



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA
DOUTORADO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA

LUCIARA MARIA DE ANDRADE

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO TIPO ESTABILIZADO
E EM OPERAÇÃO POR SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS PLANTADOS
COM *Chrysopogon zizanioides*: REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA, METAIS
PESADOS E CAPACIDADE FITOREMEDIADORA**

MOSSORÓ

2024

LUCIARA MARIA DE ANDRADE

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO TIPO ESTABILIZADO
E EM OPERAÇÃO POR SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS PLANTADOS
COM *Chrysopogon zizanioides*: REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA, METAIS
PESADOS E CAPACIDADE FITOREMEDIADORA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Doutor em Manejo de Solo e Água.

Linha de Pesquisa: Tratamento e uso agrícola de resíduos e seus impactos no solo e água

Orientador: Rafael Batista Oliveira, Prof. Dr.

Coorientadora: Solange Aparecida Goularte Dombroski, Prof^a. Dra.

MOSSORÓ

2024

©Todos os direitos estão reservados à Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade da autora, sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996, e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tornar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata, exceto as pesquisas que estejam vinculadas ao processo de patenteamento. Esta investigação será base literária para novas pesquisas, desde que a obra e sua respectiva autora sejam devidamente citadas e mencionados os seus créditos bibliográficos.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Central Orlando Teixeira (BCOT)
Setor de Informação e Referência (SIR)

A553t Andrade, Luciara Maria.
TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO TIPO
ESTABILIZADO E EM OPERAÇÃO POR SISTEMAS ALAGADOS
CONSTRUÍDOS PLANTADOS COM *Chrysopogon zizanioides*: REMOÇÃO DE
MATÉRIA ORGÂNICA, METAIS PESADOS E CAPACIDADE
FITOREMEDIADORA / Luciara Maria Andrade. - 2024.
138 f.: il.

Orientador: Rafael Oliveira Batista.
Coorientadora: Solange Aparecida Goularte Dombroski.
Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural do Semi-árido, Programa de
Pós-graduação em Manejo de Solo e Água, 2024.

1. Aterros sanitários municipais. 2. Tratamento de chorume. 3. Contaminação.
4. Balanço hídrico. 5. Fitorremediação. I. Batista, Rafael Oliveira, orient. II.
Dombroski, Solange Aparecida Goularte, co-orient. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada por sistema gerador automático em conformidade
com AACR2 e os dados fornecidos pelo(a) autor(a).
Biblioteca Campus Mossoró / Setor de Informação e Referência
Bibliotecária: Keina Cristina Santos Sousa e Silva
CRB: 15/120

LUCIARA MARIA DE ANDRADE

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO TIPO ESTABILIZADO
E EM OPERAÇÃO POR SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS PLANTADOS
COM *Chrysopogon zizanioides*: REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA, METAIS
PESADOS E CAPACIDADE FITOREMEDIADORA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Doutor em Manejo de Solo e Água.

Linha de Pesquisa: Tratamento e uso agrícola de resíduos e seus impactos no solo e água

Defendida em: 31 / 07 / 2024.

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **RAFAEL OLIVEIRA BATISTA**
Data: 24/10/2024 16:25:57-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Rafael Oliveira Batista, Prof. Dr. (UFERSA)
Presidente

Documento assinado digitalmente
 **SOLANGE APARECIDA GOULARTE DOMBROSKI**
Data: 24/10/2024 19:33:08-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Solange Aparecida Goularte Dombroski, Prof. Dra. (UFERSA)
Membro Examinador

Documento assinado digitalmente
 **JACINEUMO FALCAO DE OLIVEIRA**
Data: 24/10/2024 19:52:03-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Jacineumo Falcão de Oliveira, Prof. Dr. (UFERSA)
Membro Examinador

Documento assinado digitalmente
 **DANIEL FREITAS FREIRE MARTINS**
Data: 24/10/2024 20:29:05-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Daniel Freitas Freire Martins, Prof. Dr. (UFERSA)
Membro Examinador

Documento assinado digitalmente
 **ANNE GABRIELLA DIAS SANTOS CALDEIRA**
Data: 25/10/2024 07:56:58-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Anne Gabriella Dias Santos Caldeira, Profª Dra. (UERN)
Membro Examinador

*José Francisco de Andrade (In Memoriam),
meu pai, por sempre ter estimulado e
garantido meus estudos.*

Maria de Céu andrade e Lia Flora Andrade Gurgel (com afeto)

AGRADECIMENTOS

Agradeço à vida e às forças do universo pelas oportunidades que sempre tive e pude aproveitar.

Agradeço aos meus familiares, especialmente aos irmãos Vicente Neto e Andrade Junior, ao primeiro pela realização das análises microbiológicas da pesquisa e ao segundo pela elaboração da maquete eletrônica 3D do experimento utilizada na defesa do presente trabalho.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água, ao coordenador, prof. Dr. Daniel Valadão, e estendo o agradecimento a cada professor, professora e servidor da Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, pelo acolhimento.

Em especial, agradeço ao professor Rafael Oliveira Batista, pela generosidade durante a orientação, pela simplicidade, comprometimento e responsabilidade com a “nada fácil” missão de ensinar. Todo o meu respeito pelo privilégio e gratidão pela confiança e convívio.

Agradeço à equipe do Laboratório de Análises de Solo, Água e Plantas do Semiárido – LASAPSA, na qual tive apoio dos amigos e amigas que conquistei em cada etapa do curso e da pesquisa científica.

Às pesquisadoras Taynara Cunha, Paloma Oliveira, Layla Lopes e Dra. Phamella Farias, do Laboratório de Qualidade Ambiental (LQA).

Ao Prof. Dr. Francismar Medeiros, responsável pelo Laboratório de Relação Água e Planta (LRAP), e aos pesquisadores Rodrigo Rafael, Fagner Nogueira, Isabela Clemente, Maik Moraes e Dr. Leonardo Sousa.

Às técnicas Dra. Paula Neitzek e Dra. Maria Valdete e ao técnico Antônio Carlos, do Laboratório de Análises de Solo, Água e Planta (LASAP).

À Profa. Dra. Eulene Francisco e ao pesquisador Éder Rodrigues, responsável pelo Laboratório de Microbiologia e Matéria Orgânica do Solo.

À Profa. Dra. Carolina Malala e aos pesquisadores Helena Moraes e Alcigério Queiroz, do Laboratório de Química e Mineralogia do Solo (LQMS).

À Profa. Dra. Solange Dombroski e ao técnico Adler Lincoln, pelas orientações e contribuições no Laboratório de Saneamento (LASAN).

À técnica Rudna Vieira, do Laboratório de Materiais de Construção (LABMAC).

Ao Prof. Dr Paulo César Moura da Silva, do Laboratório de Geoprocessamento, pelo valioso registro de imagens da área do experimento com VANT (Veículo Aéreo Não Tripulado).

Ao Técnico Bruno Chaves, do Laboratório de Microscopia Eletrônica do Centro de Pesquisas Vegetais do Semiárido (CPVSA), pelas primorosas imagens da Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) dos biofilmes dos SAC-EHSS.

Ao técnico Carlos Antônio, do Laboratório de Matéria Orgânica e Resíduos e de Espectrofotometria Atômica da Universidade Federal de Viçosa (UFV), pelo compromisso de realizar o conjunto análises mais importantes da nossa pesquisa. Seu trabalho foi fundamental.

Ao pesquisador Dr. Joaquim Rolim – Instituto Nacional do Semiárido – INSA, e Dra. Talita Pedrosa - UFERSA/Campus Central Mossoró, sempre atenciosos no auxílio ao tratamento dos dados da pesquisa.

Ao Prof. Dr. Steferson Bezerra de Melo – UFERSA/Campus Angicos, pelo apoio no tratamento estatístico dos dados da pesquisa, e ao Prof. Dr Francisco de Assis (Ticão), pela aferição de dados fisiológicos das plantas do experimento.

Agradeço aos membros da Banca Examinadora Dra. Solange Aparecida Goularte Dombroski, Dr. Jacineumo Falcão de Oliveira, Dr. Daniel Freitas Freire Martins, Dra. Anne Gabriella Dias Santos Caldeira, pelas contribuições valiosas e sempre pertinentes.

Agradeço à Prefeitura Municipal de Mossoró, pela concessão de licença capacitação que me permitiu a conclusão do curso de doutorado, salvaguardando o compromisso de investir na qualificação dos servidores públicos.

Nunca se esqueça que basta uma crise política, econômica ou religiosa para que os direitos das mulheres sejam questionados. Esses direitos não são permanentes. Você terá que manter-se vigilante durante toda a sua vida.

Simone de Beauvoir

RESUMO GERAL

O enfrentamento de problemas ambientais expõe a complexidade da vida social do século XXI e exige empenho na busca de soluções eficientes para proteção de ecossistemas naturais e urbanos. A abordagem sobre a redução da poluição provocada pelas atividades antrópicas busca respaldo na aplicação de tecnologias de tratamento de águas residuárias e estratégias de remediação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos, com atenção especial ao tratamento de lixiviados de aterro sanitário, subproduto da decomposição dos resíduos sólidos urbanos destinados aos aterros sanitários, também conhecidos como chorume. Os lixiviados dessa natureza são potentes contaminantes de solos e recursos hídricos na medida em que combinam substâncias orgânicas e inorgânicas de difícil remoção. O esforço empregado no presente estudo consistiu em realizar o tratamento de lixiviados de células encerradas e em operação do aterro sanitário da cidade de Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, no Nordeste do Brasil, utilizando sistema alagado construído e capim Vetiver – *Chrysopogon zizanioides* – para remoções de matéria orgânica e de metais identificados nos lixiviados. A partir das características físico-químicas típicas dos lixiviados, avaliou-se o desempenho do tratamento dos sistemas alagados construídos para redução de Demanda Química de Oxigênio, turbidez, sólidos suspensos totais e alterações na condutividade elétrica e no pH a fim de identificar as influências das variáveis do balanço hídrico, precipitação pluvial e evapotranspiração sobre o tratamento. A utilização do capim Vetiver no experimento objetivou ainda reconhecer os mecanismos fisiológicos do vegetal nas remoções dos metais cromo, níquel, cobre, manganês, ferro, cádmio, chumbo e zinco. Para isso, foram calculadas as eficiências do sistema alagado construído de escoamento subsuperficial, bem como índices de fitorremediação de metais, por meio do fator de translocação e fator de bioacumulação, tornando possível classificar a tolerância da planta e sua melhor aplicação em processos de fitorremediação. Os resultados do experimento foram promissores em virtude da caracterização dos lixiviados do aterro de Mossoró-RN, alcançando remoções de 80% na turbidez e sólidos suspensos totais. As idades distintas dos lixiviados de células encerradas e em operação influenciaram na eficiência das remoções da Demanda Química de Oxigênio no sistema alagado construído, sendo a precipitação pluvial a variável com maior influência na baixa remoção de matéria orgânica em razão da diluição e do possível predomínio de recalcitrância da matéria orgânica do lixiviado estabilizado de células encerradas. Ocorreu concentração dos metais cromo, níquel, cobre, manganês, ferro e zinco nos reatores do tratamento com lixiviado de células encerradas, sugerindo baixa mobilidade desses elementos e influência da evapotranspiração. Os metais pesados cádmio e chumbo estavam mais presentes na parte aérea das plantas e podem sugerir ocorrência de contribuições atmosféricas. As respostas fisiológicas do capim Vetiver reforçaram sua aptidão como fitoextratora de cádmio, que se acumulou nos tecidos da parte aérea das plantas, e fitoestabilizadora dos metais cromo, níquel, cobre, manganês, ferro, chumbo e zinco, acumulados nos tecidos das raízes do Vetiver, demonstrando tolerância aos metais estudados.

Palavras-chave: Aterros sanitários municipais, Tratamento de chorume, Contaminação, Balanço hídrico, Fitorremediação.

GENERAL ABSTRACT

Addressing environmental problems exposes the complexity of social life in the 21st century and demands commitment to finding efficient solutions to protect natural and urban ecosystems. The approach to reducing pollution caused by human activities seeks support in the application of wastewater treatment technologies and strategies to remediate areas degraded by urban solid waste, with special attention to the treatment of landfill leachate, a byproduct of the decomposition of urban solid waste destined for landfills, also known as slurry. Leachates of this nature are potent contaminants of soil and water resources because it combines organic and inorganic substances that are difficult to remove. The effort employed in the present study consisted of treating leachate from closed and operating cells of the sanitary landfill of the city of Mossoró, state of Rio Grande do Norte, in the Northeast of Brazil, using a constructed wetland system and Vetiver grass – *Chrysopogon zizanioides* – for removal of organic matter and metals identified in the leachate. Based on the typical physicochemical characteristics of the leachate, the treatment performance of the constructed wetland systems was evaluated for reducing Chemical Oxygen Demand, turbidity, total suspended solids, and changes in electrical conductivity and pH in order to identify the influences of water balance variables, rainfall and evapotranspiration on the treatment. The use of Vetiver grass in the experiment also aimed to recognize the physiological mechanisms of the plant in the removal of the metals chromium, nickel, copper, manganese, iron, cadmium, lead and zinc. To this end, the efficiencies of the constructed subsurface drainage flooded system were calculated, as well as metal phytoremediation indices, through the translocation factor and bioaccumulation factor, allowing to classify the plant tolerance and its best application in phytoremediation processes. The results of the experiment were promising because of the leachate characterization from the Mossoró-RN landfill, achieving removals of 80% in turbidity and total suspended solids. The different ages of the leachate from closed and operating cells influenced the efficiency of the removals of Chemical Oxygen Demand in the constructed flooded system and rainfall was the variable with the greatest influence on the low removal of organic matter due to dilution and the possible predominance of recalcitrance of the organic matter of the stabilized leachate from closed cells. There was a concentration of chromium, nickel, copper, manganese, iron and zinc in the reactors of the treatment with leachate from closed cells, indicating low mobility of these elements and the influence of evapotranspiration. The heavy metals cadmium and lead were more present in the aerial part of the plants and may suggest the occurrence of atmospheric contributions. The physiological responses of Vetiver grass reinforced its ability as a phytoextractor of cadmium, which accumulated in the tissues of the aerial part of the plants, and as a phytostabilizer of the metals chromium, nickel, copper, manganese, iron, lead and zinc, which accumulated in the tissues of the Vetiver roots, demonstrating tolerance to the metals studied.

