes dos SACs estudados. Observa-se que o maior valor médio do pH foi verificado no afluente, sendo de 9,62, diferindo estatisticamente de todos os SACs analisados. Os SAC_B, SAC_V e SAC_{NV} não diferiram estatisticamente entre si, com médias de 8,54, 8,51 e 8,74, respectivamente. Os menores valores médios foram observados nos sistemas SAC_{F+B} e SAC_F com médias de 7,97 e 8,08, respectivamente, não diferindo estatisticamente entre si.

Figura 6 - *Box plot* dos valores do pH no afluente e nos efluentes dos sistemas alagados construídos



Fonte: Acervo do Autor (2022)

Nota: * – significativo ($p \leq 0,05$); ● – Média aritmética. Médias seguidas por letras iguais na mesma caixa não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$). SAC_{F+B} – sistema com fito-hormônio e bactéria; SAC_F – sistema com fito-hormônio; SAC_B – sistema com bactéria; SAC_V – sistema vegetado sem fito-hormônio e bactéria e SAC_{NV} – sistema não vegetado sem fito-hormônio e bactéria.

Constata-se que os valores de pH para as amostras dos efluentes foram menores em comparação com o afluente, isso pode ser explicado devido a liberação de exsudatos pelas

raízes da *P. hydropiperoides*, pois segundo Adeleke, Nwangburuka e Oboirien (2017), as raízes das plantas podem liberar ácidos orgânicos, resultando na diminuição do pH do meio. A redução do pH pode aumentar a mobilidade dos metais e aumentar sua biodisponibilidade. Segundo Khellaf e Zerdaoui (2013) mudanças no pH do meio afetam a biodisponibilidade do Cr, uma vez que afetam diretamente a química dos metais.

Observa-se que os sistemas SAC_{F+B} e SAC_F que foram suplementados com o fitohormônio (auxina) apresentaram valores menores de pH do meio quando comparados aos sistemas SAC_B, SAC_V e SAC_{NV}. Assim, sugere-se que esta redução no pH pode ter sido proporcionada pelo aumento do estímulo à liberação dos exsudatos radiculares propiciadas pelo ácido indol-3-acético (AIA) (WEIJERS; NEMHAUSER; WANG, 2018).

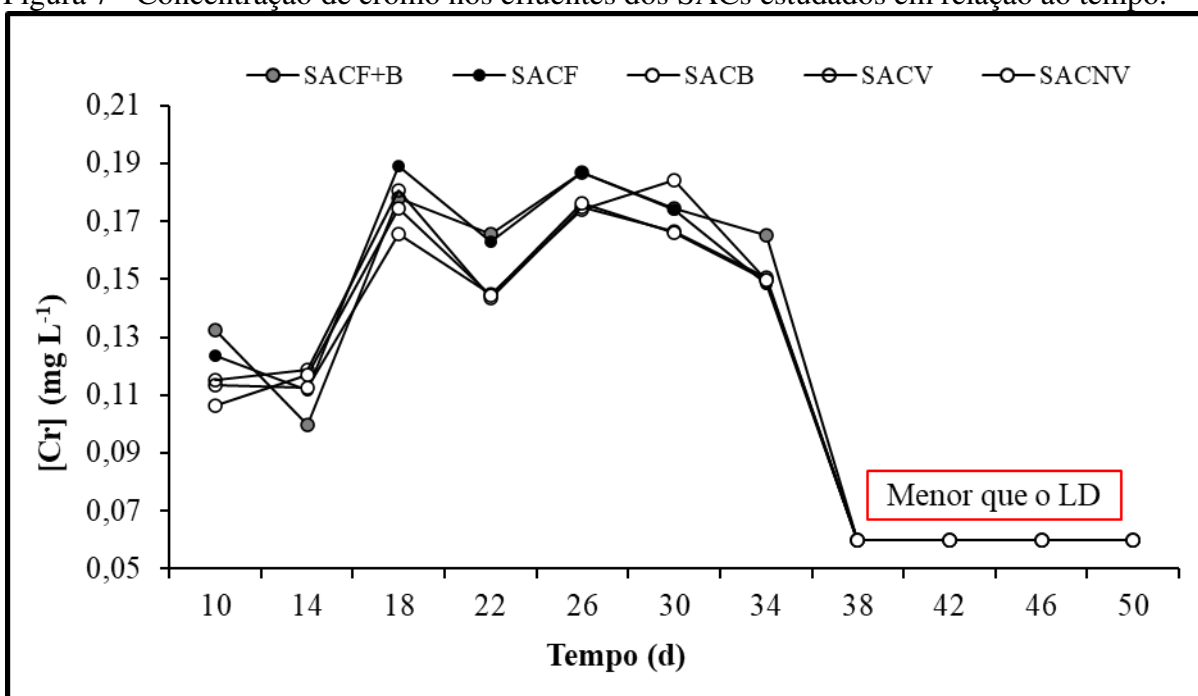
5.1.3. Eficiência de remoção de cromo total

Na Figura 7 estão apresentados os resultados da concentração de cromo total nos SACs estudados em relação ao tempo experimental. Nota-se que as concentrações de cromo máximas nos SAC_{F+B}, SAC_F, SAC_B, SAC_V e SAC_{NV} foram de 0,1870, 0,1891, 0,1841, 0,1808 e 0,1762 mg L⁻¹. Enquanto que a concentração média de cromo em todos os sistemas foi de 0,1382 mg L⁻¹.

Ressalta-se que as coletas iniciaram a partir do 10º dia de funcionamento dos sistemas, com o objetivo de se esperar uma adaptação dos SACs à ARSC. A concentração de cromo total nos afluentes era de 5 mg L⁻¹ e pode-se observar que a partir do dia 10 ao dia 34 todos os sistemas apresentaram flutuações na concentração de cromo, enquanto que do dia 38 ao dia 50 todos os sistemas, incluindo o não vegetado SAC_{NV} apresentaram concentrações de cromo total abaixo do limite de detecção que é de 0,06 mg L⁻¹.

Ramírez *et al.* (2019) que utilizaram concentração inicial de cromo total de 10 mg L⁻¹ e carga diária de cromo de 750 mg m² d⁻¹, isto é, superior ao presente estudo que foi de 100,80 mg m² d⁻¹, obtiveram eficiência de remoção de cromo total de 99%, valores semelhantes aos aqui encontrados (Figura 8). Tais autores usaram em seus sistemas *Phragmites australis*, brita como meio suporte e TRH de 4 dias. Vale ressaltar que os SACs atenderam à Resolução 430/2011 do CONAMA, que versa sobre as condições e padrões de disposição de águas residuárias em corpos d'água, em que o padrão de concentração máxima para o lançamento de águas residuárias contendo cromo total é de 0,05 mg L⁻¹.

Figura 7 - Concentração de cromo nos efluentes dos SACs estudados em relação ao tempo.



Fonte: Acervo do Autor (2022)

Em que: SAC_{F+B} – sistema com fito-hormônio e bactéria; SAC_F – sistema com fito-hormônio; SAC_B – sistema com bactéria; SAC_V – sistema vegetado sem fito-hormônio e bactéria e SAC_{NV} – sistema não vegetado sem fito-hormônio e bactéria; [Cr] – Concentração de cromo; LD – Limite de detecção.

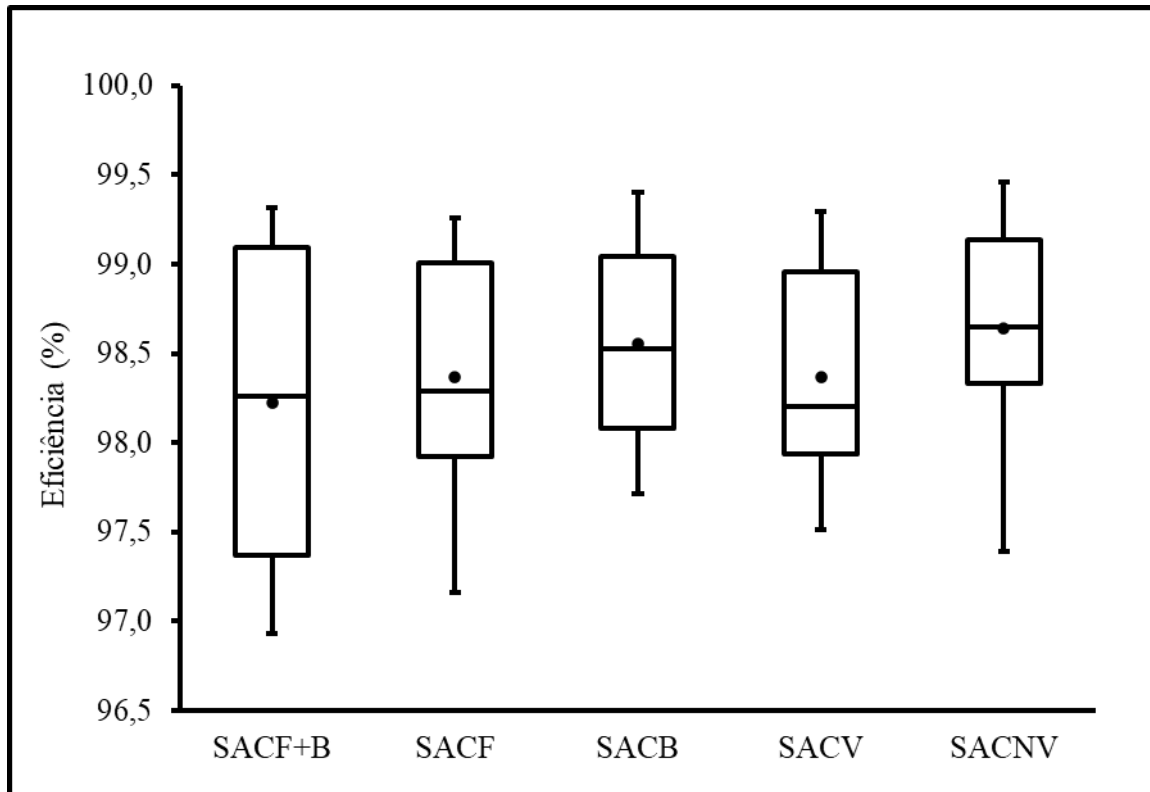
Na Figura 8 estão apresentados os resultados da eficiência do cromo total nos SACs estudados em termos de balanço de massa. Constata-se que as eficiências médias de remoção de cromo na água nos sistemas SAC_{F+B}, SAC_F, SAC_B, SAC_V e SAC_{NV} foram de 98,2, 98,4, 98,6, 98,4 e 98,6%, respectivamente. A eficiência de remoção do cromo na água dos efluentes alimentados com a água contaminada por Cr apresentaram valores de eficiência mínima de 96,93% e máxima de 99,46%.

Observa-se que as eficiências de remoção de cromo foram semelhantes em todos os sistemas estudados. Como o sistema não vegetado (SAC_{NV}) apresentou eficiência máxima de remoção de (99,46%) em comparação com o sistema vegetado SAC_V (99,30%), sugere-se que o TRH utilizado tenha sido suficiente para a remoção expressiva de maneira física e química. O meio suporte (brita), pode ter influenciado nas elevadas eficiências de remoção de cromo em todos os sistemas, pois segundo Lee, Fletcher e Sun (2009), a brita contribui para a remoção de contaminantes por meio do processo de adsorção. Tal afirmação está em consonância com os achados de Terfie e Asfaw (2015) e Alemu, Gabbiye e Lemma (2020) que encontraram para os SACs não vegetados eficiências de remoção de Cr de 97,4 e 97,32%, respectivamente.

Comportamento similar às altas eficiências de remoção de cromo achadas neste estudo para os sistemas vegetados, estão de acordo com o trabalho conduzido por Alemu, Gabbiye e

Lemma (2020) utilizando as espécies vegetais *Pennisetum purpureum*, *Chipre latifolius*, *Typha domingensis* e *Echinochloa pyramidalis*, meio suporte rocha basáltica vesicular, aplicando uma carga diária de cromo de $1211,76 \text{ mg m}^2 \text{ d}^{-1}$, TRH de 6 dias e tratando águas residuárias de curtume reais, constataram eficiências de remoção de cromo de 99,38, 99,21, 99,15 e 98,65%, respectivamente.

Figura 8 - *Box plot* dos valores de eficiência de remoção de cromo nos sistemas alagados construídos

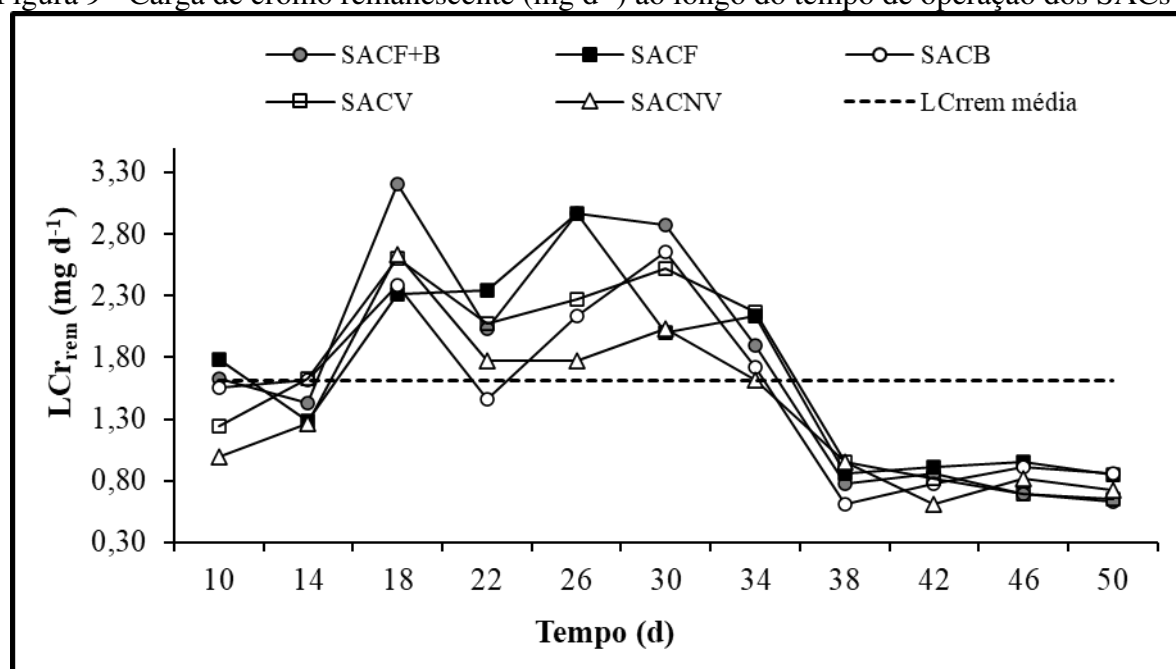


Fonte: Acervo do Autor (2022)

Em que: SAC_{F+B} – sistema com fito-hormônio e bactéria; SAC_F – sistema com fito-hormônio; SAC_B – sistema com bactéria; SAC_V – sistema vegetado sem fito-hormônio e bactéria e SAC_{NV} – sistema não vegetado sem fito-hormônio e bactéria.

Para sistemas com elevada taxa de evapotranspiração, como é o caso dos SACs, a análise das cargas mássicas afluentes e efluentes também deve ser realizada. Na Figura 9 estão apresentados os resultados da carga de cromo remanescentes ao longo do tempo de operação dos SACs estudados. Constata-se que os sistemas variaram de um máximo e mínimo 3,20 e 0,60 mg d^{-1} , respectivamente. A carga média de cromo remanescente nos sistemas foi de 1,78 mg d^{-1} .

Figura 9 - Carga de cromo remanescente (mg d^{-1}) ao longo do tempo de operação dos SACs



Fonte: Acervo do Autor (2022)

Em que: SAC_{F+B} – sistema com fito-hormônio e bactéria; SAC_F – sistema com fito-hormônio; SAC_B – sistema com bactéria; SAC_V – sistema vegetado sem fito-hormônio e bactéria e SAC_{NV} – sistema não vegetado sem fito-hormônio e bactéria; L_{Cr_{rem}} – Carga de cromo remanescente.

Os sistemas foram submetidos a uma carga diária de cromo de $100,80 \text{ mg m}^2 \text{ d}^{-1}$. Constata-se que a partir do dia 10 ao dia 34 todos os sistemas apresentaram flutuações na carga remanescente de cromo, enquanto que a partir do dia 34, todos os sistemas, incluindo o não vegetado SAC_{NV} começaram a ter suas cargas remanescentes de cromo reduzidas. Dessa forma, considerando a carga diária à qual os sistemas foram submetidos, pode-se afirmar que todos os sistemas proporcionaram descontaminação do cromo, em virtude da adsorção do meio suporte brita (LEE; FLETCHER; SUN, 2009).

Dotro *et al.* (2012), avaliando o desempenho de dois SACs submetidos a uma carga diária de cromo de $9333,30$ e $4480,00 \text{ mg m}^2 \text{ d}^{-1}$ para TRH de 2,4 e 5 dias, vegetados com *Typha latifolia*, meio suporte cascalho e rocha granítica, tratando água residuária sintética de curtume constataram eficiência de remoção de cromo total de 57-83% e 67-77%, respectivamente. Embora os valores do tempo de retenção hidráulica ideais para o tratamento de águas residuárias de curtume para temperatura acima de 15°C relatadas na literatura sejam de 6 a 7 dias (AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2007), sugere-se que o TRH adotado no presente experimento - de 6 dias - pode ter sido suficientemente longo para a remoção elevada do metal nos SACs aqui estudados.

5.1.4. Especificação do cromo em água

Os resultados da especificação do cromo no afluente e nos efluentes dos SACs estudados estão apresentados na Tabela 2. Tais resultados foram obtidos em amostragem realizada ao final do período experimental (50 dias). Nota-se que os valores de concentração de cromo trivalente e hexavalente no afluente foram de 4,900 e 0,001 mg/L, respectivamente. Para as amostras dos efluentes dos sistemas SAC_{F+B}, SAC_F, SAC_B, SAC_V e SAC_{NV} os valores do cromo trivalente (0,050 mg/L) e hexavalente (0,001 mg/L) foram os mesmos.

Tabela 3 - Especificação do cromo trivalente e hexavalente no afluente e nos sistemas alagados construídos estudados realizado ao final do experimento (50 dias)

Especiação	Afluente (mg L ⁻¹)	Efluente (mg L ⁻¹)				
		SAC _{F+V}	SAC _F	SAC _B	SAC _V	SAC _{NV}
Cromo trivalente	4,90	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Cromo hexavalente	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01

Fonte: Acervo do Autor (2022)

Em que: SAC_{F+B} – sistema com fito-hormônio e bactéria; SAC_F – sistema com fito-hormônio; SAC_B – sistema com bactéria; SAC_V – sistema vegetado sem fito-hormônio e bactéria e SAC_{NV} – sistema não vegetado sem fito-hormônio e bactéria.

Constata-se que a remoção do cromo trivalente (98,98%) em todos os sistemas pode ter sido influenciada pela formação de complexos ligantes na ARSC. De acordo com Salem *et al.* (1989) o Cr³⁺ pode formar complexos com uma variedade de ligantes nas águas residuárias de curtume, tais como: água, amônia e outros ligantes orgânicos como oxigênio, nitrogênio e enxofre. Para Alemu, Lemma e Gabbiye (2019b), a complexação de Cr³⁺ aumenta sua solubilidade e pode facilitar sua remoção relacionada com a sorção pela biomassa que cresce no meio dos SACs.

Outro potencial rota de remoção de Cr³⁺ nos SACs, pode ter sido a precipitação. Segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (2000), a precipitação do Cr³⁺ devido aos hidróxidos, sulfetos, sulfatos e carbonatos obtidos a partir de produtos químicos usados no processo de curtimento do couro influenciam na remoção de Cr³⁺.

Observa-se que o cromo hexavalente apresentou os mesmos valores tanto no afluente quanto nos SACs e isso pode ser explicado devido ao limite de detecção do aparelho que é de 0,002 mg L⁻¹. Em experimento conduzido por Alemu, Gabbiye e Lemma (2020) as concentrações de Cr⁶⁺ nas amostras do afluente de curtume estavam na faixa de 0,014~0,029

mg L⁻¹, ao passo que nas amostras dos SACs o Cr⁶⁺ foi encontrado na faixa de 0,005~0,041 mg L⁻¹.

5.2. Análise de fitotoxicidade vegetal

5.2.1. Avaliação visual da parte aérea e radicular

Alterações visuais foram registradas em todos os indivíduos nos sistemas que receberam água com concentrações de cromo, em comparação com os respectivos controles (Fig. 10 e 11). As alterações visuais nos sistemas expostos à ARSC apresentaram sinais de fitotoxicidade com 30 dias de experimento. Os indivíduos de *Polygonum hydropiperoides* Michx nos sistemas controle não apresentaram sintomas visuais de fitotoxicidade na porção aérea e radicular (Fig. 10 e 11: A-D). Em contraste, os indivíduos de todos os sistemas expostos à ARSC apresentaram alterações visuais (Fig. 10 e 11: E-H).

Os danos mais intensos ocorreram nos indivíduos do sistema SAC_V que não recebeu bactéria nem fito-hormônio. Na porção aérea ocorreu encarquilhamento e completa senescência de todas as folhas e raízes resultando na morte dos indivíduos (Fig. 10 e 11: E). Em comparação com os respectivos controles, os indivíduos cultivados nos sistemas SAC_F e SAC_B (Fig. 10 e 11: F-H), apresentaram menor extensão dos danos na porção aérea e radicular. As alterações visuais na porção aérea incluem encarquilhamento, necrose, clorose e senescências das folhas da porção inferior dos ramos (Fig. 10 E-H) em comparação com os controles. No sistema radicular as alterações incluem deformidade das raízes, coloração marrom escuro e senescência (Fig. 11 E-H).

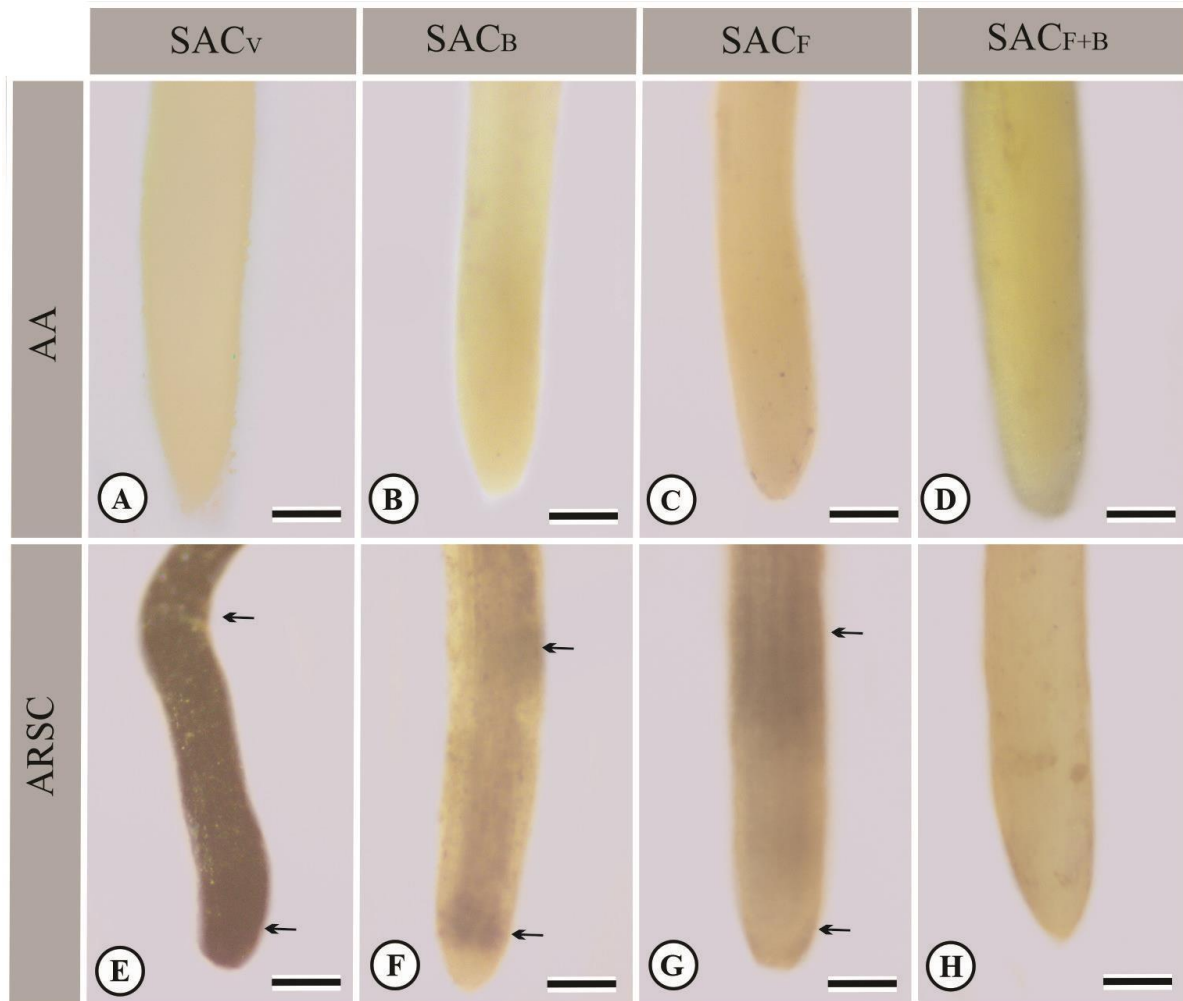
Nos sistemas SAC_F e SAC_B os danos foram mais intensos do que no sistema SAC_{F+B} (com adição tanto de BPCV quanto de fito-hormônio). Os indivíduos do sistema SAC_B (Fig. 10 F) apresentaram danos visuais como encarquilhamento, clorose e necrose mais intensas nas folhas (Fig. 10 F) além de raízes com coloração escura (Fig. 11 F) em comparação com os indivíduos do sistema SAC_F (Fig 10 e 11: G). No entanto, os indivíduos do sistema SAC_{F+B} apresentaram a menor extensão dos danos na porção aérea e radicular, se restringindo a pequenas manchas necróticas e clorose discreta ao redor das lesões nas folhas (Fig. 10 H) e manchas isoladas nas raízes (Fig. 11 H).