Keywords: Municipal landfills, Leachate treatment, Contamination, Water balance, Phytoremediation.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO I

Figura 1	– Localização da instalação do Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS)	35
Figura 2	– Temperatura do ar e radiação solar diária na UERA no período de fevereiro a agosto de 2023	36
Figura 3	– Precipitação pluvial e evapotranspiração diária na UERA no período de fevereiro e agosto de 2023	37
Figura 4	– Imagem de satélite do Aterro Sanitário de Mossoró/RN	38
Figura 5	– Representação esquemática da avaliação do SACs-EHSS nos tratamentos das águas dos lixiviados de aterro sanitário de idades distintas e solução nutriente, utilizando capim Vetiver como planta extratora	40
Figura 6	– Detalhes construtivos do SAC-EHSS	41
Figura 7	– Aspecto visual das águas utilizadas nos tratamentos na ordem de redução da turbidez: F2 - lixiviado jovem, F3 - solução nutriente e F1 - lixiviado estabilizado, antes e após os processos de diluição e tratamento pelos sistemas alagados construído	53
Figura 8	– Eficiência das remoções da DQO nas amostras das águas dos tratamentos no tempo	55
Figura 9	– Eficiência das remoções de turbidez (A) e Eficiência das remoções de SST (B) nas amostras das águas dos tratamentos no tempo	57
Figura 10	– Eficiência das remoções de NH_4^+ nas amostras das águas dos tratamentos no tempo	58
Figura 11	– Imagens do biofilme dos sistemas alagados construídos	59
Figura 12	– Aspectos visuais das plantas de Vetiver plantados em SAC-EHSS e detalhe dos sistemas radiculares dos tratamentos F2, F3 e F1	60
Figura 13	– Eficiência das remoções de P_{total} nas amostras das águas dos tratamentos no tempo.....	61
Figura 14	– Desempenho do SAC-EHSS pelas eficiências médias das remoções das variáveis físico-químicas (A) e eficiências médias remoções de macrocomponentes (B) das águas dos tratamentos	63
Figura 15	– Desempenho do SAC-EHSS nas reduções dos metais monitorados nas	

	amostras das águas dos tratamentos no tempo	67
Figura 16	– Distribuição das variáveis físico-químicas dos tipos de águas dos tratamentos e das variáveis do balanço hídrico no círculo de correlações	72
Figura 17	– Interação entre as variáveis físico-químicas, a precipitação e a evapotranspiração	74
Figura 18	– Comportamento dos metais influenciados pela precipitação	75
Figura 19	– Variações de pH e CE das amostras ao longo do tempo	91
Figura 20	– Imagens das análises microbiológicas e microscopia nas amostras das águas dos tratamentos	92
Figura 21	– Resumo dinâmico	93

ARTIGO II

Figura 1	– Mecanismos de fitorremediação	100
Figura 2	– Imagem realizada por veículo aéreo não tripulado da Unidade Experimental de Reúso de Água, localizada no campus Leste da Universidade Federal Rural do Semi-Árido em Mossoró-RN	102
Figura 3	– Temperatura do ar e radiação solar diária na UERA no período de fevereiro a agosto de 2023	103
Figura 4	– Precipitação pluvial e evapotranspiração de referência diária na UERA no período de fevereiro e agosto de 2023	104
Figura 5	– Representação esquemática do experimento com SAC-EHSS para tratamento de três tipos de águas (F1, F2 e F3)	105
Figura 6	– Muda clonal de Vetiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i> L. Roberty) após uniformização do número de perfilhos, altura da parte aérea e comprimento de raízes (A); Aclimação dos clones do Vetiver em campo (B) e transplântio das mudas clonais para os SACs-EHSS(C)	106
Figura 7	– Esquema ilustrativo da biometria do capim Vetiver.....	107
Figura 8	– Fator de translocação de metais no Vetiver	113
Figura 9	– Concentrações de Pb nos SACs e a influência das precipitações pluviárias na deposição atmosférica de Pb	115
Figura 10	– Aspecto visual da parte aérea do capim Vetiver plantados nos sistemas alagados construídos submetidos aos tratamentos com lixiviados (F1, F2 e F3)	117
Figura 11	– Fotossíntese líquida nas plantas de Vetiver (A) e clorofila total nas plantas de Vetiver (B) em SAC-EHSS	118
Figura 12	– Aspecto dos sistemas radiculares das plantas de Vetiver dos tratamentos com lixiviados (F1 e F2) e do tratamento com nutrientes (F3)	119
Figura 13	– Bioacumulação de metais na parte aérea (FBpa) e na raiz (FBr) dos tecidos do capim Vetiver submetidos aos tratamentos com lixiviado estabilizado (F1), lixiviado jovem (F2) e lixiviado sintético (F3) em SAC-EHSS	122
Figura 14	– Imagens do leito poroso dos sistemas alagados construídos, em microscopia eletrônica de varredura, das culturas microbiológicas e da microscopia morfológica de bactérias nas águas com lixiviados.....	140

LISTA DE TABELAS

ARTIGO I

Tabela 1	– Variáveis físico-químico analisadas no LASAN e LASAPSA/UFERSA	42
Tabela 2	– Categorização dos valores do coeficiente de correlação de Pearson(r)	45
Tabela 3	– Valores médios das variáveis físico-químicas dos lixiviados brutos do aterro sanitário de Mossoró/RN e faixa de variação em lixiviados típicos de aterros sanitários brasileiros	46
Tabela 4	– Valores médios das concentrações de metais monitorados nos lixiviados brutos do aterro sanitário de Mossoró/RN e faixa de variação em lixiviados típicos de aterros sanitários brasileiros	50
Tabela 5	– Valores médios das concentrações das variáveis físico-químicas do composto nutriente e da água de abastecimento e os valores padronizados para lançamento de efluentes em corpos hídricos do CONAMA, de reúso de efluentes na agricultura e produção florestal do COEMA – Ceará e Diretriz da União Europeia sobre concentrações de carga orgânica para águas de reuso..	52
Tabela 6	– Componentes Principais e Coeficientes de Correlações	70
Tabela 7	– Valores médios das campanhas amostrais das variáveis físico-químicas dos lixiviados monitoradas na entrada (P1) e saída (P2) dos SAC_EHSS e valores de referência dos padrões da Resolução CONAMA nº 430/2011, Resolução COEMA nº 02/2017 e a Diretiva 541/2022 do parlamento europeu e do conselho da União Europeia	86
Tabela 8	– Valores médios das concentrações dos macrocomponentes monitorados nas águas dos tratamentos nos SAC-EHSS	87
Tabela 9	– Valores médios das concentrações dos metais monitorados dos tratamentos nos pontos de entrada (P1) e saída (P2) dos SAC-EHSS e valores de referência dos padrões de lançamento de efluentes do CONAMA e padrões de reúso de efluentes na agricultura e produção florestal do COEMA-Ceará	88
Tabela 10	– Matriz de correlação de Pearson dos atributos físico-químicos e do balanço hídrico referente ao monitoramento dos sistemas alagados construídos.....	89
Tabela 11	– Eixos fatoriais extraídos e rotacionados pelo método Varimax cujas cargas fatoriais $\geq 0,65$ foram consideradas significativas	90

ARTIGO II

Tabela 1	– Valores médios das concentrações de metais nas águas com lixiviados tratados nos sistemas alagados construídos e padrões de lançamento da Resolução CONAMA 430/2011 e Resolução COEMA 02/2017.....	111
Tabela 2	– Valores médios dos atributos biométricos do capim Vetiver no SAC-EHSS.	117
Tabela 3	– Valores médios do fator de translocação de metais no capim Vetiver plantado em SAC-EHSS	138
Tabela 4	– Valores médios do fator de bioacumulação de metais na parte aérea (FBpa) e fator de bioacumulação na raiz (FBr) do capim Vetiver utilizado nos sistemas alagados construídos	139

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira e Normas Técnicas
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente – Brasil
COEMA	Conselho Estadual de Meio Ambiente – Ceará – Brasil
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
SAC	Sistema Alagado Construído
SAC-EHSS	Sistema Alagado Construído de Escoamento Subsuperficial
ODS	Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL.....	22
	REFERÊNCIAS.....	25
	ARTIGO I: REMOÇÃO DE POLUENTES E AS INTER- RELAÇÕES DAS VARIÁVEIS DO BALANÇO HÍDRICO EM SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO TRATANDO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO ESTABILIZADO E EM OPERAÇÃO	
	RESUMO.....	28
	ABSTRACT.....	30
1	INTRODUÇÃO.....	32
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	35
2.1	DESCRIÇÃO E LOCALIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL.....	35
2.2	ORIGEM E CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO (LAS) DE MOSSORÓ/RN.....	37
2.3	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA ÁGUA DE ABASTECIMENTO E DO COMPOSTO NUTRIENTE.....	38
2.4	DESENHO EXPERIMENTAL.....	39
2.5	CONSTRUÇÃO E OPERAÇÃO DOS SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL – SAC-EHSS	40
2.6	MONITORAMENTO DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS.....	42
2.7	ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DAS ÁGUAS DOS TRATAMENTOS COM LIXIVIADOS.....	43
2.7.1	Imageamento do biofilme do meio suporte dos SACs.....	43
2.7.2	Análise microbiológica das águas dos tratamentos com lixiviados.....	44
2.8	EFICIÊNCIA DOS TRATAMENTOS COM LIXIVIADOS.....	44
2.9	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	45
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	46
3.1	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DOS LIXIVIADOS BRUTOS DO ATERRO SANITÁRIO DE MOSSORÓ/RN.....	46
3.2	METAIS MONITORADOS NOS LIXIVIADOS BRUTOS DO ATERRO SANITÁRIO DE MOSSORÓ/RN.....	49

3.3	VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DO COMPOSTO NUTRIENTE E ÁGUA DE ABASTECIMENTO.....	51
3.4	DESEMPENHO DOS SAC-EHSS NA REMOÇÃO DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DAS ÁGUAS COM LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO.....	52
3.4.1	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DQO)	54
3.4.2	Turbidez e Sólidos Suspensos Totais (SST)	55
3.4.3	Amônio (NH₄⁺)	57
3.4.4	Fósforo Total (P_{total})	60
3.4.5	Potencial Hidrogeniônico (pH)	61
3.4.6	Condutividade Elétrica (CE)	62
3.5	DESEMPENHO DOS SAC-EHSS NA REDUÇÃO DE METAIS.....	63
3.6	ANÁLISE MULTIVARIADA DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DOS LIXIVIADOS.....	68
3.6.1	Matriz de Correlação de Pearson	68
3.6.2	Análise Fatorial (AF)	69
3.6.3	Análise de Componentes Principais (ACP)	70
4	CONCLUSÃO	76
	REFERÊNCIAS	77
	APÊNDICES	85

ARTIGO II - FITORREMEDIAÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO POR CAPIM VETIVER EM SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO NO SEMIÁRIDO POTIGUAR

	RESUMO	94
	ABSTRACT	96
1	INTRODUÇÃO	98
2	MATERIAL E MÉTODOS	102
2.1	DESCRIÇÃO E LOCALIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL.....	102
2.2	TIPOLOGIA DOS LIXIVIADOS DO ATERRO SANITÁRIO DE MOSSORÓ/RN.....	104
2.3	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	104
2.4	OPERAÇÃO DOS SAC-EHSS.....	105

2.5	MONITORAMENTO DOS METAIS NAS ÁGUAS DOS LIXIVIADOS ESTABILIZADO, JOVEM E SINTÉTICO.....	106
2.6	DETERMINAÇÃO DA BIOMETRIA DO CAPIM VETIVER PLANTADO NOS SAC-EHSS.....	107
2.7	DETERMINAÇÃO DE METAIS NOS TECIDOS VEGETAIS DO CAPIM VETIVER PLANTADOS NOS SAC-EHSS.....	107
2.8	DETERMINAÇÃO DE ÍNDICES DE FITOEXTRAÇÃO.....	108
2.9	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	110
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	111
3.1	CONCENTRAÇÃO DE METAIS NAS ÁGUAS COM LIXIVIADOS TRATADAS NOS SACS-EHSS.....	111
3.2	FATOR DE TRANSLOCAÇÃO DE METAIS NO CAPIM VETIVER	112
3.3	FATOR DE BIOACUMULAÇÃO DE METAIS NA PARTE AÉREA E RAÍZES DO CAPIM VETIVER PLANTADO NOS SAC-EHSS.....	119
3.4	CATEGORIZAÇÃO DAS ESTRATÉGIAS FISIOLÓGICAS DE FITORREMEDIAÇÃO DO CAPIM VETIVER PLANTADO NOS SAC-EHSS.....	124
4	CONCLUSÃO	126
	REFERÊNCIAS	127
5	CONCLUSÃO GERAL	134
	APÊNDICES	137

INTRODUÇÃO GERAL

No atual contexto global, torna-se necessário o incentivo à implementação de atitudes mais solidárias diante de uma realidade inquestionável: a necessidade de enfrentar os efeitos das mudanças climáticas da Terra, buscando compreender as interrelações entre a atuação humana e o sentido da sustentabilidade ambiental (Marques Filho, 2018). A abordagem sobre a gestão dos resíduos sólidos pretende evidenciar a necessidade de encontrar alternativas para mitigar impactos negativos causados pelos resíduos sólidos e os subprodutos contaminantes gerados por sua decomposição. Diante disso, incorpora-se as determinações da Lei 12.350/2010 (Brasil, 2010), que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, regulamentada pelo Decreto nº 10.936/2022, que enfoca a gestão e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) e recomenda, em ordem de prioridade, a não geração de resíduos sólidos, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (Brasil, 2022).

A disposição final refere-se à distribuição ordenada dos RSU em aterros, considerada ambientalmente adequada, obedecendo normas operacionais especificadas na NBR 8419/1992 (ABNT, 1992), e prevê a construção de um sistema para captação, drenagem e disposição de líquidos percolados, de modo a evitar danos e riscos à saúde pública, à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos. Em 2021, 4.900 municípios brasileiros informaram que 73,3 % dos RSU coletados foram dispostos em aterros sanitários, 11,7 % em aterros controlados e 15,0 % em áreas de aterros comuns, conforme divulgação diagnóstica do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. Além disso, no Nordeste brasileiro, a massa de RSU coletadas foi de 18,9 milhões de toneladas/ano, correspondendo a 28,8 % da massa coletada no país em 2021. Tal condição se agravou em 2022, visto que houve redução da disposição de resíduos em aterros sanitários (53,4 %) e aumento da destinação de resíduos a aterros comuns (31,1 %) e aterros controlados (15,5 %) (Brasil, 2023). Os números revelam que o saneamento básico brasileiro necessita de avanços expressivos especialmente na região Nordeste, haja vista a particularidade de apresentar o menor Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) (0,608) e a menor renda *per capita* mensal (R\$ 900,00 a R\$ 1.350,00) do país (UNDP, 2022), além de sofrer as consequências climáticas típicas características de ambiente semiárido, como a precipitação pluviométrica média anual menor ou igual a 800 mm e Índice de Aridez de Thornthwaite inferior de 0,50 e com percentual diário de déficit hídrico igual ou superior a 60 %, considerando todos os dias do ano (Dubreuil *et al.*, 2018).

A problemática da geração de RSU está contemplada nos desafios do desenvolvimento sustentável até 2030 (UNDP, 2015), elencados em 17 Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável (ODS), destacando-se neste estudo: garantir água potável e saneamento (ODS 6), por meio da redução da poluição; promover cidades e comunidades sustentáveis (ODS 11), priorizando técnicas de construção sustentável; prestigiar relações de consumo e produção responsáveis (ODS 12), alinhadas com os princípios da economia verde, onde é preciso transformar resíduo em recurso; aumentar a eficiência energética e neutralizar as emissões atmosféricas como ação contra a mudança global do clima (ODS 13) e travar e reverter a degradação do solo e da água auxiliando na preservação da vida nos ecossistemas (ODS 15).

O contexto que envolve os RSU e os aterros sanitários torna desafiador encontrar soluções para os lixiviados gerados nos aterros, um dos principais subprodutos da degradação dos RSU, apresentando grande risco de contaminação de solos e recursos hídricos devido à sua variada composição que inclui compostos químicos persistentes, como os metais pesados (Teng *et al.*, 2021). O lixiviado de aterro sanitário (LAS) é gerado durante o processo de aterro, se originando principalmente da umidade interna do resíduo, de reações bioquímicas do resíduo do aterro e da água da chuva que infiltra, resultando em um composto com cor escura, odor desagradável, alta concentração de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e elevada salinidade (Chen *et al.*, 2021; Paiva *et al.*, 2021; Koda *et al.*, 2023).

O objetivo do presente estudo foi encontrar alternativa de disposição adequada dos lixiviados, propondo a aplicação de sistema biológico de tratamento com meio suporte para mitigação da contaminação gerada por lixiviados de aterros sanitários. Portanto, foi analisado o tratamento de lixiviados de aterro sanitário em sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS) plantado com capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). Para isso, avaliou-se o desempenho do SACs-EHSS no tratamento de dois tipos de lixiviados produzidos no aterro sanitário de Mossoró-RN, município situado na zona semiárida do Nordeste brasileiro. O SAC-EHSS é uma alternativa não convencional de tratamento biológico de efluentes líquidos, eficiente na remoção de DQO, nutrientes e contaminantes emergentes (Matos; Matos, 2017; Chen *et al.*, 2019, Ji; Tang; Pei, 2022), que envolve mecanismos de remoção como filtração, sedimentação, sorção pelo sistema radicular dos vegetais e precipitação de compostos químicos. Investigou-se ainda os efeitos da precipitação pluvial e evapotranspiração no desempenho do SAC-EHSS e do potencial fitorremediador de metais do capim Vetiver.

O uso de plantas capazes de absorver nutrientes e acumular contaminantes, como metais pesados, é uma técnica denominada fitorremediação, na qual espécies vegetais são

empregadas na remoção de cromo, como o *Pennisetum sinese* (capim-do-texas) (Chen *et al.*, 2020), remoção de excesso de cobre por *Dianthus chinensis* (cravina-chinesa) (Farias *et al.*, 2019) e poluentes presentes em lixiviados de aterro sanitário utilizando a *Typha latifolia* (taboa) (Ramos-Arcos *et al.*, 2019). O capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) (Santos *et al.*, 2020) apresenta características morfológicas e fisiológicas capazes de despoluir água e solo, com alta tolerância a metais pesados como arsênio, cádmio, cromo, níquel, chumbo, mercúrio e zinco, suportando altas salinidade e sodicidade, além de proporcionar altos índices de absorção de manganês (Truong; Van Tan, 2008; Almeida, 2012) e se adaptar ao SAC-EHSS, possibilitando a formação de robusto sistema radicular e grande produção de massa foliar, favoráveis à fitorremediação.

A fitorremediação é aplicada nos aterros sanitários (Buscaroli, 2017; Dalvi; Bhalerao, 2013; Favas *et al.*, 2014; Malik; Biswasa, 2012) e envolve mecanismos fisiológicos do vegetal por meio de fitoextração, na qual a planta absorve metais e acumula em seus tecidos foliares, ou fitoestabilização, na qual os metais absorvidos são armazenados nos tecidos radiculares. Fitodegradação e fitovolatilização também são estratégias de tolerância de plantas como o capim Vetiver, que transforma contaminantes em compostos menos tóxicos (Dorafshan *et al.*, 2023; Favas *et al.*, 2014; Rodrigues; Orlandelli, 2018).

Portanto, os resultados do presente trabalho estão apresentados em dois artigos, sendo o primeiro dedicado a avaliar o desempenho dos SAC-EHSS na remoção de poluentes/contaminantes, a melhoria da qualidade final dos efluentes tratados para atender aos padrões de lançamento em corpos hídricos da Resolução CONAMA 430/2011 (Brasil, 2011) e quanto ao reúso agrícola e florestal da Resolução COEMA 02/2017 (Ceará, 2017), bem como a redução dos riscos de contaminação de mananciais hídricos por lixiviados de aterro sanitário.

No segundo artigo, foram avaliados índices de fitorremediação de metais no capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) em dois tipos de lixiviados de aterro sanitário, a partir da quantificação dos metais cromo, níquel, cobre, manganês, ferro, cádmio, chumbo e zinco nos tecidos vegetais para determinação do fator de translocação e fator de bioacumulação. Buscou-se identificar sintomas de fitotoxicidade aos metais e as respostas fisiológicas do capim Vetiver a fim de categorizar os mecanismos de fitorremediação dos metais monitorados nos lixiviados tratados em sistemas alagados construídos.

Avaliar o desempenho dos sistemas alagados construídos, aplicados ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários de idades distintas, aliados à técnica de fitorremediação

utilizando o capim Vetiver, enseja perspectivas promissoras para atenuar os riscos de contaminação inerentes aos aterros sanitários.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, R. F. Plantas acumuladoras de metais pesados no solo – uma revisão. **Revista de Biotecnologia & Ciência**, v. 2, p. 28-46, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS-ABNT. **ABNT NBR 8419**: Apresentação de projetos de aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro: ABNT, 1992. 7p.

BRASIL. Presidência da República. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 ago. 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 08 abr. 2023.

BRASIL. Presidência da República. Decreto nº 10.936, de 12 de janeiro de 2022. **Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Diário Oficial da União: 201º da Independência e 134º da República, Brasília, DF, 12 jan. 2022. Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou/-/decreto-n-10.936-de-12-de-janeiro-de-2022-373573578>. Acesso em: 08 abr. 2023.

BRASIL. Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS. **Diagnóstico temático manejo de resíduos sólidos urbanos: visão geral - ano de referência: 2022-DEZ/2023**. Brasília: MC/SNIS, 2023. 140p.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011**, e 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**, nº 92, Brasília, DF, 16 de maio de 2011. Disponível em: <https://conama.mma.gov.br/images/conteudo/LivroConama.pdf>. Acesso em: 07 jul. 2024.

BUSCAROLI, A. An overview of indexes to evaluate terrestrial plants for phytoremediation purposes. **Ecological Indicators**, v. 82, p. 367-380, 2017.

CEARÁ. **Resolução COEMA Nº 2 de 2 de fevereiro de 2017**. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias 104 SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 21 de fevereiro de 2017. Diário Oficial do Estado do Ceará, Fortaleza, 2017. 41p.

CHEN, J. *et al.* 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.

CHEN, X. *et al.* *Pennisetum sinense*: A potential phytoremediation plant for chromium deletion from soil. **Sustainability Journal**, v. 12, 3651, 2020.

CHEN G. *et al.* Landfill leachate treatment by persulphate related advanced oxidation technologies, **Journal of Hazardous Materials**, v. 418, 126355, 2021.

DALVI, A. A.; BHALERAO, S. A. Response of plants towards heavy metal toxicity: an overview of avoidance, tolerance and uptake mechanism. **Annals of Plant Sciences**, v. 2, p. 362-368, 2013.

DORAFSHAN, M. M. *et al.* Vetiver Grass (*Chrysopogon zizanioides* L.): A hyper-accumulator crop for bioremediation of unconventional water. **Sustainability**, v. 15, 3529, 2023.

DUBREUIL, V. *et al.* Os tipos de climas anuais no Brasil: uma aplicação da classificação de Köppen de 1961 a 2015. **Revista Franco-Brasileira de Geografia**, n. 37, p. 1-20, 2018.

FARIAS, M. J. *et al.* Avaliação do Potencial Fitorremediador de Cravina-Chibesa Cultiva em Solo com Excesso de Cobre. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 1, p. 1353 – 1370, 2019.

FAVAS, P. J. C. *et al.* Phytoremediation of soils contaminated with metals and metalloids at mining areas: potential of native flora. In : SOARIANO, M. C. H. (org.). **Environmental risk assessment of soil contamination**. Rijeka: InTech, 2014. p. 485-451.

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

KODA, E. *et al.* Geoenvironmental approaches in an old municipal waste landfill reclamation process: Expectations vs reality. **Soils and Foundations**, v. 63, 101273, 2023.

MALIK, N.; BISWASA, A. K. Role of higher plants in remediation of metal contaminated sites. **Scientific Reviews and Chemical Communications**, v. 2, n. 2, p. 141-146, 2012.

MARQUES FILHO, L. C. Lixo, efluentes e intoxicação industrial. In: MARQUES, L. (org.). **Capitalismo e colapso ambiental**. 3rd ed. Campinas: Ed. da Unicamp, 2018. p. 195-238.

MATOS, A. T; MATOS, P. M. **Disposição de águas residuárias no solo e em sistema alagados construídos**. Viçosa: Ed. UFV, 2017.

PAIVA, A. L. P. *et al.* Recycling of landfill leachate nutrients from microalgae and potential applications for biomass valorization. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, 105952, 2021.

RAMOS-ARCOS, S. A. *et al.* Phytoremediation of landfill leachate using vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) and cattail (*Typha latifolia*). **Ecology and environmental Research**, v. 17, p. 2619-2630, 2019.

RODRIGUES, P. T. A.; ORLANDELLI, R. C. Plantas como ferramentas para a remediação ambiental: uma Revisão da Literatura. **UNICIÊNCIAS**, v. 22, p. 38-44, 2018.

SANTOS, E. A. dos *et al.* Aplicação do processo de fitorremediação utilizando vetiver (*Vetiveria zizanioides* (L.) Nash.) na descontaminação de solos tropicais contaminados por chorume. **Revista Univap**, v. 26, p. 43-55, 2020.

TENG, C. *et al.* Characterization and treatment of landfill leachate: A review. **Water Research**, v. 203, 117525, 2021.

UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME-UNDP. **Human development report 2021/2022**. New York: UNDP, 2022. 318p. Disponível em: https://reliefweb.int/report/world/human-development-report-20212022-uncertain-times-unsettled-lives-shaping-our-future-transforming-world-enrurz?gad_source=1&gclid=CjwKCAjw7s20BhBFEiwABVIMrR8zCmqe2U9xL75kLDgli mSsJuNKYpMoxQus_2cZdB8uIML6rv3WRRoCXxkQAvD_BwE Acesso em: 06 jul. 2024.

UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME-UNDP. **Objetivos de desenvolvimento sustentável**. UNDP, 2015. Disponível em: <https://www.undp.org/pt/brazil/objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel>. Acesso em: 06 jul. 2024.

TRUONG, P.; VAN TAN, T.; P. E. **Sistema de aplicação Vetiver**: manual de referência técnica. 2. ed. San Antonio, Texas: The Network International, 2008.

ARTIGO I: REMOÇÃO DE POLUENTES E AS INTER-RELAÇÕES DAS VARIÁVEIS DO BALANÇO HÍDRICO EM SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO TRATANDO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO ESTABILIZADO E EM OPERAÇÃO

RESUMO

O tratamento ambientalmente adequado de lixiviado de aterros sanitários representa um desafio à gestão sustentável dos resíduos sólidos e aos sistemas biológicos de tratamentos convencionais. Portanto, este estudo investigou os efeitos da diluição, das inter-relações entre poluentes e variáveis do balanço hídrico e do regime hidráulico em batelada de lixiviado de aterro sanitário tratado por sistemas alagados construídos (SACs) no esforço de identificar as influências da precipitação pluvial e da evapotranspiração nas remoções de matéria orgânica, nutrientes e metais presentes nos lixiviados de células estabilizadas e em operação. Foram operados três SACs de único estágio, preenchido com brita nº 3, tendo regime de tratamento em batelada e escoamento subsuperficial, plantados com capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). Por meio de análise fatorial, analisaram-se os tipos de águas e os pontos de amostragem. Para tanto, foram realizadas dez amostragens dos afluentes e efluentes nas quais se analisou as variáveis pH, condutividade elétrica, demanda química de oxigênio, turbidez, sólidos suspensos totais, amônio, cálcio, magnésio, sódio, potássio, cloreto, carbonato, bicarbonato, fósforo total, cromo, níquel, cobre, manganês, ferro, cádmio, chumbo e zinco, na entrada e saída do reator. Ao fim do experimento, efetuou-se ainda o registro de imagens por microscopia eletrônica de varredura do biofilme formado no leito poroso dos sistemas alagados construídos. Os dados de qualidade das águas foram submetidos ao cálculo das médias, posteriormente submetidos à estatística multivariada por meio da determinação da matriz de correlação de Pearson, análise fatorial e análise de componentes principais. O tratamento dos lixiviados de células estabilizadas e em operação nos sistemas alagados construídos demonstrou que as maiores remoções ocorreram nos atributos turbidez no lixiviado de células em operação e sólidos suspensos totais no lixiviado de células estabilizadas, na ordem de 80%. As remoções de demanda química de oxigênio foram baixas, influenciadas pela precipitação, e no lixiviado estabilizado, possivelmente em virtude do predomínio de matéria orgânica recalcitrante. A precipitação também demonstrou forte correlação com o íon chumbo, provavelmente graças a contribuições atmosféricas. O tempo de detenção hidráulica contribuiu para o amadurecimento do sistema, possibilitando o desenvolvimento de bactérias no biofilme identificadas nas imagens de microscopia de varredura eletrônica e análises microbiológicas dos efluentes. Ocorreu concentração de metais

monitorados no lixiviado estabilizado, evidenciando baixa mobilidade, ao passo que no lixiviado de células em operação ocorreu redução de cromo, ferro e manganês em 52 %, 22 % e 46,5 %, respectivamente. A qualidade dos tipos de lixiviados tratados em SACs com Vetiver atendeu aos padrões da legislação brasileira em vigor, sendo capaz de mitigar impactos negativos de aterros sanitários, reduzindo o risco de contaminação de mananciais hídricos superficiais e subterrâneos.

Palavras-chaves: Tratamento biológico. Chorume. Sustentabilidade. *Chrysopogon zizanioides* L. Roberty.