Figura 10 - Visão geral do ramo e folhas de *Polygonum hydropiperoides* Michx 55 dias após a exposição do sistema à ARSC e AA. Sistema controle com AA (A-D). Sistema com ARSC E-H. A e E, sistemas contendo somente os indivíduos (SAC_V). B e F, sistema com indivíduos associados à bactéria (SAC_B). C e G, sistema com indivíduos associados ao fito-hormônio (SAC_F). D e H, sistema contendo os indivíduos associados ao fito-hormônio e bactéria (SAC_{F+B}). Em detalhe, folhas dos indivíduos dos sistemas controle, sem alterações visuais (A-). Folhas com alterações visuais em todos os sistemas com ARSC (E-H), incluindo clorose (F-H), encarquilhamento (E-H), necrose (F-H) e senescência (E-H). Barras: A-H = 1,5 cm; AA – água para abastecimento; ARSC – água residuária sintética de curtume.



Fonte: Acervo do autor (2022)

Figura 11 - Raízes de *Polygonum hydropiperoides* Michx visualizadas em lupa, 55 dias após a exposição do sistema à ARSC e AA. Sistema controle com AA (A-D). Sistema com ARSC E-H. A e E, sistemas contendo somente os indivíduos (SAC_V). B e F, sistema com os indivíduos associados à bactéria (SAC_B). C e G, sistema com os indivíduos associados ao fito-hormônio (SAC_F). D e H, sistema contendo os indivíduos associados ao fito-hormônio e bactéria (SAC_{F+B}). Nos indivíduos expostos à ARSC ocorreram alterações estruturais incluindo deformidade e senescência (E), alteração na coloração (E-G). Setas em preto indicam alteração na coloração das raízes. Barras: A-H = 1mm; AA – água para abastecimento; ARSC – água residuária sintética de curtume.



Fonte: Acervo do autor (2022)

Alterações morfológicas como encarquilhamento e necrose presentes nas folhas de *P. hydropiperoides* podem ser ocasionadas devido ao efeito deletério do cromo presente na ARSC. Segundo Sharma, Chatterjee e Sharma (1995), o cromo é relatado como fitotóxico para o trigo, afetando o metabolismo vegetal, induzindo à clorose internerval nas folhas jovens que progridem em necrose no estágio posterior de crescimento.

Plantas expostas ao cromo apresentam elevados níveis de estresse oxidativo, devido a superprodução de espécies reativas de oxigênio (EROs), acarretando danos no desenvolvimento e produtividade das plantas (ELEFTHERIOU *et al.*, 2015). Além disso, a toxicidade do cromo

também afeta o processo de germinação de mudas, processos fisiológicos como a respiração, bem como a mobilidade de reservas (MATHUR; KALAJI; JAJOO, 2016). Os efeitos nocivos em plantas expostas a este metal ocorrem devidos à absorção competitiva de cromo em vez de outros íons bivalentes necessários para o desenvolvimento vegetal (ANJUM *et al.*, 2016).

O cromo também afeta o processo fotossintético devido a redução do número total de centros de reação ativos do fotossistema II (PSII) juntamente com uma diminuição na taxa de transporte de elétrons, mudanças no tamanho do complexo antena de PSII, e danos no complexo de captação de luz de PSII que resultam na deficiência do processo de fotossíntese, além da produção de radicais livres (MATHUR; KALAJI; JAJOO, 2016). Em conjunto, essas alterações fisiológicas e metabólicas promovidas pelo cromo podem acarretar redução e degradação de pigmentos fotossintéticos levando à clorose das folhas, como observados neste estudo.

Neste estudo, os indivíduos expostos à ARSC sem a adição de BPCV e fito-hormônio apresentaram completa senescência na porção aérea e radicular, possivelmente devido ao efeito fitotóxico do cromo e alterações metabólicas e fisiológicas nas plantas. Em contraste, o uso de BPCV e fito-hormônio isolado ou associado nos sistemas SAC_{F+B}, SAC_F e SAC_B minimizaram os danos visuais. De acordo com Makarova *et al.*, (2021), o uso de fito-hormônio aumenta a eficácia dos sistemas antioxidantes das plantas, ajudando a reduzir o estresse metabólico causado pela presença de metais pesados. Já Caires *et al.* (2021), afirmam que o uso de bactérias promove o crescimento de plantas e aumenta a produção de fito-hormônios, resultando em alongamento radicular e maior aquisição de nutrientes e água (CAIRES *et al.*, 2021).

5.2.2. Detecção *in situ* de morte celular

A detecção positiva mais intensa para morte celular *in situ* foi registrada em todos os indivíduos no sistema com à ARSC, em comparação com os respectivos controles, sem a ARSC (Fig. 12 e 13). Os discos foliares dos sistemas controle não apresentaram reação positiva para morte celular na região intervenal (Fig. 12 A-D). Nas raízes dos sistemas controle, ocorreu reação positiva fraca na região da coifa do ápice radicular (Fig. 13 A-D).

Nos indivíduos do sistema SAC_V expostos à ARSC, devido à senescência completa de todas as folhas não ocorreu marcação com o azul de Evans. Os indivíduos nos sistemas SAC_F e SAC_B apresentaram maior extensão de tecidos com reação positiva (Fig. 12 F e G) em comparação com os indivíduos do sistema SAC_{F+B} com a adição de BPCV e fito-hormônio (Fig. 12 H). Constata-se que, em todos os indivíduos dos sistemas com à ARSC, independente da

adição ou não de BPCV e fito-hormônio foi identificada reação positiva nos tricomas glandulares (Fig. 12 K) e tectores (Fig. 12 L) nas folhas.

Nas raízes, ocorreu um padrão similar. Os indivíduos dos sistemas SAC_F, SAC_B e SAC_V apresentaram reação positiva mais intensa em toda a extensão das raízes (Fig. 13 E-G). Em contraste, no sistema com a adição de BPCV e fito-hormônio (SAC_{F+B}) apresentaram menor extensão de tecidos com reação positiva, se limitando principalmente ao ápice das raízes (Fig. 13 H).

Figura 12 - Detecção histoquímica *in situ* de morte celular em folhas de *Polygonum hydropiperoides* Michx 55 dias após a exposição do sistema à ARSC e AA. Sistema controle com AA (A-D). Sistema com ARSC E-H. A e E, sistemas contendo somente os indivíduos (SAC_V). B e F, sistema com os indivíduos associados à bactéria (SAC_B). C e G, sistema com os indivíduos associados ao fito-hormônio (SAC_F). D e H, sistema contendo os indivíduos associados ao fito-hormônio e bactéria (SAC_{F+B}). I -L, detalhes dos tricomas da epiderme. Indivíduos do sistema controle apresentaram tricomas glandulares (Tg) e tricomas tectores (Tt) com reação negativa para morte celular (I e J). Indivíduos do sistema expostos à ARSC apresentaram tricomas tectores e glandulares corados em azul (K e L), indicando reação positiva para morte celular (setas). Setas em preto indicam reação positiva para morte celular. Ep (epiderme), Tg (tricoma glandular, Tt (tricoma tector). Barras: A-H = 0,2 cm e I-L = 10 μm; AA – água para abastecimento; ARSC – água residuária sintética de curtume.

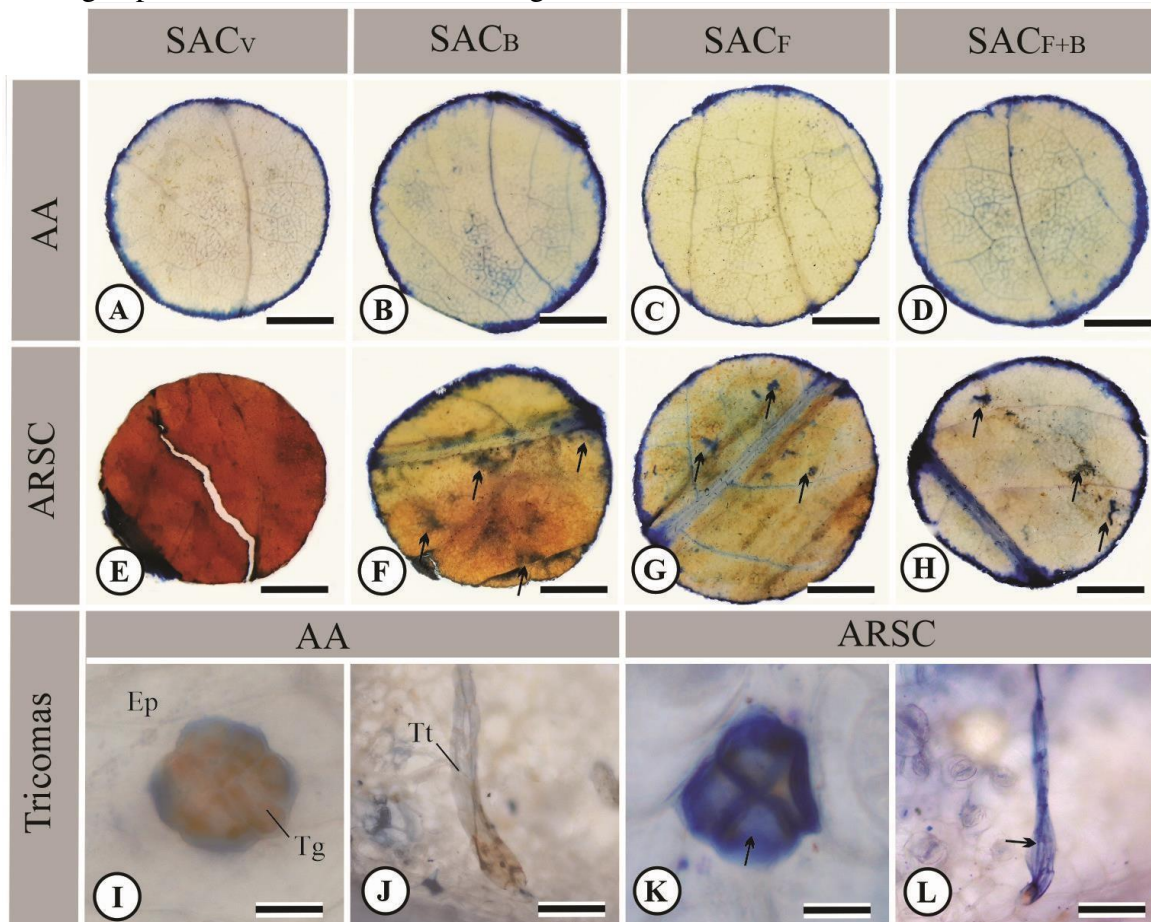
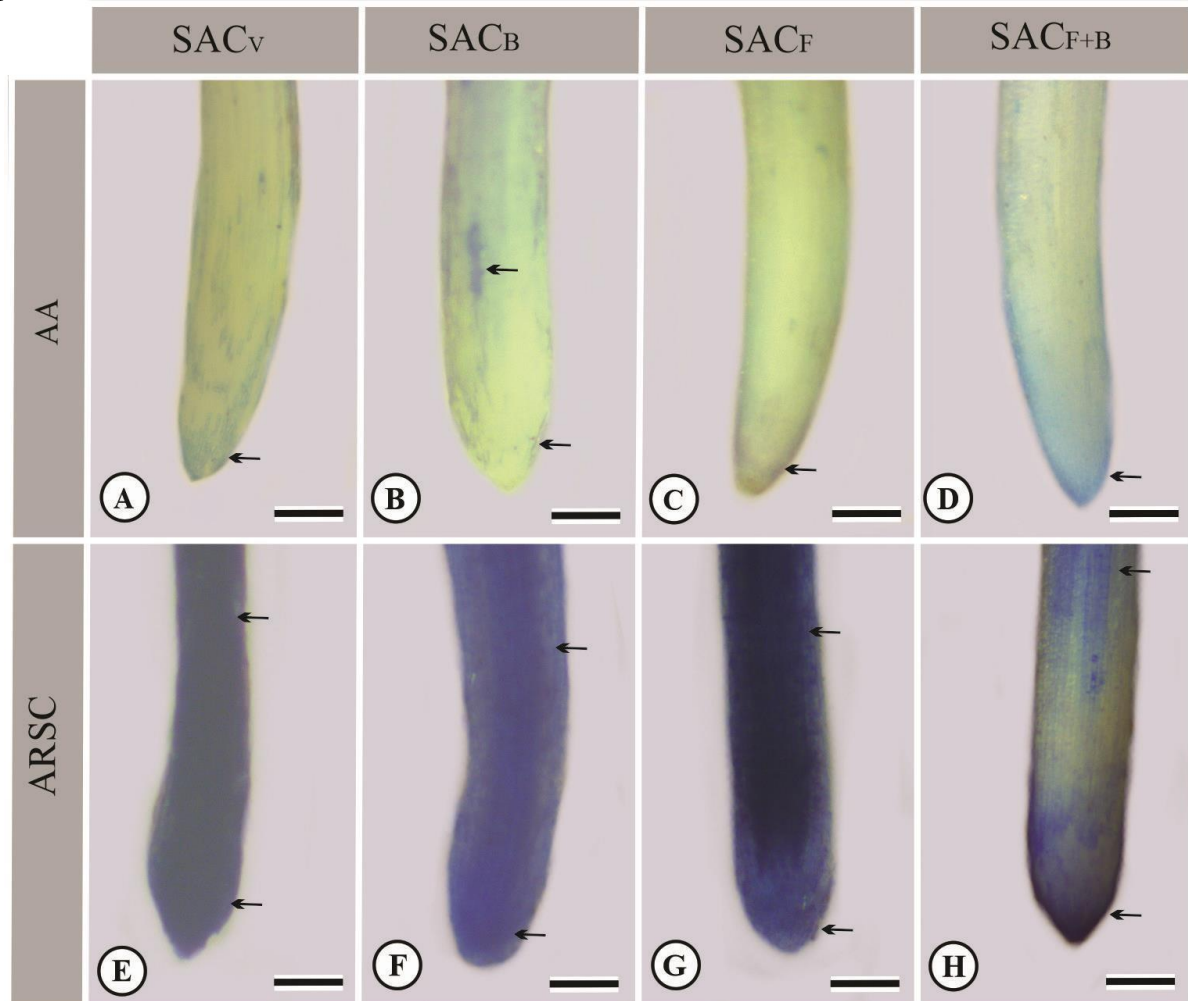


Figura 13 - Detecção histoquímica *in situ* de morte celular em raízes de *Polygonum hydropiperoides* Michx, 55 dias após a exposição do sistema a ARSC e AA. Sistema controle com AA (A-D). Sistema com ARSC E-H. A e E, sistemas contendo somente os indivíduos (SAC_V). B e F, sistema com os indivíduos associados à bactéria (SAC_B). C e G, sistema com os indivíduos associados ao fito-hormônio (SAC_F). D e H, sistema contendo os indivíduos associados ao fito-hormônio e bactéria (SAC_{F+B}). Nos indivíduos expostos à ARSC (E-H) ocorreu reação mais intensa para detecção de morte celular, evidenciada pela coloração azul. Setas em preto indicam reação positiva para morte celular. Barras: A-H = 1mm; AA – água para abastecimento; ARSC – água residuária sintética de curtume.