ARTICLE I: POLLUTANT REMOVAL AND INTERRELATIONS OF WATER BALANCE VARIABLES IN A CONSTRUCTED FLOODED SYSTEM TREATING STABILIZED AND OPERATING LANDFILL LEACHATE

ABSTRACT

The environmentally appropriate treatment of landfill leachate represents a challenge to the sustainable management of solid waste and conventional biological treatment systems. Therefore, this study investigated the effects of dilution, interrelationships between pollutants and water balance variables and hydraulic regime in batches of landfill leachate treated by constructed wetland systems (SACs) in an effort to identify the influences of rainfall and of evapotranspiration in the removal of organic matter, nutrients and metals present in leachate from stabilized and operating cells. Three single-stage SACs were operated, filled with No. 3 crushed stone, with a batch treatment regime and subsurface flow, planted with vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*). Using factor analysis, the types of water and sampling points were analyzed. For this, ten samples of influents and effluents were carried out in which the variables pH, electrical conductivity, chemical oxygen demand, turbidity, total suspended solids, ammonium, calcium, magnesium, sodium, potassium, chloride, carbonate, bicarbonate, phosphorus were analyzed. total, chromium, nickel, copper, manganese, iron, cadmium, lead and zinc, at the reactor inlet and outlet. At the end of the experiment, images were also recorded using scanning electron microscopy of the biofilm formed in the porous bed of the constructed flooded systems. The water quality data were subjected to the calculation of averages, subsequently subjected to multivariate statistics through the determination of the Pearson correlation matrix, factor analysis and principal component analysis. The treatment of leachate from stabilized and operating cells in constructed flooded systems demonstrated that the greatest removals occurred in the attributes turbidity in the leachate from operating cells and total suspended solids in the leachate from stabilized cells, in the order of 80%. The chemical oxygen demand removals were low, influenced by precipitation, and in the stabilized leachate, possibly due to the predominance of recalcitrant organic matter. Precipitation also demonstrated a strong correlation with the lead ion, probably thanks to atmospheric contributions. The hydraulic detention time contributed to the maturation of the system, enabling the development of bacteria in the biofilm identified in scanning electron microscopy images and microbiological analyzes of the effluents. There was a concentration of monitored metals in the stabilized leachate, showing low mobility, while in the leachate

from operating cells there was a reduction in chromium, iron and manganese by 52%, 22% and 46.5%, respectively. The quality of the types of leachate treated in SACs with Vetiver met the standards of current Brazilian legislation, being able to mitigate negative impacts from landfills, reducing the risk of contamination of surface and underground water sources.

Keywords: Biological treatment. Leachate. Sustainability. *Chrysopogon zizanioides* L. Roberty.

1 INTRODUÇÃO

A gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é um desafio ambiental, econômico e social, principalmente nos países em desenvolvimento (Costa *et al.*, 2023). No Brasil, a taxa média de cobertura do atendimento e a média da massa coletada *per capita* de RSU foi de 90,4% e de 0,98 kg habitante⁻¹ dia⁻¹, respectivamente, no ano de 2022, resultando na disposição final de 62,5 milhões de toneladas de RSU em aterros sanitários (Brasil, 2023).

Nos aterros é produzido grande volume de lixiviado de aterro sanitário (LAS), resultante da umidade existente nos resíduos, da estabilização de compostos orgânicos por reações bioquímicas, bem como da entrada e percolação de água de chuva pela massa de resíduos, constituindo um dos principais problemas ambientais resultantes da disposição de resíduos sólidos (Chen *et al.*, 2021; Wdowczyk *et al.*, 2022; Costa *et al.*, 2023). Os LAS apresentam cor escura e composição complexa, sendo constituídos de alta salinidade, matéria orgânica, sólidos suspensos, nutrientes com nitrogênio e fósforo, metais pesados, dentre outros poluentes (Paiva *et al.*, 2021; Yang *et al.*, 2022). Além disso, sua qualidade varia espacial e temporalmente, principalmente em função das características dos resíduos, das condições operacionais do aterro, condições climáticas, hidrogeológicas e idade do aterro (aterro jovem, idade inferior a cinco anos; intermediário entre cinco e dez anos; e estabilizado, com idade superior a dez anos) (Nájera-Aguilar *et al.*, 2019; Tałałaj; Biedka; Bartkowska, 2019).

O lixiviado jovem de aterro é composto principalmente por matéria orgânica hidrofílica de baixo peso molecular, com baixo valor de pH e alto índice de biodegradabilidade ($DQO/DBO_{5,20} > 2,5$), diferentemente dos lixiviados de aterro sanitário estabilizados em que há predominância de ácidos húmicos e fúlvicos com pesos moleculares elevados, resultando em valor de pH elevado e baixo índice de biodegradabilidade ($DQO/DBO_{5,20} > 4,0$) (Teng *et al.*, 2021; Von Sperling, 2014). Além disso, as concentrações de metais pesados tendem a diminuir com o envelhecimento do lixiviado, pois o aumento do valor do pH reduz a solubilidade dos mesmos (Lebron *et al.*, 2021; Teng *et al.*, 2021). Portanto, os LAS representam sério risco ao meio ambiente, sendo os sistemas alagados construídos (SACs) uma alternativa de tratamento graças ao seu baixo custo de instalação e operação, pouca necessidade de manutenção e alta capacidade de remoção de matéria orgânica biologicamente degradável, nutrientes e metais pesados, como cádmio, zinco e níquel, resultando em um lixiviado tratado com menor carga poluente (Wojciechowska, 2017;

Chen *et al.*, 2019; Wdowczyk; Szymańska-Pulikowska, 2021; Yang *et al.*, 2021; Spiniello *et al.*, 2023).

Nos SACs, o efluente flui através do meio poroso, sendo tratado por meio da interação entre o meio suporte, raízes, rizomas da planta inserida no sistema e atuação microbiana, precipitação química, adsorção de poluentes, absorção pelas plantas, dentre outros (Matos; Matos, 2017; Bakhshoodeh *et al.*, 2020). Assim, otimizando a remoção da matéria orgânica e de poluentes inorgânicos no reator e permitindo obter um sistema de recuperação eficiente, ecossustentável e econômico, quando comparado aos sistemas convencionais de tratamento de efluentes (Abuabdou *et al.*, 2020). Além disso, o tipo de escoamento implementado resulta em mudanças no objetivo do tratamento e qualidade do lixiviado tratado, sendo conhecidos os SACs de escoamento superficial (SAC-ES), escoamento subsuperficial horizontal (SAC-EHSS) e escoamento vertical (SAC-EV) (Matos; Matos, 2017; Almuktar *et al.*, 2018).

A capacidade de uso dos SACs tem sido relatada em diferentes estudos com lixiviados, considerando SACs com variações no tipo de escoamento (Witthayaphirom *et al.*, 2020; Rahaman *et al.*, 2024), na implementação de múltiplos estágios (Wojciechowska, 2017), na recirculação do lixiviado tratado e concepção híbrida (Lavrova *et al.*, 2010; Saeed *et al.*, 2022; Pinedo-Hernández *et al.*, 2024), com a implementação de substratos e tipo de plantas variados (Białowiec *et al.*, 2012; Liu *et al.*, 2014; Yang *et al.*, 2023), dentre outros.

O uso de plantas adaptadas a condições extremas contribui para a produção de um lixiviado tratado de melhor qualidade. Em estudo sobre a extração de metais pelas plantas *Chrysopogon zizanioides* e *Typha latifolia* para dezessete metais pesados presentes em lixiviado de aterro sanitário do México, Ramos-Arcos *et al.* (2019) alcançaram resultados exitosos, sem toxicidade perceptível. Portanto, capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides* L. Roberty) tem se mostrado adequado para uso em SACs (Alsghayer *et al.*, 2020; Bakhshoodeh *et al.* 2017; Ky *et al.*, 2020; Thivyatharsan; Rajendran, 2017), por ser hidrofílico (Effendi *et al.*, 2020), suportando altas concentrações dos metais magnésio, arsênio, chumbo, níquel, mercúrio e zinco, além de ter alta capacidade de absorver nitrogênio, fósforo e ser tolerante a pesticidas e herbicidas (Truong; Van; Pinnars, 2008; Chaves; Andrade, 2013).

Importa compreender os efeitos das variáveis precipitação pluvial e evapotranspiração na capacidade extratora de poluentes dos lixiviados de aterros sanitários tratados em sistemas alagados construídos, como os sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo e outros, uma vez que o aumento da disponibilidade de água da chuva no sistema ocasiona alterações nas concentrações dos poluentes nos lixiviados por diluição, bem como na perda de água para a

atmosfera por influência da evapotranspiração (Mangangka *et al.*, 2013; Mahmoudpour *et al.*, 2021).

Contudo, uma análise abrangente, comparativa e dinâmica de fatores operacionais, planta utilizada, fatores ambientais e do uso de lixiviados de aterro sanitário estabilizado, de células encerradas, e jovem, de células em operação, na capacidade de tratamento de sistemas alagados construídos ainda não são relatados de forma ampla na literatura, sendo foco deste estudo, principalmente quanto aos efeitos dos fatores de entrada nos reatores e as eficiências de remoção da matéria orgânica, nutrientes e metais pesados.

Portanto, neste estudo sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS), plantados com capim Vetiver, foram desenvolvidos com o objetivo de avaliar seu desempenho no tratamento de lixiviados de aterro sanitário de células estabilizadas e em operação, sob condição de regime de batelada, e analisar os efeitos da interação com as variáveis do balanço hídrico, a fim de otimizar a remoção de matéria orgânica, nutrientes e metais pesados. Foram analisadas as variáveis físico-químicas dos lixiviados de idades distintas para delinear as características físicas, químicas e de biodegradabilidade, além de identificar as influências exercidas pela precipitação pluvial e evapotranspiração nas remoções desses atributos.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 DESCRIÇÃO E LOCALIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

O presente trabalho foi realizado no período de novembro de 2022 a setembro de 2023, na Unidade Experimental de Reúso de Água (UERA), localizada no campus Mossoró-RN da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA). Na Figura 1, apresenta-se uma imagem de satélite da UERA/UFERSA.

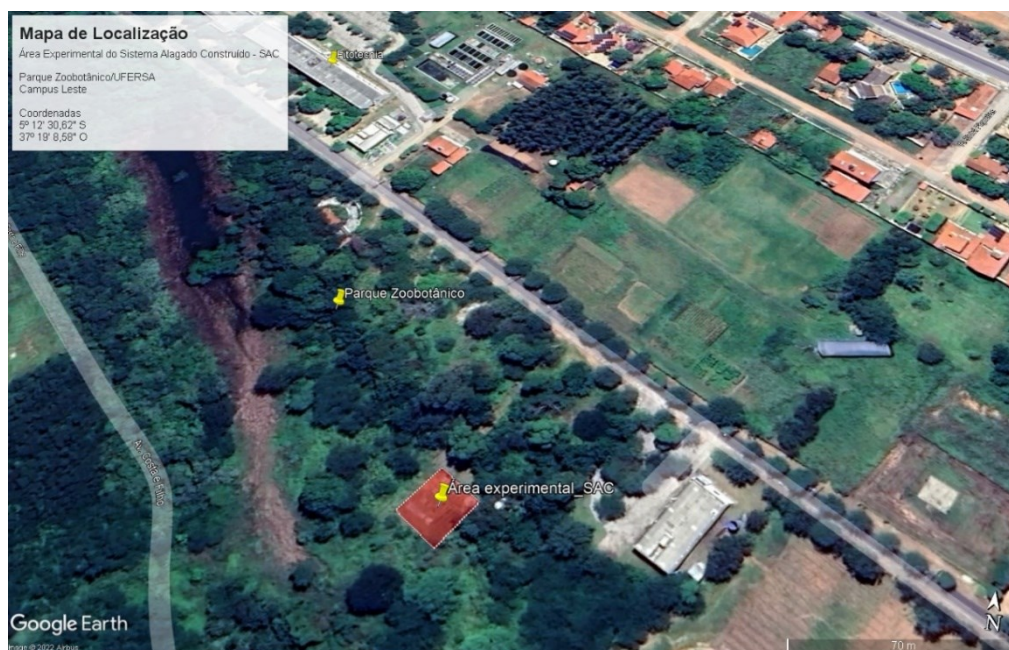


Figura 1. Localização da instalação do sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS). Disponível em: www.google.earth.com.

No município de Mossoró-RN, a classificação Köppen-Geiger é BSh (Dubreuil *et al.*, 2018), onde o clima é seco, muito quente e com estação chuvosa no verão atrasando-se para o outono, tendo precipitação pluvial média anual de 794 mm (bastante irregular) e temperatura do ar média de 26,5°C (Alvares *et al.*, 2013).

Ao longo do período experimental, foram monitoradas a temperatura média do ar, radiação solar global, precipitação pluvial e evapotranspiração de referência, a partir dos dados disponibilizados pela estação meteorológica automática Campbell Scientific, distante 938 m da UERA/UFERSA, que consta no sítio <https://siemu.ufersa.edu.br/parametros>. A precipitação acumulada (PA) foi de 445,09 mm, e na estimativa da Eto utilizou-se a Equação 1 de Penman-Monteith (Allen; Pereira; Smith, 2006), cuja média foi de 4,12 mm/d.

$$ET_o = \frac{0,408 \cdot \Delta \cdot (R_n - G) + \gamma \cdot \frac{900}{T+273} \cdot U_2 \cdot (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma \cdot (1 + 0,34 \cdot U_2)} \quad \text{Eq.1}$$

Em que:

ET_o - Evapotranspiração de referência, em mm d^{-1} ;

R_n - Saldo de radiação à superfície, em $\text{MJ m}^{-2}\text{d}^{-1}$;

G - Fluxo de calor no solo, em $\text{MJ m}^{-2}\text{d}^{-1}$;

T - Temperatura do ar a 2 m de altura, em $^{\circ}\text{C}$;

U_2 - Velocidade do vento à altura de 2 m, em m s^{-1} ;

e_s - Pressão de saturação de vapor, em kPa;

e_a - Pressão de vapor atual do ar, em kPa;

$(e_s - e_a)$ - Déficit de pressão de vapor, em kPa;

Δ - Declividade da curva de pressão de vapor de saturação, em $\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$; e

γ - Constante psicrométrica, em $\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$.

Os valores das variáveis climatológicas temperatura média do ar e radiação solar global estão representados na Figura 1, e os valores da evapotranspiração (ET_o) e da precipitação pluvial ao longo do período experimental, na Figura 2.

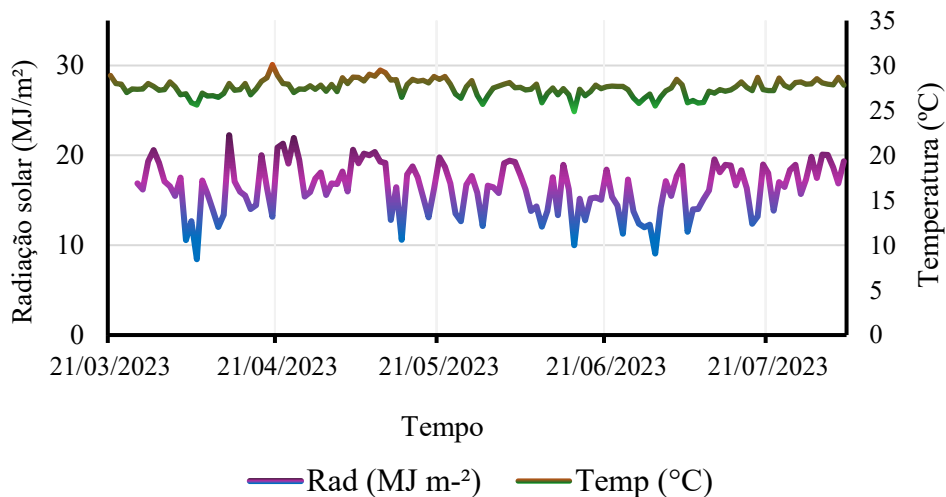


Figura 2. Temperatura do ar e radiação solar diária na UERA no período de fevereiro a agosto de 2023. Fonte: Elaborado pela autora.