Fonte: Acervo do autor (2022)

Os indivíduos expostos à ARSC no sistema SAC_{F+B} com adição de BPCV e fito-hormônio aparentemente foram submetidas à menores níveis de estresse oxidativo e metabólico e, por consequência, menores reações positivas de morte celular. De acordo com Anjum *et al.* (2016), o estresse oxidativo ocasionado pelo cromo, provoca a desestabilização e oxidação de lipídios e proteínas, além de desestabilização das membranas celulares, levando à morte celular em folhas e raízes, assim como foi evidenciado com o azul de Evans neste estudo (Figuras 12

e 13). Contudo, nos indivíduos que foram suplementados com BPCV e fito-hormônio esse processo foi reduzido.

A reação mais intensa de morte celular nas raízes de *P. hydropiperoides* quando se comparado aos discos foliares, deve-se ao fato deste órgão estar em contato direto com a ARSC. Portanto, espera-se que a região radicular apresente maiores níveis de morte celular, uma vez que o estresse oxidativo pode ser mais intenso nas raízes do que nas folhas. Além disso, danos no sistema radicular podem interferir na absorção de água e nutrientes e, por consequência, limitar o crescimento e desenvolvimento da porção aérea das plantas (ANJUM *et al.*, 2016). Resultados similares foram relatados por Eleftheriou *et al.* (2015) que também verificaram morte celular em raízes de *Arabidopsis thaliana* expostas ao cromo.

Observa-se que a reação positiva, indicativo de morte celular, nos tricomas glandulares e tectores em todos os indivíduos expostos à ARSC (Figura 12), pode ter sido influenciado pela presença do Cr na água residuária, pois este metal provoca danos estruturais e funcionais em tecidos vegetais. Estas estruturas são importantes aos vegetais pois atuam na proteção da planta, biossíntese de compostos de defesa e interação com outros organismos (JORDÃO; MORIM; BAUMGRATZ, 2020).

Segundo Pushkar *et al.*, (2021), o cromo ocasiona efeitos deletérios sobre as plantas, que vão desde alterações bioquímicas até danos no crescimento das plantas e o rendimento das culturas. O aumento da concentração de cromo é relatado por reduzir o crescimento de raízes e brotos na planta *Brassica juncea* L. devido ao efeito adverso do cromo na síntese de auxina pela planta (GHANI, 2017). Assim, no presente estudo, constata-se que a reação positiva intensa em toda a extensão das raízes para o SAC_F que foi suplementado com fito-hormônio (auxina) também apresentou efeitos adversos à exposição da ARSC na síntese de auxina pela planta (Figura 13).

5.2.3. Parâmetros morfológicos de *P. hydropiperoides*

Em relação à altura de *P. hydropiperoides* submetidas ao sistema com a ARSC (Tabela 4), observou-se que, o sistema (SAC_{F+B}) apresentou o maior valor médio (67,75 cm), diferindo estatisticamente dos demais sistemas. Em contraste, o menor valor médio (33,80 cm) foi constatado no sistema sem adição de BPCV e fito-hormônio (SAC_V) em comparação com os demais sistemas. Verificou-se comportamento semelhante para os valores de massa fresca das

raízes (MFR) com maior e menor valor médio estatisticamente nos sistemas SAC_{F+B} (3,41 g) e SAC_V (1,26 g), respectivamente.

Para o comprimento radicular (CR), constatou-se que os sistemas com adição de fito-hormônio (SAC_F) e BPCV (SAC_B) não diferiram estatisticamente dos demais sistemas, com valores médios respectivos de 16,25 e 16,15 g. No entanto, destaca-se que o sistema (SAC_{F+B}) apresentou maior média (22,25 g), diferindo-se estatisticamente dos demais sistemas avaliados. No que se refere à massa seca das raízes (MSR), nota-se que, os SAC_{F+B} e SAC_F apresentaram médias estatisticamente superiores às dos demais sistemas, sendo de 0,56 e 0,47 g, respectivamente.

Tabela 4 - Resumo da análise de variância (ANOVA) e valores médios das análises morfológicas de indivíduos de *P. hydropiperoides* submetidas ao sistema com ARSC.

Fator	CV (%)	Quadrado Médio	Tratamentos			
			SAC _{F+B}	SAC _F	SAC _B	SAC _V
Altura (cm)	7,83	2069,92*	67,75a	55,65b	46,20c	33,80d
CR (cm)	18,44	271,306*	22,25a	16,25b	16,15b	9,50c
MFR (g)	13,75	18,6091*	3,41a	2,49b	1,86c	1,26d
MSR (g)	25,44	0,53884*	0,56a	0,47b	0,30c	0,22c

Fonte: Acervo do autor (2022)

Nota: * – significativo ($p \leq 0,05$). Médias seguidas por letras iguais na mesma linha não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$). CR – comprimento radicular; MFR – massa fresca das raízes; MSR – massa seca das raízes; SAC_{F+B} – sistema com fito-hormônio e bactéria; SAC_F – sistema com fito-hormônio; SAC_B – sistema com bactéria; SAC_V – sistema vegetado sem fito-hormônio e bactéria.

O maior desenvolvimento em termos de altura, CR, MFR e MSR de *P. hydropiperoides* no SAC_{F+B} pode ter sido promovido pela adição concomitante de fito-hormônio (auxina) e BPCV (*Azospirillum brasilense*), visto que, o uso de fito-hormônios nas plantas melhora a fitoextração, aumenta o crescimento da parte aérea e das raízes e, conseqüentemente, eleva o rendimento de biomassa em geral (ISRAR *et al.*, 2011). Além disso, o uso de auxinas, contribuem para o alongamento celular, crescimento e diferenciação de órgãos (BULAK; WALKIEWICZ; BRZEZINSKA, 2014), bem como exercem efeito importante nos tropismos das plantas e estão diretamente envolvidas na absorção e movimentação de cátions (VAMERALI *et al.*, 2011).

A adição da bactéria *A. brasilense*, tem influência benéfica sobre as plantas inoculadas, tendo uma das principais características sua capacidade de produzir mudanças na arquitetura das raízes das plantas. Ademais, as BPCV promovem o crescimento de plantas e aumentam a produção de fito-hormônios, resultando em alongamento radicular e maior aquisição de

nutrientes e água. Estudos apontam que várias rizobactérias podem ajudar as plantas a mitigar os efeitos tóxicos dos metais (CAIRES *et al.*, 2021; FUKAMI; CERZINI; HUNGRIA, 2018; ETESAMI; MAHESHWARI, 2018).

Os resultados apresentados apontam que, a ARSC pode ter influenciado na redução dos parâmetros morfológicos analisados (altura, CR, MFR e MSR) no SAC_V, pois segundo Oliveira (2012), o Cr afeta vários processos nas plantas, *e.g.*, germinação de sementes, crescimento e produção de biomassa das plantas, bem como vários processos fisiológicos (redução da fotossíntese e desequilíbrio oxidativo e de nutrientes). Outra possível explicação, deve-se ao fato do sistema (SAC_V) não ser suplementado com BPCV e nem fito-hormônio. Neste sentido, constata-se que, o uso de BPCV e fito-hormônio proporcionou maiores valores para os parâmetros morfológicos em contraste com o sistema SAC_V.

Os indivíduos dos sistemas SAC_{F+B}, SAC_F e SAC_B sob as condições que se encontravam com a ARSC, mostraram-se uma boa sobrevivência sem redução expressiva no crescimento, que é um importante parâmetro na capacidade de fitorremediação (YOUNAS *et al.*, 2022), quando se comparada ao sistema sem fito-hormônio e bactéria (SAC_V). Em estudos realizados por Ashraf *et al.* (2018a) constatou-se que, a espécie *Leptochloa fusca* pode tolerar altos níveis de Cr (247 mg L⁻¹) sem quaisquer efeitos adversos em seu crescimento. Contudo, no presente trabalho, com 55 dias de exposição, *P. hydropiperoides* apresentou danos visuais e alterações morfológicas intensos, principalmente para o SAC_V.

6. CONCLUSÕES

A temperatura no interior dos SACs se situou em condições mesofílicas (21 a 29°C). Os valores de pH variaram de 7,45 a 8,89 para todos os sistemas estudados. Constataram-se elevadas eficiências de remoção de cromo para todos os sistemas, incluindo o sistema não vegetado (SAC_{NV}) que apresentou remoção máxima de 99,46%. No que se refere à especiação do cromo, para o cromo trivalente teve-se remoção de 98,98%.

Os indivíduos dos sistemas com adição de fito-hormônio e bactérias promotoras de crescimento vegetal foram mais tolerantes à ARSC, apresentando menos danos visuais e menor detecção de morte celular nas folhas e raízes, como também melhor desenvolvimento em termos de altura, comprimento radicular, massa fresca e seca da raiz quando comparados aos indivíduos sem adição de fito-hormônio e BPCV.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Com base nas observações realizadas nesta pesquisa, as seguintes sugestões para trabalhos futuros são apresentadas:

- i. Estudar outras concentrações e tipos de fito-hormônio, bem como o uso de outras bactérias promotoras de crescimento vegetal nos SACs com intuito de verificar sua eficiência na remoção do cromo.
- ii. Quantificar a população microbiana com o intuito de verificar se os microrganismos e a bactéria *Azospirillum brasiliense* se desenvolvem ou são inibidos pela ARSC.
- iii. Avaliar os fatores de bioacumulação e translocação, a fim de verificar o potencial de fitorremediação de *P. hydropiperoides* em águas contaminadas com cromo.
- iv. Realizar análises anatômicas de *P. hydropiperoides* para compreender as alterações ocasionadas nas estruturas (tecidos) de folhas e raízes das plantas expostas ao sistema com a ARSC.
- v. Avaliar a fitorremediação de águas contaminadas com cromo por meio de SACs em nível de macrocosmo, sob condições naturais, por um período maior e com efluentes reais dos curtumes.
- vi. Investigar estratégias de potencializar o desempenho do meio suporte de SACs tratando águas com cromo, como a utilização de materiais com maior potencial sortivo ou a combinação de materiais (*e.g.* areia, areia e biocarvão, solo e cinzas).

8. REFERÊNCIAS

- ADELEKE, R.; NWANGBURUKA, C.; OBOIRIEN, B. Origins, roles and fate of organic acids in soils: A review. **South African Journal of Botany**, v. 108, p. 393-406, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2016.09.002>
- AFZAL, M.; ARSLAN, M.; MÜLLER, J. A.; SHABIR, G.; ISLAM, E.; TAHSEEN, R.; ANWAR-UL-HAQ, M.; HASHMAT, A. J.; IQBAL, S.; KHAN, Q. M. Floating treatment wetlands as a suitable option for large-scale wastewater treatment. **Nature Sustainability**, v. 2, p. 863-871, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0350-y>
- AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 29, n. 2, p. 173-191, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.06.013>
- ALEMU, T.; MEKONNEN, A.; LETA, S. Post-treatment of tannery wastewater using pilot scale horizontal subsurface flow constructed wetlands (polishing). **Water Science and Technology**, v.77, n. 4, p. 988-998, 2018. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2017.613>
- ALEMU, T.; MEKONNEN, A.; LETA, S. Integrated tannery wastewater treatment for effluent reuse for irrigation: encouraging water efficiency and sustainable development in developing countries. **Journal of Water Process Engineering**, v.30, 100514, 2019a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.10.014>
- ALEMU, A.; LEMMA, B.; GABBIYE, N. Adsorption of chromium (III) from aqueous solution using vesicular basalt rock. **Cogent Environmental Science**, v. 5, n. 1, 1650416, 2019b. DOI: <https://doi.org/10.1080/23311843.2019.1650416>
- ALEMU, A.; GABBIYE, N.; LEMMA, B. Application of integrated local plant species and vesicular basalt rock for the treatment of chromium in tannery wastewater in a horizontal subsurface flow wetland system. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 4, p. 1-8, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103940>
- ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M.A. Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications. **Chemosphere**, v. 91, n. 7, p. 869-881, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>
- ALI, A.; GUO, D.; MAHAR, A.; WANG, Z.; MUHAMMAD, D.; LI, R.; WANG, P.; SHEN, F.; XUE, Q.; ZHANG, Z. Role of *Streptomyces pactum* in phytoremediation of trace elements by *Brassica juncea* in mine polluted soils. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 144, p. 387-395, 2017. DOI: [10.1016/j.ecoenv.2017.06.046](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.06.046)
- ALI, S.; MFARREJ, M. F. B.; RIZWAN, M.; HUSSAIN, A.; SHAHID, M. J.; WANG, X.; NAFEES, M.; WASEEM, M.; ALHARBY, H. F. Microbe-citric acid assisted phytoremediation of chromium by castor bean (*Ricinus communis* L.). **Chemosphere**, v. 296, 134065, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134065>
- ALONI, R.; ALONI, E.; LANGHANS, M.; ULLRICH, C. I. Role of cytokinin and auxin in shaping root architecture: regulating vascular differentiation, lateral root initiation, root apical

dominance and root gravitropism. **Annals of Botany**, v. 97, n. 5, p. 883-893, 2006. DOI: 10.1093/aob/mcl027

AMANIAL, H. R. Physico-chemical characterization of tannery effluent and its impact on the nearby river. **Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology**, v. 8, n.6, p. 44-50, 2016. DOI: 10.4236/oalib.1102427

ANDERSEN, R.; CHAPMAN, S. J.; ARTZ, R. R. E. Microbial communities in natural and disturbed peatlands: a review. **Soil Biology and Biochemistry**, v.57, p. 979-994, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.10.003>

ANJUM, S. A.; ASHRAF, U.; KHAN, I.; TANVEER, M.; SALEEM, M. F.; WANG, L. Aluminum and chromium toxicity in maize: implications for agronomic attributes, net photosynthesis, physio-biochemical oscillations, and metal accumulation in different plant parts. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 227, 2016. DOI: 10.1007/s11270-016-3013-x

APHA. American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23 ed, Washington: APHA, 2017.

ARAÚJO, E. D.; BORGES, A. C.; DIAS, N. M.; RIBEIRO, D. M. Effects of gibberellic acid on Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon* spp.) in constructed wetland systems. **PLoS One**, v.13, p.0206378, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206378>

AREGU, M. B. Industrial Wastewater Treatment Efficiency of Mixed Substrate (Pumice and Scoria) in Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland: Comparative Experimental Study Design. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 15, p. 1-12, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1177/11786221211063888>

ASHRAF, A.; BIBI, I.; OK, Y. S.; MURTAZA, G.; SHAHID, M.; KUNHIKRISHNAN, A.; LI, D.; MAHMOOD, T. Chromium (VI) sorption efficiency of acid-activated banana peel over organo-montmorillonite in aqueous solutions. **International Journal of Phytoremediation**, v. 19, n.7, p. 605-613, 2017. DOI: 10.1080/15226514.2016.1256372

ASHRAF, S.; AFZAL, M.; REHMAN, K.; NAVEED, M.; ZAHIR, Z. A. Plant-endophyte synergism in constructed wetlands enhances the remediation of tannery effluent. **Water Science and Technology**, v.77, n. 5-6, p.1262-1270, 2018a. DOI: 10.2166/wst.2018.004.

ASHRAF, S.; AFZAL, M.; NAVEED, M.; SHAHID, M.; ZAHIR, Z. A. Endophytic bacteria enhance remediation of tannery effluent in constructed wetlands vegetated with *Leptochloa fusca*. **International Journal of Phytoremediation**, v. 20, n.2, p.121-128, 2018b. DOI: 10.1080/15226514.2017.1337072

ASHRAF, S.; ALI, Q.; ZAHIR, Z. A.; ASHRAF, S.; ASGHAR, H. N. Phytoremediation: Environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 174, p. 714-727, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.02.068>

ASHRAF, S.; NAVEED, M.; AFZAL, M.; SELEIMAN, M.; AL-SUHAIBANI, N. A.; ZAHIR, Z. A.; MUSTAFA, A.; REFAY, Y.; ALHAMMAD, B. A.; ASHRAF, S.; ALOTAIBI, M.; ABDELLA, K. A. Unveiling the Potential of Novel Macrophytes for the

Treatment of Tannery Effluent in Vertical Flow Pilot Constructed Wetlands. **Water**, v.12, n.2, p.1-12, 2020. DOI:10.3390/w12020549.

AZMAT, H.; JAVED, M.; ABDULLAH, S.; JAVID, A.; HUSSAIN, S. M. Growth responses of major carps reared under chronic stress of chromium. **Journal of Animal and Plant Sciences**, v. 28, p. 604-609, 2018. DOI: 20183094718

BANERJEE, S.; KAMILA, B.; BARMAN, S.; JOSHI, S. R.; MANDAL, T.; HALDER, G. Interlining Cr (VI) remediation mechanism by a novel bacterium *Pseudomonas breneri* isolated from coalmine wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 233, p. 271-282, 2019. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.12.048

BARNECHE, S.; LUCARINI, R.; MARTINS, C. H. G.; CERDEIRAS, M. P. Anti-staphylococcus activity of Uruguayan river side forest plants. **Pharmacognosy Journal**, v.3, n.21, p. 69-71, 2011. DOI:10.5530/pj.2011.21.12

BARROSO, G. M. **Sistemática das Magnoliophyta (Angiospermae) In Sistemática de angiospermas do Brasil**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1978.

BATOOL, A.; SALEH, T.A. Removal of toxic metals from wastewater in constructed wetlands as a green technology; catalyst role of substrates and chelators. **Ecotoxicology and environmental safety**, v.189, p. 1-10, 109924, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109924>

BHARAGAVA, R. N.; MISHRA, S. Hexavalent chromium reduction potential of *Cellulosimicrobium* sp. isolated from common effluent treatment plant of tannery industries. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 147, p. 102-109, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.08.040>

BIBI, I.; NIAZI, N. K.; CHOPPALA, G.; BURTON, E. D. Chromium (VI) removal by siderite (FeCO₃) in anoxic aqueous solutions: An X-ray absorption spectroscopy investigation. **Science of The Total Environment**, v. 640-641, p.1424-1431, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.003>

BIELICKA, A; BOJANOWSKA, I; WISNIEWSKI, A. **Two Faces of Chromium - Pollutant and Bioelement**. Department of Environmental Engineering Faculty of Chemistry, University of Gdańsk, 18 J. Sobieskiego St., 80 - 852 Gdańsk, Poland, 2004.

BOZCAARMUTLU, A.; ARINÇ, E. Effect of mercury, cadmium, nickel, chromium and zinc on kinetic properties of NADPH-cytochrome P450 reductase purified from leaping mullet (*Liza saliens*). **Toxicology in Vitro**, v. 21, p. 408-416, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tiv.2006.10.002>

BRAMBILLA, M. G. S.; MOSCHETA, I. S. Anatomia foliar de Polygonaceae da planície de inundação do alto rio Paraná. **Acta Scientiarum Ciências Biológicas**, v. 23, n.2, p. 571-585, 2000. DOI: <https://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciBiolSci/article/view/2715/2034>

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio**

Ambiente CONAMA. Diário Oficial da União da República Federativa do Brasil. Brasília, 16 mai. 2011

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. Portaria de Consolidação nº5, de 28 de setembro de 2017. **Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde.** Diário Oficial da União da República Federativa do Brasil. Brasília, 2021.

BULAK, P.; WALKIEWICZ, A.; BRZEZINSKA. Plant growth regulators-assisted phytoextraction. **Biologia Plantarum**, v. 58, n.1, p. 1-8, 2014. DOI: 10.1007/s10535-013-0382-5

CAIRES, E. F.; BINI, A. R.; BARÃO, L. F. C.; HALISKI, A.; DUART, V. M.; RICARDO, K. DA SILVA. Seed inoculation with *Azospirillum brasilense* and nitrogen fertilization for no-till cereal production. **Agronomy Journal**, v. 113, p. 560-576, 2021. DOI: 10.1002/agj2.20488

CAMPAORE, W. F.; DUMOULIN, A.; ROUSSEAU, D. P. Metal uptake by spontaneously grown *Typha domingensis* and introduced *Chrysopogon zizanioides* in a constructed wetland treating gold mine tailing storage facility seepage. **Ecological Engineering**, v.158, p.106037, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106037>

CARDOSO, C. A. L.; HONDA, N. K.; DIAS, E. S. Avaliação do perfil cromatográfico em espécies de *Polygonum* e amostras comercializadas como “erva-de-bicho”. **Revista Brasileira de Farmacognosia**, v. 16, n.2, p. 236-245, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-695X2006000200018>.

CASSÁN, F.; CONIGLIO, A.; LÓPEZ, G.; MOLINA, R.; NIEVAS, S.; DE CARLAN, C. L-N.; DANADIO, F.; TORRES, D.; ROSAS, S.; PEDROSA, F. O.; DE SOUZA, E.; ZORITA, M. D.; DE-BASHAN, L.; MORA, V. Everything you must know about *Azospirillum* and its impact on agriculture and beyond. **Biology and Fertility of Soils**, v. 56, p. 461-479, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00374-020-01463-y>

CASTRO, P.; VALENTE, O.; COELHO, D.; CASTRO, P.; CASTRO, P. S; VALENTE, O.; COELHO, T.; RAMALHO, R. Interceptação da chuva por mata natural secundária na região de Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 7, p. 76-9, 1983.

CHANDANSHIVE, V.; RANE, N. R.; GHOLAVE, A. R.; PATIL, S. M.; JEON, B-H.; GOVINDWAR, S. P. Efficient decolorization and detoxification of textile industry effluent by *Salvinia molesta* in lagoon treatment. **Environmental Research**, v. 150, p. 88-96, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.05.047>

CHATTERJEE, S.; MAHANTY, S.; DAS, P.; CHAUDHURI, P.; DAS, S. Biofabrication of iron oxide nanoparticles using manglicolous fungus *Aspergillus niger* BSC-1 and removal of Cr (VI) from aqueous solution. **Chemical Engineering Journal**, v. 385, 123790, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123790>

CHE, R.; HUANG, L.; XU, J. W.; ZHAO, P.; LI, T.; MA, H.; YU, X. Effect of fulvic acid induction on the physiology, metabolism, and lipid biosynthesis-related gene transcription of

Monoraphidium sp. FXY-10. **Bioresource Technology**, v. 227, p. 324-334, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.12.017>

CHEN, J.; LIU, Y-S.; DENG, W-J.; YING, G-G. Removal of steroid hormones and biocides from rural wastewater by an integrated constructed wetland. **Science of the Total Environment**, v. 660, p. 359-365, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.049>

CHHAYA.; YADAV, B.; JOGAWAT, A.; GNANASEKARAN, P.; KUMARI, P.; LAKRA, N.; LAL, S. K.; PAWAR, J.; NARAYAN, O. P. An overview of recent advancement in phytohormones-mediated stress management and drought tolerance in crop plants. **Plant Gene**, v. 25, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.plgene.2020.100264>

CHOWDHURY, M.; MOSTAFA, M. G.; BISWAS, T. K.; SAHA, A. K. Treatment of leather industrial effluents by filtration and coagulation processes. **Water Resources and Industry**, v. 3, p. 11-22, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wri.2013.05.002>

COELHO, S. P. *Azospirillum brasilense* no sistema de plantio direto orgânico e convencional de milho. 2018. 79p. Tese (Doutorado) – Departamento em Fitotecnia - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2018.

COUTINHO, P. W. R.; CADORIN, D. A.; NORETO, L. M.; GONÇALVES JÚNIOR, A. C. Alternativas de remediação e descontaminação de solos: biorremediação e fitorremediação. **Nucleus**, v. 12, n. 1, p. 59-68, 2015. DOI: <https://doi.org/10.3738/1982.2278.1400>

COVINGTON, A. D. Modern tanning chemistry. **Chemical Society Reviews journal**, v. 26, n.2, p. 111-126, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1039/CS9972600111>

DABIR, A.; HEIDARI, P.; GHORBANI, H.; EBRAHIMI, A. Cadmium and lead removal by new bacterial isolates from coal and aluminum mines. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, p. 8297-8304, 2019. DOI: 10.1007/s13762-019-02303-9

DARDANELLI, M. S.; MANYANI, H.; GONZÁLEZ-BARROSO, S.; RODRÍGUEZ-CARVAJAL, M. A.; GIL-SERRANO, A. M.; ESPUNY, M. R.; LÓPEZ-BAENA, F. J.; BELLOGÍN, R. A.; MEGÍAS, M.; OLLERO, F. J. Effect of the presence of the plant growth promoting rhizobacterium (PGPR) *Chryseobacterium balustinum* Aur9 and salt stress in the pattern of flavonoids exuded by soybean roots. **Plant and Soil**, v. 328, p. 483-493, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0127-6>

DARGO, H.; AYALEW, A. Tannery Waste Water Treatment: A Review. **International Journal of Emerging Trends in Science and Technology**, v. 1, n. 9, p. 1488-1494, 2014. Corpus ID: 129884268

DICKINSON, N. Phytoremediation. **Encyclopedia of Applied Plant Sciences**, v. 3, p. 327-331, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394807-6.00016-2>

DIXIT, S.; YADAV, A.; DWIVEDI, P. D.; DAS, M. Toxic hazards of leather industry and technologies to combat threat: a review. **Journal of Cleaner Production**, v. 87, p. 39-49, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.10.017>

DOTRO, G.; CASTRO, S.; TUJCHNEIDER, O.; PIOVANO, N.; PARIS, M.; FAGGI, A.; PALAZOLO, P.; LARSEN, D.; FITCH, M. Performance of pilot-scale constructed wetlands for secondary treatment of chromium-bearing tannery wastewaters. **Journal of Hazardous Materials**, v. 239-240, p. 142-151, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.08.050>