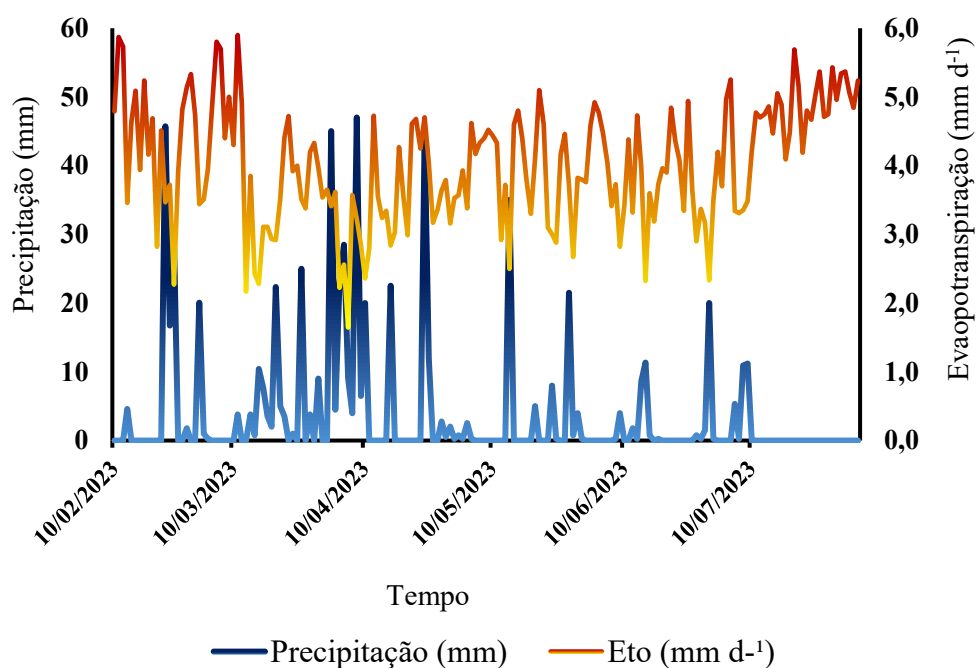


Figura 3. Precipitação e evapotranspiração diária na UERA no período de fevereiro a agosto de 2023. Fonte: Elaborado pela autora.

2.2 ORIGEM E CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO (LAS) DE MOSSORÓ/RN

O lixiviado utilizado no presente estudo foi proveniente do aterro sanitário classe 2 (ABNT, 2004) para resíduos não inertes do Município de Mossoró-RN (Figura 4). Este aterro, que iniciou suas atividades no ano de 2008, possui células de resíduos sólidos com duas idades: 1) Células com idade superior a dez anos, classificadas como estabilizadas; e 2) Células com idade inferior a cinco anos, classificadas como jovens (Nájera-Aguilar *et al.*, 2019; Tałałaj; Biedka; Bartkowska, 2019).



Figura 4. Imagem de satélite do aterro sanitário de Mossoró. Disponível em: www.google.earth.com.

Os dois lixiviados foram coletados em volume de 200 litros diretamente dos poços de recirculação das duas lagoas no fim do período de estiagem e armazenados na UERA em reservatórios separados com capacidade de 300 litros, mantidos tampados durante todo o período do experimento.

Para caracterização dos lixiviados brutos, foram realizadas análises físico-químicas das variáveis DQO, turbidez, sólidos suspensos totais (SST), pH, condutividade elétrica (CE), amônio (NH_4^+) e fósforo total (P_{total}), além da quantificação dos metais cromo (Cr), níquel (Ni), cobre (Cu), manganês (Mn), ferro (Fe), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e zinco (Zn) a cada três meses (31/01/2023, 18/05/2023 e 21/08/2023). As análises dessas variáveis foram realizadas com o propósito de monitorar possíveis alterações nas características físico-químicas dos lixiviados ao longo do período experimental, em razão da atuação de microrganismos degradadores da matéria orgânica presente nesses efluentes líquidos.

2.3 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA ÁGUA DE ABASTECIMENTO E DO COMPOSTO NUTRIENTE

A água de abastecimento, utilizada nos ensaios experimentais, foi oriunda da rede da Companhia de Águas e Esgoto do Rio Grande do Norte (CAERN), que abastece a instituição. Na UERA, foram instalados dois reservatórios de 500L para armazenamento de dois tipos de

lixiviado do aterro sanitário de Mossoró, além de reservatório de 1000 L para armazenamento da água de abastecimento da CAERN.

O composto nutriente líquido utilizado apresenta como garantias comerciais 57,50 g L⁻¹ de nitrogênio e de óxido de potássio (K₂O), 8,76 % de carbono orgânico, 13,38 % de índice salino e 2 % de aditivo surfactante.

Na água de abastecimento e no composto nutriente, foram analisadas as variáveis turbidez, SST, pH, CE, P_{total}, Cr, Ni, Cu, Mn, Fe, Cd, Pb e Zn, e os métodos de análise foram unificados, conforme descritos a seguir.

2.4 DESENHO EXPERIMENTAL

Os sistemas SAC-EHSS foram monitorados durante dez amostragens entre fevereiro de 2022 e agosto de 2023, sendo sete no período chuvoso e outras três no período seco. Com base em estudos anteriores, que constatarem os efeitos de alta salinidade e toxicidade de lixiviados de aterros sanitários (Fasani *et al.*, 2018; Kamarudzaman *et al.*, 2011; Cano *et al.*, 2020), foi realizada a diluição em 20 vezes para atender ao critério de viabilidade de tratamento sem toxicidade imediata e desempenho fisiológico das plantas nos sistemas SACs-EHSS.

Foram analisadas três condições operacionais de tratamento nos SACs-EHSS: F1 - Lixiviado de aterro sanitário estabilizado diluído 20 vezes em água de abastecimento para ajuste da condutividade elétrica de 3,0 dS m⁻¹; F2 - Lixiviado de aterro sanitário jovem diluído 20 vezes em água de abastecimento para ajuste da condutividade elétrica de 3,0 dS m⁻¹; e F3 - Solução nutriente produzida com composto nutricional líquido, na razão soluto/solvente de 200 ml/100L (0,2%), seguindo instruções do fabricante. As amostras foram coletadas em dois pontos de monitoramento: em P1 – Entrada dos reatores e em P2 – Saída dos reatores. O desenho esquemático do experimento para avaliar o desempenho dos SACs está resumido na Figura 5.

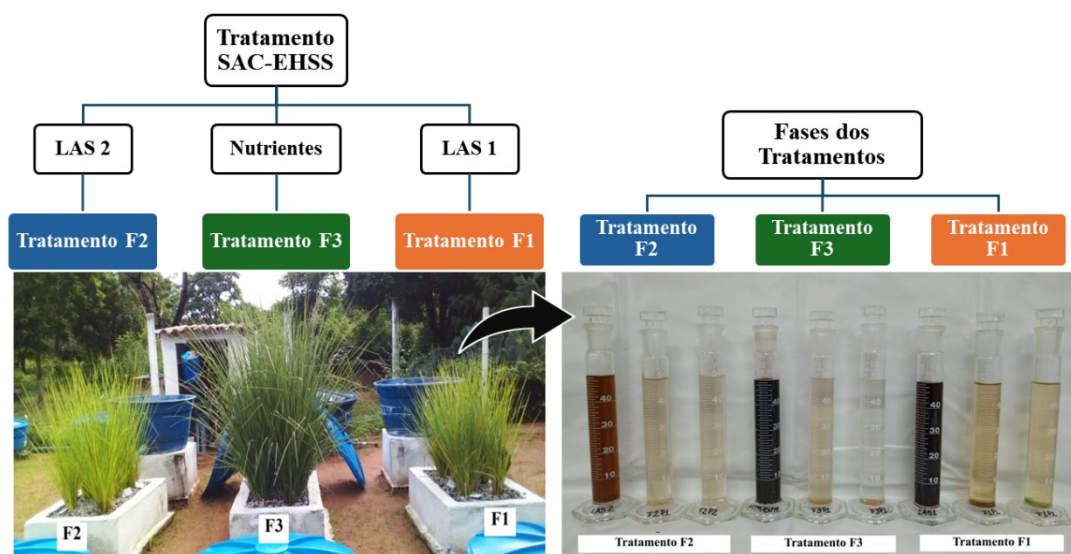


Figura 5. Representação esquemática da avaliação dos SACs-EHSS nos tratamentos das águas dos lixiviados de aterro sanitário de idades distintas e solução nutriente, utilizando capim Vetiver como planta extratora. Fonte: Elaborado pela autora.

Nota: LAS 2 – Lixiviado jovem; LAS 1 – Lixiviado estabilizado; Tratamento F1 – água com lixiviado estabilizado; Tratamento F2 – água com lixiviado jovem; Tratamento F3 – solução nutriente.

2.5 CONSTRUÇÃO E OPERAÇÃO DOS SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL – SAC-EHSS

Foram construídos três sistemas alagados com escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS) em alvenaria, impermeabilizados internamente com primer à base de água e manta asfáltica, e plantado com capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides* L. Roberty), conforme recomendações de Matos e Matos (2017). Cada SAC possui internamente 0,98 m de comprimento, 0,49 m de largura e 0,30 m de profundidade (Figura 6A) e declividade média sobre o solo de 0,5%. Foi utilizada no leito poroso a brita nº 3, com granulometria de 25 mm (NBR 17.054/2022), porosidade efetiva de 46% (Araújo; Tucci; Goldenfum, 2000) e coeficiente de permeabilidade alto ($> 10^{-3}$ m/s) (Terzaghi; Peck; Mestri, 1996).

Foram instalados na entrada e saída de cada SAC-EHSS reservatórios de 310 L para o armazenamento dos tipos de água. A passagem do lixiviado através dos SACs-EHSS ocorreu a partir da abertura de registros de esfera de 25 mm e de gaveta de $\frac{3}{4}$ ". O fluido era distribuído dentro do SAC por meio de um segmento de tubo PVC com 35,0 cm de comprimento e diâmetro nominal de 25 mm (Figura 6B) dotado de oito perfurações distanciadas de 2,0 cm, feitas em pares com diâmetros de 0,20 cm, 0,24 cm, 0,50 cm e 0,60 cm (Figura 6C), estando a 10 cm da superfície do leito poroso.

Para facilitar as coletas e evitar o arraste de biofilme pelo rápido escoamento, foi instalado um ponto de coleta de amostras na saída de cada SAC, cerca de 6,0 cm acima do piso. Nesse ponto de amostragem, foi utilizado registro de gaveta de 3/4" para obter escoamento lento no momento das coletas.



Figura 6. Detalhes construtivos do SAC-EHSS.

Fonte: Acervo da autora.

Nota: Brita nº 03, granulometria de 25 mm, porosidade de 46% (1); reservatório de abastecimento com capacidade para 310 L (2); registro de esfera de 25 mm e de gaveta de 3/4" (3 e 4); ponto de coleta das amostra P2 (5); reservatório de descarte do efluente tratado (6); segmento de tubo PVC com 35,0 cm de comprimento e diâmetro nominal de 25 mm (B); detalhe do segmento de tubo PVC com oito perfurações distanciadas de 2,0 cm, feitas em pares com diâmetros de 0,20 cm, 0,24 cm, 0,50 cm e 0,60 cm (C).

O método utilizado na operação dos SACs-EHSS foi o proposto por Mendonça *et al.* (2015): 1) 30 dias antes do transplante do capim Vetiver, foi realizada saturação dos SACs, com os tratamentos F1, F2 e F3, para estimular o desenvolvimento do biofilme característico às condições do biosistema construído, antes de sua operação; 2) Abastecimento descontínuo efetuado pela adaptação do método em batelada, onde os tratamentos F1, F2 e F3, ao serem aplicados no meio suporte, expulsam o efluente tratado para os reservatórios a jusante dos SACs; e 3) O tempo de ciclo empregado foi de dois dias, aplicando os tratamentos F1, F2 e F3, por meio da abertura e fechamento dos registros de gaveta de 3/4" conectados nos trechos de tubos de 25 mm a montante e a jusante dos SACs.

O capim Vetiver implantado nos sistemas foi obtido em área de parque ecológico urbano, na cidade de Mossoró-RN. As mudas do capim Vetiver foram multiplicadas por meio da divisão de touceiras de plantas adultas, preparadas com corte de raízes em comprimento de

5,0 cm, corte da parte aérea com aproximadamente 20,0 cm e touceiras clonais com cinco perfilhos. Posteriormente, foram aclimatadas em recipientes de polietileno com 10 L de capacidade, contendo solução nutriente e dos lixiviados de aterro sanitário jovem e estabilizado, diluídos com água do sistema de abastecimento da UFERSA, nas mesmas proporções adotadas para os tratamentos F1, F2 e F3, para adaptação e desenvolvimento das raízes dos clones. Após 30 dias, os clones do capim Vetiver foram plantados nos SACs-EHSS, adotando-se a densidade de plantio de 12 propágulos por m² (Teixeira *et al.*, 2020).

Após o transplântio do capim Vetiver, os SACs foram abastecidos a cada dois dias com os tratamentos F1, F2 e F3 durante 180 dias.

2.6 MONITORAMENTO DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS

Durante o período experimental de 180 dias, entre fevereiro de 2023 e agosto de 2023, foram realizadas dez amostragens em intervalos de 18 dias, sendo os lixiviados de entrada e saída dos SACs-EHSS coletados e armazenados para análises físico-químicas, realizadas nos Laboratórios de Saneamento Ambiental (LASAN) e de Qualidade Ambiental e de Solo, Água e Planta (LASAPSA) da UFERSA. Na Tabela 1, estão relacionadas as variáveis físico-químicas utilizadas para caracterizar os lixiviados de aterro sanitário, do composto nutriente e da água de abastecimento, bem como os métodos analíticos aplicados.

Tabela 1 – Variáveis físico-químicas analisadas no LASAN e LASAPSA/UFERSA.

Determinação	unidade	Método analítico		Fonte
		Nome	Código	
DQO	mg L ⁻¹	Refluxo fechado, método colorimétrico	5220 D	(1)
Turbidez	UNT	Nefelométrico	2130 B	(1)
SST	mg L ⁻¹	Sólidos em suspensão a 103 – 105 °C	2540 D	(1)
NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	Kjeldahl - destilação por arraste de vapores e titulação via restituição do ácido bórico utilizado na formação de borato de amônio	-	(2)
pH	-	Eletrométrico	4500 – H ⁺	(1)
CE	dS m ⁻¹	Potenciométrico	2510 - B	(1)
P _{total}	mg L ⁻¹	Ácido arcórbico com digestão preliminar com método persulfato	4500 – P E	(1)

Fonte: Elaborado pela autora. **Nota:** ⁽¹⁾ Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Lipps; Braun-Howland; Baxter, 2023); ⁽²⁾ Adaptado da metodologia de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes (Silva, 2009); DQO – Demanda química de oxigênio; UNT – Unidade

nefelométrica de turbidez; SST – Sólidos suspensos totais; NH_4^+ - Amônio; pH – Potencial hidrogeniônico; CE – Condutividade elétrica.

As determinações dos elementos químicos cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), cloreto (Cl^-), carbonato (CO_3^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-) foram obtidos pelo método titulométrico; sódio (Na^+) e potássio (K^+) por fotometria de chama (Silva, 2009).