DU, F.; RUAN, G.; LIU, H. Analytical methods for tracing plant hormones. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 403, p. 55-74, 2012. DOI: [10.1007/s00216-011-5623-x](https://doi.org/10.1007/s00216-011-5623-x)

DU, L.; TRINH, X.; CHEN, Q.; WANG, C.; WANG, H.; XIA, X.; ZHOU, Q.; XU, D.; WU, Z. Enhancement of microbial nitrogen removal pathway by vegetation in integrated vertical-flow constructed wetlands (IVCWs) for treating reclaimed water. **Bioresource Technology**, v. 249, p. 644-651, 2018. DOI: [10.1016/j.biortech.2017.10.074](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.10.074)

ELABBAS, S.; OUAZZANI, N.; MANDI, L.; BERREKHIS, F.; PERDICAKIS, M.; PONTVIANNE, S.; PONS, M-N.; LAPICQUE, F.; LECLERC, J-P. Treatment of highly concentrated tannery wastewater using electrocoagulation: Influence of the quality of aluminium used for the electrode. **Journal of Hazardous Materials**, v. 319, p. 69-77, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.12.067>

ELEFTHERIOU, E. P.; ADAMAKIS, L-D.; PANTERIS, E.; FATSIOU, M. Chromium-Induced Ultrastructural Changes and Oxidative Stress in Roots of *Arabidopsis thaliana*. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 16, n. 7, 15852-15871, 2015. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijms160715852>

ETESAMI, H.; MAHESHWARI, D.K. Use of plant growth promoting rhizobacteria (PGPRs) with multiple plant growth promoting traits in stress agriculture: action mechanisms and future prospects. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 156, p. 225-246, 2018. DOI: [10.1016/j.ecoenv.2018.03.013](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.03.013)

EYIDOĞAN, F.; OZ, M. T.; YUCEL, M.; OKTEM, H. A. Signal Transduction of Phytohormones Under Abiotic Stresses. **Phytohormones and Abiotic Stress Tolerance in Plants**, p. 1-48, 2012. DOI: [10.1007/978-3-642-25829-9_1](https://doi.org/10.1007/978-3-642-25829-9_1)

EZENWE, U. et al. **Technological Capability in the Nigerian Leather Industry: A Firm-Level Case Study**. African Technology Policy Studies Network, Nairobi, Kenya, n. 26, 2001.

FALCÃO, L.; ARAÚJO, M. E. M. Vegetable Tannins Used in the Manufacture of Historic Leathers. **Molecules**, v. 23, p. 81-120, 2018. DOI: [10.3390/molecules23051081](https://doi.org/10.3390/molecules23051081)

FARAG, A. M.; MAY, T.; MARTY, G. D.; EASTON, M.; HARPER, D. D.; LITTLE, E. E.; CLEVELAND, L. The effect of chronic chromium exposure on the health of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). **Aquatic Toxicology**, v. 76, p. 246-257, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.09.011>

FARH, M. E-A.; KIM, Y-J.; SUKWEENADHI, J.; SINGH, P.; YANG, D-C. Aluminium resistant, plant growth promoting bacteria induce overexpression of Aluminium stress related genes in *Arabidopsis thaliana* and increase the ginseng tolerance against Aluminium stress. **Microbiological Research**, v. 200, p. 45-52, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.micres.2017.04.004>

FAWAD, M.; YOUSAFZAI, A. M.; HASSEB, A.; REHMAN, H. U.; AFRIDI, A. J.; AKTAR, N.; SAEED, K.; USMAN, K. Acute toxicity and bioaccumulation of chromium in gills, skin and intestine of gold fish (*Carassius auratus*). **Bulletin of Environment, Pharmacology and Life Sciences**, v. 6, p. 48-55, 2016. DOI: <https://www.entomoljournal.com/archives/2017/vol5issue1/PartH/4-6-159-101.pdf>

FERNANDO, V. A. K.; WEERASENA, J.; LAKRAJ, G. P.; PERERA, I. C.; DANGALLE, C. D.; HANDUNNETTI, S.; PREMAWANSA, S.; WIJESINGHE, M. R. Lethal and sub-lethal effects on the Asian common toad *Duttaphrynus melanostictus* from exposure to hexavalent chromium. **Aquatic Toxicology**, v. 177, p.98-105, 2016. DOI: 10.1016/j.aquatox.2016.05.017

FIA, F. R.; MATOS, A. T.; FIA, R.; BORGES, A. C. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 303-311, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016123972>

FUKAMI, J.; CERZINI, P.; HUNGRIA, M. *Azospirillum*: benefits that go far beyond biological nitrogen fixation. **AMB Express**, v. 8, p.73, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13568-018-0608-1>

GABBALLAH, M. S.; ABDELWAHAB, O.; BARAKAT, K. M.; STEFANAKIS, A. I. A pilot system integrating a settling technique and a horizontal subsurface flow constructed wetland for the treatment of polluted lake water. **Chemosphere**, v. 295, 133844, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133844>

GADD, G. M. Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation. **Microbiology**, v. 156, p. 609-643, 2010. DOI: 10.1099/mic.0.037143-0

GARCÍA-VALERO, A.; MARTÍNEZ-MARTÍNEZ, S.; FAZ, A.; TERRERO, M. A.; MUÑOZ, M. A.; GÓMEZ-LÓPEZ, M. D.; ACOSTA, J. A. Treatment of wastewater from the Tannery Industry in a Constructed Wetland Planted with *Phragmites australis*. **Agronomy**, v. 10, n. 2, p. 176, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy10020176>

GHANI, A. Effect of chromium toxicity on the growth and mineral composition of Brown mustard (*Brassica juncea* L.). *Egyptian Academic Journal of Biological Sciences*, v. 2, n. 1, p. 9-15, 2017. DOI: 10.21608/EAJBSH.2011.17007

GIACCHERINI, F.; MUNZ, G.; DOCKHORN, T.; LUBELLO, C.; ROSSO, D. Carbon and energy footprint analysis of tannery wastewater treatment: a global overview. **Water Resources and Industry**, v.17, p. 43-52, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wri.2017.03.001>

GUO, D.; REN, C.; ALI, A.; DU, J.; ZHANG, Z.; LI, R.; ZHANG, Z. Streptomyces pactum and sulfur mediated the antioxidant enzymes in plant and phytoextraction of potentially toxic elements from a smelter-contaminated soils. **Environmental Pollution**, v. 251, p. 37-44, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.051>

GUTTERRES, M.; BENVENUTI, J.; FONTOCRA, J. T. Characterization of raw wastewater from tanneries. **Journal of the Society of Leather Technologists and Chemists**, v. 99, n.6, p. 280-287, 2015. DOI: 100998003

HANSEN, E.; DE AQUIM, P. M.; GUTTERRES, M. Environmental assessment of water, chemicals and effluents in leather post-tanning process: A review. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 89, 106597, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2021.106597>

HARRISON, M. A. Cross-Talk Between Phytohormone Signaling Pathways Under Both Optimal and Stressful Environmental Conditions. **Phytohormones and Abiotic Stress Tolerance in Plants**, p. 49-76, 2012. DOI: 10.1007/978-3-642-25829-9_2

HU, J.; MENG, D-L.; LIU, X-D.; LIANG, Y-L.; YIN, H-Q.; LIU, H-W. Response of soil fungal community to long-term chromium contamination. **Transactions of Nonferrous Metals Society of China**, v. 28, p. 1838-1846, 2018. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1003-6326\(18\)64828-9](https://doi.org/10.1016/S1003-6326(18)64828-9)

HUNGRIA, M.; CAMPO, R. J.; SOUZA, E. M.; PEDROSA, F. O. Inoculation with selected strains of *Azospirillum brasilense* and *A. lipoferum* improves yields of maize and wheat in Brazil. **Plant and Soil**, v. 331, p. 413-425, 2010. DOI:10.1007/s11104-009-0262-0

ILOU, I.; SOUABI, S.; KHALID, D. Quantification of Pollution Discharges from Tannery Wastewater and Pollution Reduction by Pre-Treatment Station. **International Journal of Science and Research (IJSR)**, v. 3, n. 5, p. 1706-1715, 2014. DOI: 53363288

ISMAIL, N. I.; ABDULLAH, S. R. S.; IDRIS, M.; KURNIAWAN, S. B.; HALMI, M. I. E.; SBANI, N. H. AL.; JEHWAWI, H.; HASAN, H. A. Applying rhizobacteria consortium for the enhancement of *Scirpus grossus* growth and phytoaccumulation of Fe and Al in pilot constructed wetlands. **Journal of Environmental Management**, v. 267, p.110643, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110643>

ISRAR, M.; JEWELL, A.; KUMAR, D.; SAHI, S. V. Interactive effects of lead, copper, nickel and zinc on growth, metal uptake and antioxidative metabolism of *Sesbania drummondii*. **Journal of Hazardous Materials**, v. 186, n2-3, p. 1520-1526, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.12.021>

JÁCOME, R. L. R. P.; LOPES, D. E. S.; RECIO, R. A.; MACEDO, J. F.; OLIVEIRA, A. B. Caracterização farmacognóstica de *Polygonum hydropiperoides* Michaux e *P. spectabile* (Mart.) (Polygonaceae). **Revista Brasileira de Farmacognosia**, v.14, n.1, p. 21-27, 2004. DOI:10.1590/S0102-695X2004000100004

JAISHANKAR, M.; TSETEN, T.; ANBALAGAN, N.; MATHEW, B. B.; BEEREGOWDA, K. N. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. **Interdisciplinary Toxicology**, v. 7, p. 60-72, 2014. DOI: 10.2478/intox-2014-0009

JIA, X.; ZHANG, B.; CHEN, W.; FENG, B.; GUO, P. Development of phytoremediator screening strategy and exploration of *Pennisetum* aided chromium phytoremediation mechanisms in soil. **Chemosphere**, v. 289, 133160, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133160>

- JORDÃO, L. S. B.; MORIM, M. P.; BAUMGRATZ, J. F. A. Trichomes in Mimosa (Leguminosae): Towards a characterization and a terminology standardization. **Flora**, v. 272, 151702, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151702>
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. (2nd ed.), CRC Press, Florida, p. 1016, 2009.
- KANAGARAJ, G.; ELANGO, L. Chromium and fluoride contamination in groundwater around leather tanning industries in southern India: implications from stable isotopic ratio $\delta^{53}\text{Cr}/\delta^{52}\text{Cr}$, geochemical and geostatistical modelling. **Chemosphere**, v. 220, p. 943-953, 2019. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2018.12.105](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.105)
- KANDASAMY, K.; THARMALINGAM, K.; VELUSAMY, S. Treatment of tannery effluent using sono catalytic reactor. **Journal of Water Process Engineering**, v. 15, p. 72-77, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2016.09.001>
- KASHYAP, G. C.; SHARMA, S. K.; SINGH, S. K. Prevalence and predictors of asthma, tuberculosis and chronic bronchitis among male tannery workers: A study of Kanpur City, India. **Clinical Epidemiology and Global Health**, v. 9, p. 71-77, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cegh.2020.07.002>
- KHALID, S.; SHAHID, M.; NIAZI, N. K.; MURTAZA, B.; BIBI, I.; DUMAT, C. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 182, p. 247-268, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.021>
- KHAN, I.; IQBAL, M.; SHAFIQ, F. Phytomanagement of lead-contaminated soils: critical review of new trends and future prospects. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, p. 6473-6488, 2019. DOI: [10.1007/s13762-019-02431-2](https://doi.org/10.1007/s13762-019-02431-2)
- KHELLAF, N.; ZERDAOUI, M. Phytoaccumulation of zinc using the duckweed *Lemna gibba* L.: effect of temperature, pH and metal source. **Desalination and Water Treatment**, v. 51, p. 5755-5760, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1080/19443994.2012.761162>
- KOSLOVA, T. A.; HARDY, B. P.; KRISHNA, P.; LEVIN, D. B. Effect of phytohormones on growth and accumulation of pigments and fatty acids in the microalgae *Scenedesmus quadricauda*. **Algal Research**, v. 27, p. 325-334, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.09.020>
- KUMAR, V.; CHOPRA, A. Toxicity of chromium in agricultural crops with respect to its chemical speciation – a review. **World Applied Sciences Journal**, v. 33, p. 944-969, 2015. DOI: [10.5829/idosi.wasj.2015.33.06.9533](https://doi.org/10.5829/idosi.wasj.2015.33.06.9533)
- LEE, C.; FLETCHER, T.; SUN, G. Nitrogen removal in constructed wetland systems. **Engineering in Life Sciences**, v. 9, n. 1, p. 11-22, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1002/elsc.200800049>
- LI, Y.; ZHANG, J.; ZHU, G.; LIU, Y.; WU, B.; NG, W. J.; APPAN, A.; TAN, S. K. Phytoextraction, phytotransformation and rhizodegradation of ibuprofen associated with *Typha angustifolia* in a horizontal subsurface flow constructed wetland. **Water Research**, v.

102, p. 294-304, 2016. DOI: 10.1016/j.watres.2016.06.049

LIU, J.; ZHANG, X-H.; YOU, S-H.; WU, Q-X.; CHEN, S-M.; ZHOU, K-N. Cr (VI) removal and detoxification in constructed wetlands planted with *Leersia hexandra* Swartz. **Ecological Engineering**, v.71, p.36-40, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.047>

LIU, Y.; CHEN, X.; WANG, X.; FANG, Y.; ZHANG, Y.; HUANG, M.; ZHAO, H. The influence of different plant hormones on biomass and starch accumulation of duckweed: A renewable feedstock for bioethanol production. **Renewable Energy**, v. 138, p. 659-665, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.01.128>

LIU, J.; XUE, J.; WEI, X.; SU, H.; XU, R. Optimization of Cr⁶⁺ removal by *Bacillus subtilis* strain SZMC 6179J from chromium-containing soil. **Indian Journal of Microbiology**, v. 60, n. 4, p. 430-435, 2020. DOI: 10.1007/s12088-020-00886-3

LONG, H.; HUANG, X.; LIAO, Y.; DING, J. Recovery of Cr (VI) from tannery sludge and chrome-tanned leather shavings by Na₂CO₃ segmented calcination. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, p. 105026, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105026>

MA, Y.; RAJKUMAR, M.; MORENO, A.; ZHANG, C.; FREITAS, H. Serpentine endophytic bacterium *Pseudomonas azotoformans* ASS1 accelerates phytoremediation of soil metals under drought stress. **Chemosphere**, v. 185, p. 75-85, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.135>

MA, L.; XU, J.; CHEN, N.; LI, M.; FENG, C. Microbial reduction fate of chromium (Cr) in aqueous solution by mixed bacterial consortium. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 170, p. 763-770, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.041>

MACEDO, J. F. Fenologia da floração das plantas invasoras no campus-Pampulha da UFMG. *Daphne*: **Rev. do Herbário PAMG, EPAMIG**. v.5, n.4, p. 15-27, 1995.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; DUNLAP, P. V.; CLARK, D. P. **Microbiologia de Brock**. 12^a ed, Porto Alegre: Artmed, 2010, 1160p.

MAKAROVA, A.; NIKULINA, E.; TSIRULNIKOVA, N.; AVDEENKOVA, T.; PISHCHAEVA, K. V. Potential of S-containing and P-containing complexones in improving phytoextraction of mercury by *Trifolium repens* L. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v.28, n.5, p. 3037-3048, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2021.02.045>

MALAVIYA, P.; SINGH, A. Constructed wetlands for management of urban stormwater runoff. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 42, p. 2153-2214, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.574107>

MARTINS, A.; REISSMANN, C.; BOEGER, M. R. T.; OLIVEIRA, E. B. D.; FAVARETTO, N. Efficiency of *Polygonum hydropiperoides* for phytoremediation of fish pond effluents enriched with N and P. **Journal - Aquatic Plant Management Society**, v.48, p.116-120, 2010. DOI: Corpus ID: 90726074

MATHUR, S.; KALAJI, H. M.; JAJOO, A. Investigation of deleterious effects of chromium phytotoxicity and photosynthesis in wheat plant. **Photosynthetica**, v.54, p. 185-192, 2016. DOI: 10.1007/s11099-016-0198-6

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; MIRANDA, S. T.; SOUZA, T. D.; COSTA, L. M. Key factors in the clogging process of horizontal subsurface flow constructed wetlands receiving anaerobically treated sewage. **Ecological Engineering**, v. 106, p. 588-596, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.013>

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; DIAS, D. F. C. Colmatção e desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial ao longo de oito anos de operação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 6, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018175770>

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; ARANHA, P. R. A.; SANTOS, M. A.; PESSOA, F. D. B.; VIOLA, P. D. D. Clogging in constructed wetlands: Indirect estimation of medium porosity by analysis of ground-penetrating radar images. **Science of The Total Environment**, v. 676, p. 333-342, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.168>

MELO, E. Polygonaceae da cadeia do espinhaço, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 14, n. 3, p. 273-300, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062000000300006>

MILANI, M.; MARZO, A.; TOSCANO, A.; CONSOLI, S.; CIRELLI, G. L.; VENTURA, D.; BARBAGALLO, S. Evapotranspiration from horizontal subsurface flow constructed wetlands planted with different perennial plant species. **Water**, v. 11, 2159, 2019. DOI: 10.3390/w11102159

MOKTADIR, M. A.; RAHMAN, T.; RAHMAN, M. H.; ALI, S. M.; PAUL, S. K. Drivers to sustainable manufacturing practices and circular economy: a perspective of leather industries in Bangladesh. **Journal of Cleaner Production**, v. 174, p. 1366-1380, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.063>

MORAL, R.; PEDRENO, J. N.; GOMEZ, P. I.; MATAIX, J. Effects of chromium on the nutrient element content and morphology of tomato. **Journal of Plant Nutrition**, v. 18, n. 4, p. 815-822, 1995. DOI: <https://doi.org/10.1080/01904169509364940>

MUTHUKKAUPPAN, M.; PARTHIBAN, P. A study on the physicochemical characteristics of tannery effluents collected from Chennai. **International Research Journal of Engineering and Technology (IRJET)**, v. 5, n. 3, p.24-28, 2018. DOI: <https://www.irjet.net/archives/V5/i3/IRJET-V5I304.pdf>

NADEEM, S. M.; ZAHIR, Z. A.; NAVEED, M.; ASGHAR, H. N.; ARSHAD, M. Rhizobacteria Capable of Producing ACC-deaminase May Mitigate Salt Stress in Wheat. **Soil Science Society of America Journal**, v. 74, n. 2, p. 533-542, 2010. DOI: DOI:10.2136/sssaj2008.0240

NATASHA.; SHAHID, M.; KHALID, S.; MURTAZA, B.; ANWAR, H.; SHAH, A. H.; SARDAR, A.; SHABBIR, Z.; NIAZI, N. K. A critical analysis of wastewater use in

agriculture and associated health risks in Pakistan. **Environmental Geochemistry and Health**, p.1-20, 2020. DOI: 10.1007/s10653-020-00702-3

NIVALA, J.; BOOG, J.; HEADLEY, T.; AUBRON, T.; WALLACE, S.; BRIX, S. M.; AFFERDEN, M. V.; MÜLLER, R. A. Side-by-side comparison of 15 pilot-scale conventional and intensified subsurface flow wetlands for treatment of domestic wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 658, p. 1500-1513, 2019a. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.165

NIVALA, J.; ABDALLAT, G.; AUBRON, T.; AL-ZREIQAT, I.; ABBASSI, B.; WU, G-M.; AFFERDEN, M. V.; MÜLLER, R. A. Vertical flow constructed wetlands for decentralized wastewater treatment in Jordan: Optimization of total nitrogen removal. **Science of The Total Environment**, v. 671, p. 495-504, 2019b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.376>

NOVOTNIK, B.; ŠČANČAR, J.; MILAČIČ, R.; FILIPIČ, M.; ŽEGURA, B. Cytotoxic and genotoxic potential of Cr (VI), Cr (III)-nitrate and Cr (III)-EDTA complex in human hepatoma (HepG2) cells. **Chemosphere**, v. 154, p. 124-131, 2016. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.03.118

NÚÑEZ, S. E. R.; NEGRETE, J. L. M.; RIOS, J. E. A.; HADAD, H. R.; MAINE, M. A. Hg, Cu, Pb, Cd, and Zn accumulation in macrophytes growing in tropical wetlands. **Water, Air, & Soil Pollution**, v.216, p. 361-373, 2011. DOI:10.1007/s11270-010-0538-2

OLIVEIRA, H. Chromium as an Environmental Pollutant: Insights on Induced Plant Toxicity. **Journal of Botany**, v. 2012, 375843, 2012. DOI:10.1155/2012/375843

OLIVEIRA, A. L. M.; BARBOSA, M.; LIMA, K.; DOS SANTOS, O. Aplicações da biodiversidade bacteriana do solo para a sustentabilidade da agricultura. **BBR - Biochemistry and Biotechnology Reports**, v. 3, n. 1, p. 56-77, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.5433/2316-5200.2014v3n1p56>

PEI, Y.; YU, Z.; JI, J.; KHAN, A.; LI, X. Microbial community structure and function indicate the severity of chromium contamination of the yellow river. **Frontiers in Microbiology**, v. 9, p. 38, 2018. DOI: 10.3389/fmicb.2018.00038

PELEG, Z.; BLUMWALD, E. Hormone balance and abiotic stress tolerance in crop plants. **Current Opinion in Plant Biology**, v. 14, n. 3, p. 290-295, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2011.02.001>

PENG, Z. F.; STRACK, D.; BAUMERT, A.; SUBRAMANIAM, R.; GOH, N. K.; CHIA, T. F.; TAN, S. N.; CHIA, L. S. Antioxidant flavonoids from leaves of *Polygonum hydropiper* L. **Phytochemistry**, v. 62, n.2, p. 219-228, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0031-9422\(02\)00504-6](https://doi.org/10.1016/S0031-9422(02)00504-6)

PENG, H.; DE BASHAN, L. E.; BASHAN, Y.; HIGGINS, B. T. Indole-3-acetic acid from *Azospirillum brasilense* promotes growth in green algae at the expense of energy storage products. **Algal Research**, v. 47, p. 101845, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.101845>

PRASAKTI, L.; MELYTA, D.; SARTO.; PRASETYA, A. Subsurface flow constructed wetland model for phytoremediation of chromium from tannery wastewater using *Echinodorus palaeifolius*. **Earth and Environmental Science**, v. 963, p. 012057, 2022. DOI:10.1088/1755-1315/963/1/012057

POSTHUMA, L.; ALTENBURGER, R.; BACKHAUS, T.; KORTENKAMP, A.; MÜLLER, C.; FOCKS, A.; DE ZWART, D.; BRACK, W. Improved component-based methods for mixture risk assessment are key to characterize complex chemical pollution in surface waters. **Environmental Sciences Europe**, v. 31, p. 1-11, 2019. DOI:10.1186/s12302-019-0246-5

PUSHKAR, B.; SEVAK, P.; PARAB, S.; NILKANTH, N. Chromium pollution and its bioremediation mechanisms in bacteria: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 287, p. 1-20, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112279>

RAKJUMAR, M.; BRUNO, L. B.; BANU, R. Alleviation of environmental stress in plants: The role of beneficial *Pseudomonas spp.* **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 47, p. 372-407, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1318619>

RAMÍREZ, S.; TORREALBA, G.; CUICAS-LAMEDA, E.; QUINTERO-MOLINA, L.; STEFANAKIS, A. I.; SIERRA-PIRE, M. C. Investigation of pilot-scale constructed wetlands treating simulated pre-treated tannery wastewater under tropical climate. **Chemosphere**, v. 234, p. 496-504, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.081>

RAMOS, N, de F, S.; BORGES, A. C.; GONÇALVES, G. C.; MATOS, A. T. Swine wastewater treatment in constructed wetlands cultivated with *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* on expanded clay bed. **Revista de Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n.1, p.123-132, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1413-4152201687067>

RAO, P.; PATIL, Y. Reconsidering the Impact of Climate Change on Global Water Supply, Use, and Management. **IGI Global**, p. 430, 2016. DOI: 10.4018/978-1-5225-1046-8

RIGGIO, V. A.; RUFFINO, B.; CAMPO, G.; COMINO, E.; COMOGLIO, M.; ZANETTI, M. Constructed wetlands for the reuse of industrial wastewater: A case-study. **Journal of Cleaner Production**, v. 171, p. 723-732, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.081>

ROCHA, F. R.; PAPINI-TERZI, F. S.; NISHIYAMA JR, M. Y.; VENCIO, R. Z.; VICENTINI, R.; DUARTE, R. D.; DE ROSA, V. E.; VINAGRE, F. J. R.; BARSALOBRES, C.; MEDEIROS, A. H.; RODRIGUES, F. A.; ULIAN, E. C.; ZINGARETTI, S. M.; GALBIATTI, J. A.; ALMEIDA, R. S.; FIGUEIRA, A. V.; HEMERLY, A. S.; SILVA-FILHO, M. C.; MENOSSI, M.; SOUZA, G. M. Signal transduction-related responses to phytohormones and environmental challenges in sugarcane. **BMC Genomics**, v. 8, 71, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1186/1471-2164-8-71>

RODRIGUES, F. A.; DE LAIA, M. L.; ZINGARETTI, S. M. Analysis of gene expression profiles under water stress in tolerant and sensitive sugarcane plants. **Plant Science**, v. 176, n. 2, p. 286-302, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2008.11.007>