Foram identificados e quantificados os metais cromo (Cr), níquel (Ni), cobre (Cu), manganês (Mn), ferro (Fe), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e zinco (Zn) por estarem comumente presentes nos lixiviados de aterro sanitários (Hussein *et al.*, 2021; Wdowczyk; Szymanska-Pulikowska, 2021; Kjeldsen *et al.*, 2002). Para os metais pesados, houve preservação das amostras com HNO_3 (pH = 2) e resfriamento a 4°C. As análises foram realizadas no Laboratório de Matéria Orgânica e Resíduos e de Espectrofotometria Atômica da Universidade Federal de Viçosa (UFV), empregando-se a espectrofotometria de absorção atômica de plasma e a metodologia adaptada da EMBRAPA (Silva, 2009).

As análises físico-químicas e dos metais nos lixiviados brutos, na água de abastecimento e do composto nutriente foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LASAN) e Laboratório de Análises de Solo Água e Planta do Semiárido (LASAPSA) da UFERSA e Laboratório de Matéria Orgânica e Resíduos e de Espectrofotometria Atômica da Universidade Federal de Viçosa (UFV), respectivamente, seguindo as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Lipps; Braun-Howland; Baxter, 2023) e da EMBRAPA (Silva, 2009).

2.7 ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DOS TRATAMENTOS COM LIXIVIADOS

2.7.1 Imageamento do biofilme do meio suporte dos SACs

As amostras do biofilme do meio suporte dos SACs foram coletadas de cada unidade vegetal de seus respectivos tratamentos no momento da colheita do Vetiver. Foram acondicionadas em frascos esterilizados de 60 mL, encaminhados ao Laboratório de Microscopia Eletrônica da UFERSA, para identificação da morfologia dos microrganismos presentes no biofilme por meio da Microscopia Eletrônica por Varredura (MEV).

As amostras do meio suporte poroso com o biofilme foram fragmentadas e inseridas em porta amostra de alumínio com 13 mm de diâmetro. Em seguida, foi realizado o tratamento de metalização com ouro, cujo revestimento possui espessura de aproximadamente 75 nm, a fim de garantir a condutividade elétrica necessária às amostras. A microanálise de

raios-X e registros de micrografias dos biofilmes foram aumentadas 1, 5, 10 e 250 vezes, com resoluções de 50µm, 10µm, 5µm e 200µ, respectivamente.

2.7.2 Análise microbiológica das águas dos tratamentos com lixiviados

Para identificar os microrganismos presentes nas águas dos tratamentos utilizadas nos SACs, foi realizada análise microbiológica pelo método Pour-Plate (derramamento) com semeadura em placa com meio em Ágar PCA (Plate Count Agar – Kasvi) aplicado para obtenção de colônias isoladas e contagem bacteriana em produtos alimentícios, água e outras amostras de importância sanitária, incubada em estufa de cultura, com temperatura microcontrolada entre 35° e 37°C, por 24 – 48 horas (Forsythe, 2013).

A classificação das bactérias baseia-se na diferença das estruturas de parede celular desses organismos por meio de corantes (violeta de genciana, solução de iodo, Safranina e álcool etílico absoluto), distinguindo-se bactérias Gram positivas e Gram negativas. As células bacterianas que apresentarem a coloração púrpura escura são consideradas Gram positivas, ao passo que as coradas em tonalidade avermelhada são consideradas Gram negativas (Ribeiro, 2011; Vermelho, 2015).

2.8 EFICIÊNCIA DOS TRATAMENTOS COM LIXIVIADOS

O cálculo da eficiência dos tratamentos nos SACs-EHSS (Eq. 2) seguiu a proposta de Kadlec e Knight (Bulc, 2006), na qual se mensura a porcentagem de remoções nas concentrações de elementos químicos em wetlands. Os dados foram tabulados no *software* Microsoft® Excel (2013), e calculadas as médias e respectivos desvios-padrão.

$$E(\%) = \left(\frac{MP1 - MP2}{MP1} \right) \times 100 \quad \text{Eq. 2}$$

Em que:

E(%) – Porcentagem de massa removida;

MP1 – Massa da amostra do afluente (mg L⁻¹);

MP2 – Massa da amostra do efluente (mg L⁻¹).

2.9 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados das variáveis de qualidade dos lixiviados (DQO, TB, SST, pH, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , CO_3^{2-} , HCO_3^- , NO_3^- , NH_4^+ , P_{total} , Cr, Ni, Cu, Mn, Fe, Cd, Pb e Zn) e de influência no balanço hídrico dos SAC-EHSS (precipitação pluvial acumulada - PA e evapotranspiração de referência - ET_0) foram considerados para o cálculo das médias, utilizando-se o *software* Microsoft Excel® (Addinsoft, 2021). Após padronização dos dados e análises de normalidades, foi realizado o teste de correlação de Pearson, garantindo a adimensionalidade dos dados originais e remoção das magnitudes com potencial de influenciar nos resultados (Oliveira *et al.*, 2020). Os critérios de análises das correlações seguiram as recomendações de Callegari-Jacques (2007), conforme Tabela 2.

Tabela 2. Categorização dos valores do coeficiente de correlação de Pearson(r).

Coeficiente de correlação	Grau de correlação
$r = 0$	Nula
$0 < r \leq 0,19$	Fraca
$0,20 < r \leq 0,39$	Fraca
$0,40 < r \leq 0,69$	Moderada
$0,70 < r \leq 0,89$	Forte
$0,90 < r \leq 0,99$	Muito forte
$r = 1$	Perfeita

Fonte: Adaptado de Vicini *et al* (2018).

As análises fatoriais (AF) e de componentes principais (ACP) foram realizadas para verificar as variáveis de maior influência nos sistemas SAC-EHSS, reduzindo a dimensionalidade dos dados originais com manutenção de suas informações (Gamble; Babbar-Sebens, 2012; Vicini *et al.*, 2018). Os dados de PA foram adquiridos para cada uma das dez campanhas, ao passo que para a ET_0 se empregou a média por valores por campanha, método que determina quais variáveis pertencem a quais fatores, e o quanto cada variável explica cada fator (Vicini *et al.*, 2018).

Na AF, os fatores com autovalores ≥ 1 foram extraídos por componentes principais, e os eixos fatoriais foram rotacionados pelo método Varimax, estabelecendo o valor de 0,65 para cargas fatoriais significativas (Hair Junior *et al.*, 2009).

A ACP foi empregada para determinar as variáveis mais importantes que influenciam na qualidade dos tipos de águas que abasteceram os SACs, nas dez campanhas. Elaborou-se

um diagrama de projeção de vetores para os componentes principais (fator 1 x fator 2) dos atributos de qualidades dos tipos de águas e balanço hídrico. Para isso, utilizou-se o critério de Kaiser, autovalores superiores a 1 e variância total acumulada acima de 70% (Chianca *et al.*, 2023; Oliveira Júnior *et al.*, 2021).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DOS LIXIVIADOS BRUTOS DO ATERRO SANITÁRIO DE MOSSORÓ/RN

A caracterização inicial dos lixiviados brutos, estabilizado e jovem gerados nas células encerradas e em operação, respectivamente, do aterro municipal de Mossoró/RN, utilizados no estudo, foi realizada para reconhecimento da composição físico-química e seleção das variáveis mais significativas para análise de desempenho do SAC-EHSS. Os valores médios das variáveis físico-químicas dos lixiviados brutos estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Valores médios das variáveis físico-químicas dos lixiviados brutos do aterro sanitário de Mossoró/RN e faixa de variação em lixiviados típicos de aterros sanitários brasileiros.

Variáveis	Unid.	LAS estabilizado	LAS jovem	Faixa de variação ⁽¹⁾	
		Média		Mínimo	Máximo
DQO	mg L ⁻¹	4.910,6	2.142,4	20	35.000
Turbidez	UNT	107,3	192,3	0,02	620
SST	mg L ⁻¹	503,3	355,0	7,0	12.400
NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	197,1	55,9	0,40	1.800
P _{total}	mg L ⁻¹	1,4	1,4	0,10	15
pH	-	8,9	9,2	5,9	9,2
CE	dS m ⁻¹	30,5	21,1	0,10	45

Fonte: ⁽¹⁾ Adaptado de Souto e Povinelli (2007). LAS – Lixiviado de Aterro Sanitário; UNT – Unidade Nefelométrica de Turbidez; DQO – Demanda Química de Oxigênio; SST – Sólidos Suspensos Totais; NH₄⁺ – Amônio; pH – Potencial hidrogeniônico; CE – Condutividade elétrica; P_{total} – Fósforo total.

Os lixiviados sem tratamento do aterro sanitário de Mossoró possuem composição típica dos lixiviados de aterros sanitários brasileiros (Souto; Povinelli, 2007), estando a maioria das variáveis dentro do intervalo da variação de referência das concentrações mínimas e máximas para as variáveis monitoradas. A presença de compostos dissolvidos está associada a CE e valores elevados nos lixiviados brutos, sugerindo concentração de íons dissociados (Scandelai *et al.*, 2018).

Na literatura há relatos de grande variação dos valores médios de DQO em razão do tipo de resíduos depositados, hidrogeologia, idade do aterro, fases de decomposição dos resíduos, tipos de operação do aterro e condições climáticas (Kjeldsen *et al.*, 2002; Souto, 2009; Wdowczyk; Szymonska-Pulikowska, 2021). As médias dos valores de DQO nos lixiviados estabilizado e jovem do aterro de Mossoró foram 4.910,6 mg L⁻¹ e 2.142,4 mg L⁻¹, respectivamente, estando de acordo com os resultados encontrados por Souto (2009) para os limites de DQO em lixiviados na região Nordeste do Brasil, que variam de 1.230 mg L⁻¹ a 6.027 mg L⁻¹.

A variável turbidez nos lixiviados estabilizado (107,3 UNT) e jovem (192,3 UNT) apresentam valores dentro da faixa de variação de referência (0,02 – 620 UNT) dos lixiviados típicos brasileiros (Souto; Povinelli, 2007). A turbidez está associada à presença de partículas sólidas coloidais suspensas (Souto, 2009; Scandelai *et al.*, 2018) e mantém relação com sólidos suspensos totais (SST). A menor turbidez no lixiviado estabilizado reflete a maior concentração de sólidos totais dissolvidos (20.156,7 mg L⁻¹), evidenciando maior degradação da matéria orgânica e conferindo coloração marrom escuro a esse efluente, ao passo que no lixiviado jovem a turbidez foi maior e a concentração de sólidos dissolvidos (14.781,7 mg L⁻¹) foi menor, evidenciando maior presença de partículas suspensas e coloração marrom claro.

Os sólidos suspensos totais (SST) dos lixiviados brutos apresentaram valores médios de 503,3 mg L⁻¹ no lixiviado estabilizado e de 355,0 mg L⁻¹ no lixiviado jovem, ambos dentro da faixa de variação de referência (7 – 12.400 mg L⁻¹). A maior concentração de SST no lixiviado estabilizado pode estar relacionada à maior presença de substâncias húmicas. Em estudo anterior sobre as características das substâncias húmicas em lixiviados de aterro sanitários de diferentes idades, Kang *et al.* (2002) destacam que as substâncias húmicas possuem tamanho molecular que tende a aumentar conforme a idade das células do aterro e a complexidade da estrutura química (cadeias longas) torna difícil a degradação biológica e confere natureza recalcitrante aos lixiviados maduros. Nos lixiviados jovens, a menor concentração de SST possivelmente está relacionada ao processo incompleto de degradação da matéria orgânica.

Os valores médios de SST obtidos nos lixiviados do aterro sanitário de Mossoró contrariam os valores registrados nos estudos realizados em países de clima tropical úmido e clima temperado (Aziz *et al.*, 2010; Wdowczyk; Szymanska-Pulikowska, 2021), nos quais as concentrações dos SST são inferiores a 400 mg L⁻¹ para aterros maduros (>10 anos) e variaram de 542 a 5.246 mg L⁻¹ em lixiviados jovens. As diferenças nas concentrações de SST podem refletir as influências que as condições climáticas exercem nas características dos

lixiviados. Scandelai *et al.* (2018), caracterizando o lixiviado do aterro de Maringá, região sul do Brasil e de clima subtropical, afirmam que a variabilidade das características do lixiviado está intrinsecamente relacionada ao clima, precipitação e temperatura das estações do ano, em que SST apresentaram menores concentrações no período chuvoso, ao passo que os parâmetros físico-químicos (DQO, DBO, COT, ST e STD¹) apresentaram maior concentração, justificada pelo tempo que necessário para infiltração de água das chuvas e daquela contida nos próprios resíduos, até a chegada à lagoa de recepção do lixiviado.

Os teores médios de NH_4^+ nos lixiviados estabilizado (197 mg L⁻¹) e jovem sem tratamento (55 mg L⁻¹), respectivamente, estão dentro da faixa de referência dos lixiviados típicos dos aterros sanitários brasileiros. Os valores médios de NH_4^+ presentes nos lixiviados do aterro de Mossoró são considerados baixos em comparação aos de outros estudos, os quais variam de 4,2 a 870 mg L⁻¹ (Johansen; Carlson, 1976; Öman; Junestedt, 2008), chegando a 2.200 mg L⁻¹ de NH_4^+ em aterros antigos (Christensen *et al.*, 2001; Wdowczyk; Szymonska-Pulikowska, 2021).

Os valores médios de fósforo total (P_{total}) no lixiviado estabilizado e no lixiviado jovem foram semelhantes (1,4 mg L⁻¹) e estão inseridos nos limites da faixa de variação de referência para os lixiviados típicos dos aterros brasileiros (0,1-15 mg L⁻¹).

Os valores médios de pH dos lixiviados analisados foram de 8,9 no lixiviado estabilizado e 9,2 no lixiviado jovem (Tabela 3). Embora as células de onde foram coletados os lixiviados estejam em fases distintas de atividade (encerrada e em operação, respectivamente), as amostras dos lixiviados eram alcalinas, sugerindo estágio maduro de armazenamento nas lagoas de lixiviados do aterro (Akinbile *et al.*, 2012; Lou *et al.*, 2020; Kjeldsen *et al.*, 2002; Nájera-Aguilar *et al.*, 2019; Wdowczyk; Szymonska-Pulikowska, 2021). Valores de pH evidenciam alcalinidade alta dos efluentes e podem estar associados à recirculação dos lixiviados nas células do aterro.

A característica do pH alcalino dos lixiviados brutos utilizados no experimento pode estar associada ao processo de recirculação ocorrido no aterro sanitário de Mossoró, semelhantemente ao observado em outros estudos onde, em um aterro com resíduos enterrados há 2 anos, a recirculação do lixiviado acelerou a bioestabilização dos RSU, pois pode reduzir o tempo necessário à degradação (Baraldi *et al.*, 2003). O efeito da recirculação de lixiviados de aterro sanitário com dez anos de operação resultou na diminuição da

¹ DQO – Demanda química de oxigênio; DBO – Demanda bioquímica de oxigênio; COT – Carbono orgânico total; ST – Sólidos totais e STD – Sólidos totais dissolvidos.

produção de lixiviado com o início da recirculação, assim como a condutividade e o pH, que evolui para valores com caráter básico (Brás; Silva, 2017). Farias *et al.* (2020) constataram que o pH se manteve acima da faixa da neutralidade, evidenciando o estágio avançado de degradação dos sólidos. Os autores correlacionaram a queda das concentrações de ácidos graxos voláteis (AGV) à elevação do pH, comprovando que, com o passar do tempo e das mudanças nas fases de degradação, o meio tende a um pH mais básico/alcalino.