- RODRIGUEZ, J.; OCHANDO-PULIDO, J.M.; MARTINEZ-FEREZ, A. The effect of pH in tannery wastewater by Fenton vs. heterogeneous Fenton process. **Chemical Engineering Transactions**, v.73, p.205-210, 2019. DOI:10.3303/CET1973035
- ROMERO-PUERTAS, M. C.; RODRÍGUEZ-SERRANO, M.; CORPAS, F. J.; GÓMEZ, M.; DEL RÍO, L. A.; SANDALIO, L. M. Cadmium-induced subcellular accumulation of O₂- and H₂O₂ in pea leaves. **Plant, Cell and Environment**, v. 27, n. 9, p. 1122–1134, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2004.01217.x>
- SAID, N. S. M.; ABDULLAH, S. R. S.; ISMAIL, N. I.; HASAN, H. A.; OTHMAN, A. R. Phytoremediation of real coffee industry effluent through a continuous two-stage constructed wetland system. **Environmental Technology & Innovation**, v. 17, p. 1-12, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100502>
- SALEM, F. Y.; PARKERTON, T. F.; LEWIS, R. V.; HUANG, J. H.; DICKSON, K. L. Kinetics of chromium transformations in the environment. **Science of the Total Environment**, v. 86, n. 1-2, p. 25-41, 1989. DOI: 10.1016/0048-9697(89)90190-3
- SARWAR, N.; IMRAN, M.; SHAHEEN, M. R.; ISHAQUE, W.; KAMRAN, M. A.; MATLOOB, A.; REHIM, A.; HUSSAIN, S. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: modifications and future perspectives. **Chemosphere**, v. 171, p. 710-721, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.116>
- SAXENA, G.; CHANDRA, R.; BHARAGAVA, R. Environmental Pollution, Toxicity Profile and Treatment Approaches for Tannery Wastewater and Its Chemical Pollutants. **Reviews of environmental contamination and toxicology**, v. 240, p.31-69, 2017. DOI: 10.1007/398_2015_5009
- SAWALHA, H.; ALSHARABATY, R.; SARSOUR, S.; AL-JABARI, M. Wastewater from leather tanning and processing in Palestine: Characterization and management aspects. **Journal of Environmental Management**, v. 251, p. 1-8, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109596>
- SCHÜCK, M.; GREGER, M. Screening the capacity of 34 wetland plant species to remove heavy metals from water. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n.13, 4623, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph17134623>
- SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E. Brazilian experiences with constructed wetlands applied to wastewater treatment: design parameters for horizontal systems. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n.1, p. 151-158, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000096615>
- SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. P.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Brazilian experiences with constructed wetlands applied to wastewater treatment: design parameters for horizontal systems. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n.1, p. 151-158, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000096615>

SHARMA, D. C.; CHATTERJEE, C.; SHARMA, C. P. Chromium accumulation and its effects on wheat (*Triticum aestivum* L. cv. HD 2204) metabolism. **Plant Science**, v. 111, p. 145-151, 1995. DOI: 10.1016/0168-9452(95)04230-R

SHARMA, R.; MALAVIYA, P. Constructed wetlands for textile wastewater remediation: A review on concept, pollutant removal mechanisms, and integrated technologies for efficiency enhancement. **Chemosphere**, v. 290, 133358, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133358>

SHIAU, Y.-J.; DHAM, V.; TIAN, G.; CHIU, C.-Y. Factors influencing removal of sewage nitrogen through denitrification in mangrove soils. **Wetlands**, v. 36, n.4, p.621-630, 2016. DOI: 10.1007/s13157-016-0770-7

SRINATH, T.; VERMA, T.; RAMTEKE, P. W.; GARG, S. K. Chromium (VI) biosorption and bioaccumulation by chromate resistant bacteria. **Chemosphere**, v. 48, p. 427-435, 2002. DOI: 10.1016/s0045-6535(02)00089-9

SRIVASTAVA, P.; ABBASSI, R.; YADAV, A. K.; GARANIYA, V.; KUMAR, N.; KHAN, S. J.; LEWIS, T. Enhanced chromium (VI) treatment in electroactive constructed wetlands: Influence of conductive material. **Journal of Hazardous Materials**, v. 387, 121722, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121722>

SULTANA, M.-Y.; CHOWDHURY, A. K. MD. M. B.; MICHAILIDES, M. K.; AKRATOS, C. S.; TEKERLEKOPOULOU, A. G.; VAYENAS, D. V. Integrated Cr (VI) removal using constructed wetlands and composting. **Journal of Hazardous Materials**, v. 281, p. 106-113, 2015a. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2014.06.046

SULTANA, M.-Y.; MOURTI, C.; TATOULIS, T.; AKRATOS, C. S.; TEKERLEKOPOULOU, A. G.; VAYENAS, D. V. Effect of hydraulic retention time, temperature, and organic load on a horizontal subsurface flow constructed wetland treating cheese whey wastewater. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 91, n.3, p. 726-732, 2015b. DOI: <https://doi.org/10.1002/jctb.4637>

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Toxicological Review of Hexavalent Chromium**, 1998.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). **Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater Treatment**. EPA625/R-99/010. USEPA Office of Research and Development, Washington, D.C, 2000.

TERFIE, T. A.; ASFAW, S. L. Evaluation of selected wetland plants for removal of chromium from tannery wastewater in constructed wetlands, Ethiopia. **African Journal of Environmental Science and Technology**, v. 9, n. 5, p. 420-427, 2015. DOI: 10.5897/AJEST2014.1793

TANGAHU, B. V.; ABDULLAH, S. R. S.; BASRI, H.; IDRIS, M.; ANUAR, N.; MUKHLISIN, M. A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. **International Journal of Chemical Engineering**, v. 2011, p. 1-31, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1155/2011/939161>

TARKOWSKÁ, D.; NOVÁK, O.; FLOKOVÁ, K.; TARKOWSKI, P.; TUREČKOVÁ, V.; GRÚZ, J.; ROLČÍK, J.; STRNAD, M. Quo vadis plant hormone analysis? **Planta**, v. 240, p. 55-76, 2014. DOI: 10.1007/s00425-014-2063-9

TATOULIS, T.; AKRATOS, C. S.; TEKERLEKOPOULOU, A. G.; VAYENAS, D. V.; STEFANAKIS, A. I. A novel horizontal subsurface flow constructed wetland: Reducing area requirements and clogging risk. **Chemosphere**, v. 186, p. 257-268, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.151>

TRUU, M.; JUHANSON, J.; TRUU, J. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. **Science of The Total Environment**, v. 407, n. 13, p. 3958-3971, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.036>

TÜRKER, O. C.; YAKAR, A. A hybrid constructed wetland combined with microbial fuel cell for boron (B) removal and bioelectric production. **Ecological Engineering**, v. 102, p. 411-421, 2017. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2017.02.034

ULLAH, A.; MUSHTAQ, H.; ALI, H.; MUNIS, M. F. H.; JAVED, M. T.; CHAUDHARY H. J. Diazotrophs-assisted phytoremediation of heavy metals: a novel approach. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 4, p. 2505-2514, 2010. DOI: 10.1007/s11356-014-3699-5

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed Wetland”) para tratamento de esgoto: Contribuições para concepção e operação**. 2003. 210p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

VAMERALI, T.; BANDIERA, M.; HARTLEY, W.; CARLETTI, P.; MOSCA, G. Assisted phytoremediation of mixed metal(loid)-polluted pyrite waste: effects of foliar and substrate IBA application on fodder radish. **Chemosphere**, v. 84, n. 2, p. 213-219, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.04.052>

VERMA, R.; SUTHAR, S. Performance assessment of horizontal and vertical surface flow constructed wetland system in wastewater treatment using multivariate principal component analysis. **Ecological Engineering**, v. 116, p. 121-126, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.02.022>

VO, T-D-H.; DO, T-B-N.; BUI, X-T.; NGUYEN, V-T.; NGUYEN, D-D.; STHIANNOPKAO, S.; LIN, C. Improvement of septic tank effluent and green coverage by shallow bed wetland roof system. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 124, p. 138-145, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.05.012>

VO, T-D-H.; BUI, X-T.; LIN, C.; NGUYEN, V-T.; HOANG, T-K-D.; NGUYEN, H-H.; NGUYEN, P-D.; NGO, H. H.; GUO, W. A mini-review on shallow-bed constructed wetlands: a promising innovative green roof. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 12, p.38-47, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2019.09.004>

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. **Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil**. **Boletim Wetlands Brasil**, Edição Especial, dezembro/2018. 65 p. ISSN 2359- 0548, 2018. Disponível em: <<http://gesad.ufsc.br/boletins/>>.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 724-751, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.034>

VYMAZAL, J.; BŘEZINOVÁ, T. Heavy metals in plants in constructed and natural wetlands: concentration, accumulation and seasonality. **Water Science and Technology**, v. 71, p. 268-276, 2016. DOI: [10.2166/wst.2014.507](https://doi.org/10.2166/wst.2014.507)

WALKER, V.; COUILLEROT, O.; FELTEN, A. V.; BELLVERT, F.; JANSA, J.; MAURHOFER, M.; BALLY, R.; MOËNNE-LOCCOZ, Y.; COMTE, G. Variation of secondary metabolite levels in maize seedling roots induced by inoculation with *Azospirillum*, *Pseudomonas* and *Glomus* consortium under field conditions. **Plant and Soil**, v. 356, p. 151-163, 2012. DOI: [10.1007/s11104-009-0262-0](https://doi.org/10.1007/s11104-009-0262-0)

WEIJERS, D.; NEMHAUSER, J.; YANG, Z. Auxin: small molecule, big impact. **Journal of Experimental Botany**, v. 69, n. 2, p. 133–136, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1093/jxb/erx463>

WU, S.; WALLACE, S.; BRIX, H.; KUSCHK, P.; KIRUI, W. K.; MASI, F.; DONG, R. Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: Challenges, operational strategies and overall performance. **Environmental Pollution**, v. 201, p. 107-120, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.03.006>

WU, Y.; MA, L.; LIU, Q.; SIKDER, MD. M.; VESTERGARD, M.; ZHOU, K.; WANG, Q.; YANG, X.; FENG, Y. *Pseudomonas fluorescens* promote photosynthesis, carbon fixation and cadmium phytoremediation of hyperaccumulator *Sedum alfredii*. **Science of The Total Environment**, v. 726, 138554, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138554>

XIA, S.; SONG, Z.; JEYAKUMAR, P.; SHAHEEN, S. M.; RINKLEBE, J.; OK, Y. S.; BOLAN, N.; WANG, H. A critical review on bioremediation technologies for Cr (VI)-contaminated soils and wastewater. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 49, n.12, p. 1027-1078, 2019. DOI: [10.1080/10643389.2018.1564526](https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1564526)

XU, X.; NIE, S.; DING, H.; HOU, F. F. Environmental pollution and kidney diseases. **Nature Reviews Nephrology**, v. 14, n. 5, p. 313-324, 2018. DOI: [10.1038/nrneph.2018.11](https://doi.org/10.1038/nrneph.2018.11)

YAASHIKAA, P. R.; KUMAR, P. S.; BABU, V. P. M.; DURGA, R. K.; MANIVASAGAN, V.; SARANYA, K.; SARAVANAN, A. Modelling on the removal of Cr (VI) ions from aquatic system using mixed biosorbent (*Pseudomonas stutzeri* and acid treated Banyan tree bark). **Journal of Molecular Liquids**, v. 279, p. 362-370, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.12.004>

YANG, S.; LI, Q.; CHEN, L.; CHEN, Z.; HU, B.; WANG, H.; WANG, X. Synergistic removal and reduction of U(VI) and Cr (VI) by Fe₃S₄ micro-crystal. **Chemical Engineering Journal**, v. 385, 123909, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123909>

YANG, L.; JON, C-S.; WANG, L.; ZOU, Y.; LIU, L.; RI, H-C.; ZHAO, J.; CUI, M.; SHANG, H-B.; LI, D. Analysis of multiple-phytohormones during fruit development in strawberry by using miniaturized dispersive solid-phase extraction based on ionic liquid-functionalized carbon fibers. **Journal of Food Composition and Analysis**, v. 106, 104262, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2021.104262>

YEBOAH, S. A.; ALLOTEY, A. N. M.; BINEY, E. Purification of industrial wastewater with vetiver grasses (*Vetiveria zizanioides*): The case of food and beverages wastewater in Ghana. **Asian Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 2, p. 1-14, 2015. DOI: Corpus ID: 210990385

YIN, J.; WANG, L.; CHEN, Y.; ZHANG, D.; HEGAZY, A. M.; ZHANG, X. A comparison of accumulation and depuration effect of dissolved hexavalent chromium (Cr⁶⁺) in head and muscle of bighead carp (*Aristichthys nobilis*) and assessment of the potential health risk for consumers. **Food Chemistry**, v. 286, p. 388-394, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2019.01.186>

YOUNAS, F.; NIAZI, N. K.; BIBI, I.; AFZAL, M.; HUSSAIN, K.; SHAHID, M.; ASLAM, Z.; BASHIR, S.; HUSSAIN, M. M.; BUNDSCHUH, J. Constructed wetlands as a sustainable technology for wastewater treatment with emphasis on chromium-rich tannery wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 422, 126926, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126926>

ZACCHINO, S.; SANTECCHIA, C.; LÓPEZ, S.; GATTUSO, S.; MUÑOZ, J. D.; CRUAÑES, A.; VIVOT, E.; CRUAÑES, M. C.; SALINAS, A.; DE RUIZ, R. E.; RUIZ, R. *In vitro* antifungal evaluation and studies on mode of action of eight selected species from the Argentine flora. **Phytomedicine**, v. 5, n. 5, p. 389-395, 1998. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0944-7113\(98\)80022-6](https://doi.org/10.1016/S0944-7113(98)80022-6)

ZAPATER-PEREYRA, M.; LAVRNIĆ, S.; VAN DIEN, F.; VAN BRUGGEN, J. J. A.; LENS, P. N. L. Constructed wetroofs: A novel approach for the treatment and reuse of domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 545-554, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.052>

ZHENG, X-Y.; LU, D.; WANG, M-Y.; CHEN, W.; ZHOU, G.; ZHANG, Y. Effect of chromium (VI) on the multiple nitrogen removal pathways and microbial community of aerobic granular sludge. **Environmental Technology**, v. 39, p. 1682-1696, 2017. DOI: 10.1080/09593330.2017.1337230

ZHENG, Q.; NA, S.; LI, X.; LI, N.; HAI, R.; WANG, X. Acute effects of hexavalent chromium on the performance and microbial community of activated sludge in aerobiotic reactors. **Environmental Technology**, v. 40, p. 1871-1880, 2018. DOI: 10.1080/09593330.2018.1432695