No entanto, nos aterros com recirculação o pH foi sempre superior ao dos aterros sem recirculação de lixiviados, o que se deve ao aumento da degradação dos ácidos orgânicos (Brás; Silva, 2017). Estas observações sugerem a ocorrência de condições propícias para o desenvolvimento do metabolismo microbiano e uma aceleração da biodegradação e, consequentemente, da estabilização dos resíduos.

Os valores médios do pH do lixiviado estabilizado (8,9) e do lixiviado jovem (9,2) sugerem um estágio maduro desses lixiviados. Em células encerradas, a fase metanogênica inicial está associada ao fato de o pH aproximar-se da neutralidade, permitindo o crescimento limitado de bactérias metanogênicas (Kjeldsen *et al.*, 2002). Por sua vez, nas células em operação, que permanecem recebendo resíduos, a recirculação do lixiviado percola através das camadas de resíduos em diferentes fases de decomposição, percolando também em resíduos na fase ácida e em resíduos mais antigos das camadas mais profundas, acelerando o processo de decomposição e a elevação do pH, conferindo uma composição de lixiviado metanogênico. Warith *et al.* (2001), em estudo sobre a recirculação de lixiviados no aterro sanitário em Ontário, no Canadá, observaram que o pH médio do lixiviado na fase inicial da recirculação se apresentava ácido e, após dois anos de recirculação, o valor do pH aumentou para a faixa de 7,0 a 8,0, acelerando a redução da carga orgânica.

Os valores médios da CE de 30,5 dS m⁻¹ no lixiviado estabilizado e 21,1 dS m⁻¹ no lixiviado jovem estão próximos do limite máximo da faixa de referência para lixiviados típicos brasileiros (0,10 – 45 dS m⁻¹). Esses resultados contrariam as afirmações de Wdowczyk e Szymonska-Pulikowska (2021) de que os lixiviados de células em operação apresentam valor médio de CE mais elevado e lixiviados de células encerradas possuem CE com valores médios significativamente mais baixos. A CE mostra a concentração de íons nos lixiviados e pode significar maior efeito tóxico do efluente (Scandelai *et al.*, 2018).

3.2 METAIS NOS LIXIVIADOS BRUTOS TRATAMENTO DO ATERRO DE MOSSORÓ/RN

A presença de metais em lixiviados de aterro sanitário (LAS) é comum e suas concentrações em lixiviados antigos costumam ser baixas (Bulc, 2006; Kjeldsen *et al.*, 2002), pois mecanismos de sorção e precipitação contribuem para imobilização dos metais. Entretanto, mesmo em concentrações baixas, os metais representam o grupo de poluentes mais preocupantes pelo potencial de degradação ambiental que é capaz de causar.

A caracterização dos lixiviados brutos do aterro sanitário mossoroense revela que as concentrações dos metais analisados estão dentro do intervalo mínimo e máximo da faixa de variação da composição típica dos lixiviados brasileiros (Souto; Povinelli, 2007), apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Valores médios das concentrações de metais monitorados nos lixiviados brutos do aterro sanitário de Mossoró/RN e faixa de variação em lixiviados típicos de aterros sanitários brasileiros.

Variáveis	Unid.	LAS estabilizado	LAS jovem	Faixa de variação ⁽¹⁾	
		Média		Mínimo	Máximo
Cr	mg L ⁻¹	0,50	0,17	0,003	1,0
Ni	mg L ⁻¹	0,75	0,48	0,03	1,4
Cu	mg L ⁻¹	0,05	0,03	0,05	2,9
Mn	mg L ⁻¹	0,16	0,14	0,04	30
Fe	mg L ⁻¹	9,99	4,63	0,01	720
Cd	mg L ⁻¹	0,09	0,06	0,00	0,6
Pb	mg L ⁻¹	0,03	0,04	0,01	6,7
Zn	mg L ⁻¹	0,37	0,16	0,01	35

Nota: ⁽¹⁾ Adaptado de Souto e Povinelli (2007). Cr – Cromo; Ni – Níquel; Cu – Cobre; Mn – Manganês; Fe – Ferro; Cd – Cádmio; Pb – Chumbo; e Zn – Zinco.

Os valores médios das concentrações da maioria dos metais são de uma a duas vezes maiores no lixiviado estabilizado do que no lixiviado jovem. Dentre os resultados das análises dos metais, apresentados na Tabela 4, destacam-se o Fe o Cr com os maiores valores médios no lixiviados estabilizado (9,99 mg L⁻¹ e 0,5 mg L⁻¹) e no lixiviado jovem (4,63 mg L⁻¹ e 0,17 mg L⁻¹). Essa maior magnitude do Fe entre os metais, presente em lixiviados de aterro sanitário, também foi identificada por Sawaya *et al.* (2021). Os valores mais elevados do Fe nos dois lixiviados brutos podem ser associados ao material utilizado na cobertura das células do aterro sanitário, que pertence à ordem dos Argissolos, o qual é rico em ferro. Em aterros convencionais, quando o oxigênio é consumido, os óxidos de ferro e manganês podem ser

usados como doadores de elétrons na fase de degradação anaeróbica, predominando, nos lixiviados, condições redutoras (Kabata-Pendias; Mukherjee, 2007; Wojciechowska, 2017).

3.3 VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DO COMPOSTO NUTRIENTE E DA ÁGUA DE ABASTECIMENTO

O composto nutricional, utilizado na solução nutriente, possui na composição garantias comerciais de 57,50 g L⁻¹ de nitrogênio e de óxido de potássio (K₂O), 8,76 % de carbono orgânico, 13,38 % de índice salino e 2 % de aditivo surfactante, pH alcalino (9,14) e SST (57.500 mg L⁻¹) e CE (52,28 dS m⁻¹) elevados quando comparados aos valores médios dos lixiviados do aterro sanitário de Mossoró. De forma geral, apresenta concentrações de metais pesados superiores aos verificados nos dois lixiviados brutos de aterro sanitário, destacando-se os elevados valores de Cu (1.702,4 mg L⁻¹), Fe (155 mg L⁻¹), Pb (2,9 mg L⁻¹) e Zn (107,3 mg L⁻¹), conforme Tabela 5.

A água de abastecimento apresenta valores médios das variáveis físico-químicas dentro dos limites estabelecido pela Organização Mundial de Saúde (Correia *et al.*, 2008). Os valores de SST (5,0 mg L⁻¹) atendem aos padrões da COEMA 02/2017 e da Diretriz nº 541/2022 da União Europeia. O pH (8,8) da água de abastecimento apresenta valor próximo do limite máximo da faixa de variação e do limite máximo da CONAMA 430/2011, porém está acima do limite máximo permitido para reúso da Resolução COEMA 02/2017. A água de abastecimento é proveniente do aquífero Jandaíra, de circulação cárstica, razão pela qual apresenta valor de pH alcalino. A CE (0,55 dS m⁻¹) apresenta valor abaixo do limite de 3,0 dS m⁻¹ da Resolução COEMA 02/2017, todos demonstrados na Tabela 5.

Tabela 5. Valores médios das concentrações das variáveis físico-químicas do composto nutriente e da água de abastecimento e os valores padronizados para lançamento de efluentes em corpos hídricos do CONAMA, de reúso de efluentes na agricultura e produção florestal do COEMA – Ceará e Diretriz da União Europeia sobre concentrações de carga orgânica para águas de reúso.

Variáveis	Unid.	Composto nutriente	Água de abastecimento	CONAMA 430/2011 ⁽¹⁾	COEMA 02/2017 ⁽²⁾	EU - Diretriz 541/2022 ⁽³⁾
				Limite máximo	Limite máximo	Concentração máxima
Turbidez	UNT	169	0,17	-	-	-
SST	mg L ⁻¹	57.500	5,0	-	100	35
NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	399,0	2,5	-	-	-
P _{total}	mg L ⁻¹	182,4	0,2	-	-	0,5
pH	-	9,1	8,6	5 - 9	6 – 8,5	-
CE	dS m ⁻¹	52,3	0,5	-	3,0	-
Cr	mg L ⁻¹	0,7 *	0,0 *	1,0	1,0	-
Ni	mg L ⁻¹	1,9 *	0,1 *	2,0	2,0	-
Cu	mg L ⁻¹	1072,4 *	0,01 *	1,0	1,0	-
Mn	mg L ⁻¹	4,4 *	0,0 *	1,0	1,0	-
Fe	mg L ⁻¹	155 *	0,1 *	15	15	-
Cd	mg L ⁻¹	0,66 *	0,03 *	0,2	0,2	-
Pb	mg L ⁻¹	2,9 *	0,1 *	0,5	0,5	-
Zn	mg L ⁻¹	107,3 *	0,0*	5,0	5,0	-

Fonte: Elaborado pela autora. **Nota:** ⁽¹⁾ Resolução CONAMA nº 430/2011 (Brasil, 2011); ⁽²⁾ Resolução COEMA nº 02/2017 (Ceará, 2017); ⁽³⁾ Diretriz nº 541/2022 (EU, 2022); (*) Leitura realizada em alíquota única; UNT – Unidade nefelométrica de turbidez; SST – Sólidos Suspensos Totais; NH₄⁺ - Amônio; pH – Potencial hidrogeniônico; CE – Condutividade elétrica; P_{total} – Fósforo total; Cr – Cromo; Ni – Níquel; Cu – Cobre; Mn – Manganês; Fe – Ferro; Cd – Cádmio; Pb – Chumbo; e Zn – Zinco.

3.4 DESEMPENHO DOS SAC-EHSS NA REMOÇÃO DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DAS ÁGUAS COM LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO

A caracterização inicial dos lixiviados estabilizado e jovem, do composto nutriente e da água de abastecimento utilizados no estudo foi importante para o reconhecimento das composições físico-químicas, permitindo a identificação das variáveis mais significativas para avaliação de desempenho dos SAC-EHSS na remoção de carga orgânica e metais.

Os resultados das análises das variáveis físico-químicas das águas dos tratamentos F1, F2 e F3, na estrada (P1) e saída (P2) dos SAC-EHSS estão apresentados na Tabela 7 do

Apêndice A. A normalidade das variáveis foi verificada pelo teste de Friedman e se efetuou o cálculo de médias das dez coletas realizadas durante o período do experimento. A maioria dos dados não evidenciou distribuição normal, provando sua assimetria. Entretanto, os dados das variáveis sódio e condutividade elétrica apresentaram distribuição normal, sendo simétricos ao longo do experimento.

Os desvios padrão das variáveis analisadas apontaram elevado grau de dispersão do conjunto de dados, demonstrando a desuniformidade e heterogeneidade associadas à oscilação de qualidade dos lixiviados durante o período experimental. Por outro lado, os efeitos do armazenamento de lixiviado de aterro sanitário por longos períodos também podem alterar suas características originais, principalmente em virtude de atuação microbiana (Kjeldsen *et al.*, 2002; Scandelai *et al.*, 2018).

O aspecto visual dos lixiviados brutos do aterro sanitário de Mossoró/RN, do composto nutriente puro e das águas utilizadas nos tratamentos F1, F2 e F3, na ordem de redução da turbidez e fases dos tratamentos nos SAC-EHSS, está demonstrado na Figura 7.

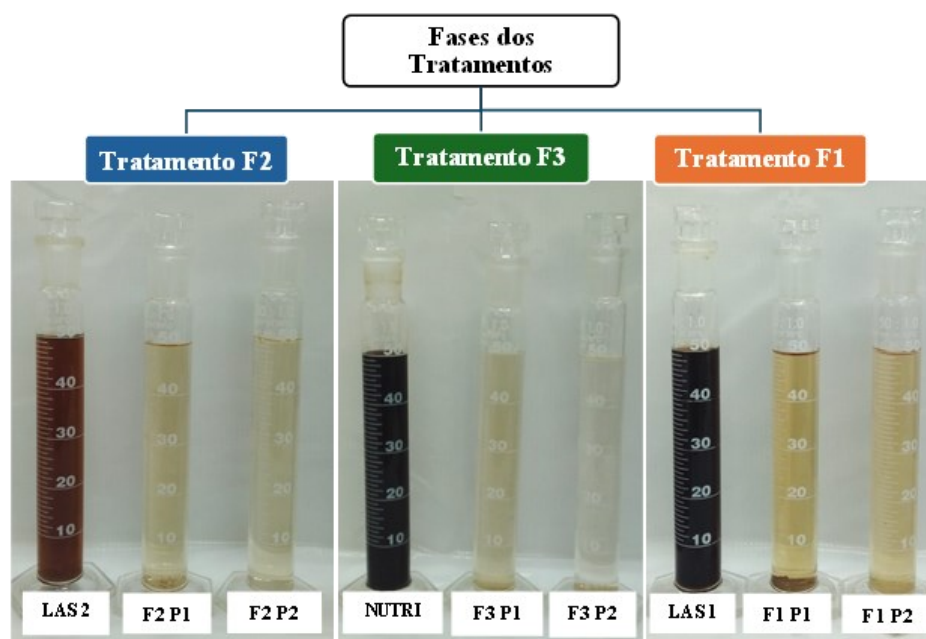


Figura 7. Aspecto visual das águas utilizadas nos tratamentos na ordem de redução da turbidez: F2 - lixiviado jovem, F3 - solução nutriente e F1 - lixiviado estabilizado, antes e após os processos de diluição e tratamento pelos sistemas alagados construídos. Fonte: Elaborado pela autora.

Nota: LAS 2 – Lixiviado bruto de aterro sanitário jovem; F2P1 – Água com lixiviado jovem no ponto de entrada; F2P2 – Água com lixiviado jovem no ponto de saída; NUTRI – Composto nutriente comercial líquido; F3P1 – Solução nutriente ponto de entrada; F3P2 – Solução nutriente ponto de saída; LAS 1 – Lixiviado bruto de aterro sanitário estabilizado; F1P1 – Água com lixiviado estabilizado no ponto de entrada; F1P2 – Água com lixiviado estabilizado no ponto de saída.

3.4.1 Demanda química de oxigênio (DQO)

As médias das eficiências nas remoções de DQO foram menores nos tratamentos F1 (1,4 %) e F2 (12,2 %), estando relacionadas às diluições dos lixiviados estabilizados e jovem utilizados nestes tratamentos, que contribuíram para a redução da carga orgânica biodegradável e matéria inorgânica nos SACs-EHSS. Somem-se a essa estratégia de pré-tratamento as contribuições das precipitações registradas nas análises das primeiras amostras reduzindo a carga orgânica, e no período em que as precipitações escassearam ocorreu concentração da DQO no lixiviado estabilizado do tratamento F1, conforme Figura 8. Destaca-se que, embora tenha ocorrido menor eficiência de DQO e persistência de concentrações de compostos orgânicos refratários, a diluição dos lixiviados foi necessária para favorecer o tratamento biológico e potencializar a ação do capim Vetiver na assimilação de nutrientes e metais pesados (El-Gohary; Kamel, 2016). Apesar de estudos indicarem limites do tratamento biológico de lixiviados de aterro sanitários em sistemas alagados para remoções de DQO, em que a eficiência média variou entre 47 % e 86 %, já foram observadas eficiências médias inferiores a 20 % (Wojciechowska, 2017; Cano *et al.*, 2020). Mais do que isso, as baixas eficiências nas remoções de DQO nos tratamentos F1 e F2 confirmam a presença de matéria inorgânica nos lixiviados, limitando as ações microbianas em sistemas de tratamento biológicos, a exemplo dos ácidos húmicos e fúlvicos (Kjeldsen *et al.*, 2002; Kurnianwan *et al.*, 2010).

No tratamento F3, ocorreu a maior eficiência média de remoção de DQO (43%), que pode estar associada à maior presença de nutrientes orgânicos na solução nutriente sintética (0,2 %), na qual a matéria orgânica biodegradável estava mais disponível no SAC. A fração biodegradável foi mais representativa para DQO em F3, evidenciando as ações microbianas na estabilização orgânica e, possivelmente, reduzindo as concentrações de DQO.

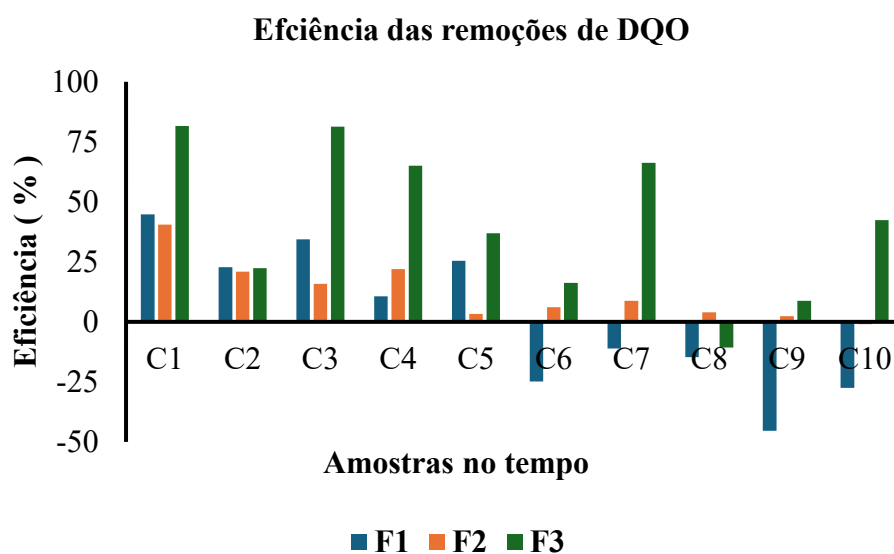


Figura 8. Eficiência das remoções de DQO nas amostras das águas dos tratamentos no tempo. Fonte: Elaborado pela autora.

3.4.2 Turbidez e Sólidos Suspensos Totais (SST)

A turbidez é ocasionada pela presença de matéria sólida (Akinbile *et al.*, 2012; Mohd-Salleh *et al.*, 2020; Scandelai *et al.*, 2018) composta de partículas suspensas e coloidais orgânicas, que confere aspecto turvo às águas dos três tratamentos (F1, F2 e F3) aplicados no ponto de entrada (P1) dos SACs.

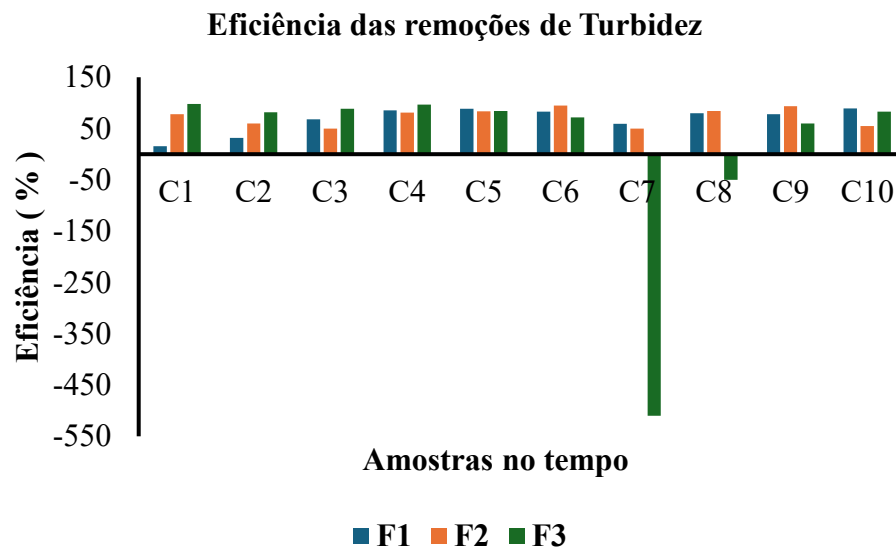
Os resultados das análises demonstraram redução de turbidez em todos os tratamentos, e as maiores eficiências médias das reduções foram verificadas no tratamento F2 (80 %) e em F3 (70 %), ao passo que no tratamento F1 a eficiência média de redução da turbidez foi de 65 %. As maiores eficiências médias das reduções da turbidez verificadas nos tratamentos F2 e F3 estão relacionadas aos processos de filtração, sedimentação e retenção de partículas pelas raízes das plantas próprios dos SACs. As menores eficiências médias das reduções de turbidez observadas no tratamento F1 (65 %), conforme Figura 9A, refletindo a predominância de sólidos dissolvidos, que sugerem maior degradação da matéria orgânica e presença de substâncias húmicas.

O tempo de retenção também é fator importante e pode influenciar as reduções da turbidez, pois os resultados obtidos nos estudos de Akinbile, Yusoff e Zuki (2012), com tratamento de lixiviado de aterro sanitário em SAC, alcançaram reduções de turbidez de até 86,6 %, concluindo-se que a maior diferença nos valores de turbidez entre afluente e efluente resultaram do maior tempo de retenção de 21 dias.

A turbidez possui forte correlação com os SST, pois são os parâmetros relacionados às partículas coloides orgânicas e inorgânicas em lixiviados (Mohd-Salleh *et al.*, 2020). As maiores remoções de SST foram observadas nos tratamentos F1(80 %) e F3 (71 %), conforme Figura 9B, refletindo a capacidade dos sistemas alagados construídos em remover partículas por meio dos processos de filtragem e sedimentação das partículas no leito poroso, além de contribuir para formação do biofilme no leito poroso, potencializado pela baixa velocidade de escoamento no sistema (Bakhshoodeh *et al.*, 2017; Matos; Matos, 2017). Resultados semelhantes foram registrados por Akinbile, Yusoff e Zuki (2012), no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com SAC, utilizando como planta extratora *Cyperus haspan*, onde as remoções de SST variaram de 59,7 % a 98,8 %.

Os dados de eficiência das remoções representados graficamente na Figura 9A e 9B revelaram uma anomalia no comportamento do tratamento F3, em que ocorreu forte declínio da remoção da turbidez e de SST, atribuída à mudança ocasional da qualidade da água de abastecimento registrada durante o experimento.

A.



B.

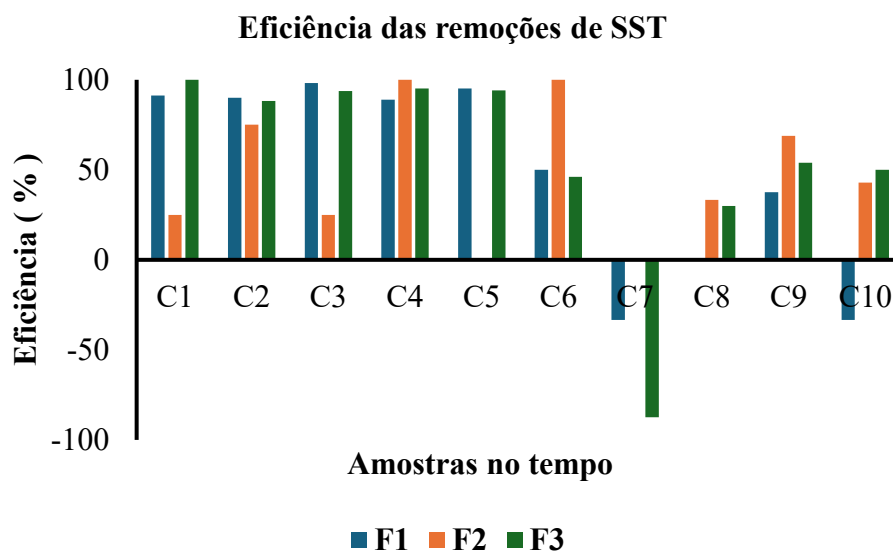


Figura 9. Eficiência das remoções de turbidez (A) e Eficiência das remoções de SST (B) nas amostras das águas dos tratamentos no tempo.
Fonte: Elaborado pela autora.

3.4.3 Amônio (NH_4^+)

Nos SACs-EHSS, as eficiências médias das remoções de NH_4^+ observadas mostram que $\text{F1} > \text{F3} > \text{F2}$, tendo a maior eficiência média de remoção ocorrido no tratamento F1 (23,2 %). No tratamento F3, a eficiência média de remoção de NH_4^+ alcançou 22 % e em F2 4,2 %, conforme evolução da eficiência demonstrada na Figura 10. Estudos anteriores registaram baixas remoções de NH_4^+ (29,8 %) de lixiviado de aterro sanitário em SAC de fluxo subterrâneo, operado por três semanas de tempo de retenção (Akinbile; Yusoff; Zuki, 2012) e oscilando de 8,6 % a 25,1 % (Bakhshoodeh *et al.*, 2017), havendo ainda relatos de remoções insignificantes (Cano *et al.*, 2020; Wojciechowska, 2017), possivelmente em virtude do baixo desenvolvimento de bactérias nitrificantes sob condições anaeróbicas predominantes no leito de filtração.

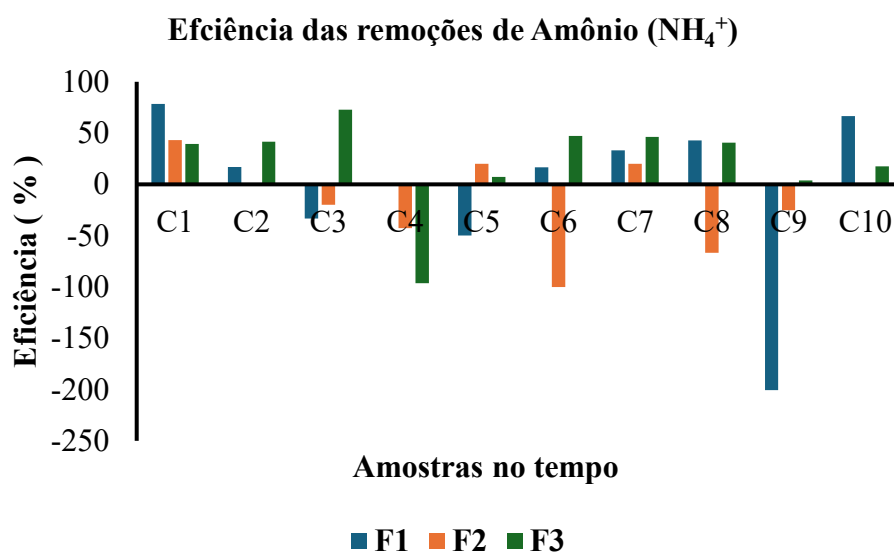


Figura 10. Eficiência das remoções de NH_4^+ nas amostras das águas dos tratamentos no tempo. Fonte: Elaborado pela autora.

As variadas remoções de NH_4^+ podem estar relacionadas à atuação de rizobactérias, identificadas por microscopia eletrônica de varredura, nos biofilmes do leito poroso dos SACs-EHSS, onde se constatou a presença de bactérias interagindo com fragmentos de raízes do tratamento F1 (Figura 11A) e do tratamento F2 (Figura 11B). No biofilme do tratamento F3, foi identificada a presença de bactérias do tipo cocos, cujo desenvolvimento não depende de nitrogênio (Figura 11C). Os resultados das culturas microbiológicas realizadas nas amostras das águas dos três tratamentos confirmaram a presença de bactérias Gram negativas, Gram positivas e cocos, conforme Figura 20 do Apêndice. A presença de bactérias Gram negativas, grupo das enterobactérias, em lixiviado de aterro sanitário foi confirmada em estudo de caracterização microbiológica de lixiviados gerados de resíduos sólidos de serviços de saúde e domiciliares, onde as enterobactérias estavam presentes em 100% das amostras (Costa e Silva *et al.*, 2011). Nascimento *et al.* (2009) registraram a ocorrência de bactérias clinicamente relevantes na pilha de resíduos de serviços de saúde em um aterro sanitário e nas alíquotas de lixiviado, no qual foram isolados bastonetes Gram negativos da família Enterobacteriaceae. O gênero *Enterobacter* possui representantes promotores de crescimento do sistema radicular ao ser inoculado em plântulas de cana-de-açúcar, tendo demonstrado efeitos benéficos ao crescimento vegetal e incremento proteico nas plântulas inoculadas, especialmente em condições de carência de nitrogênio (Ichiwaki, 2012).

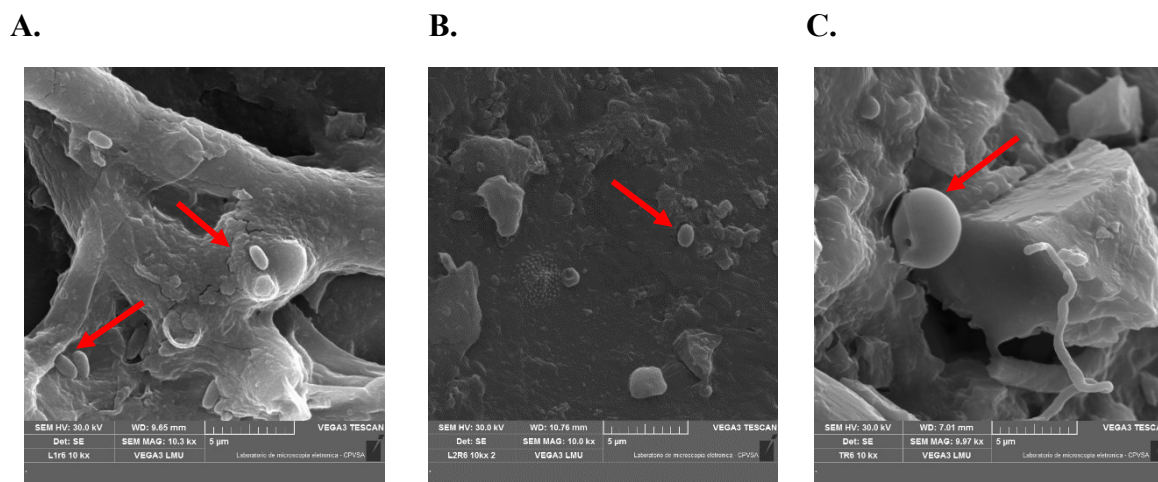


Figura 11. Imagens do biofilme dos sistemas alagados construídos.

Fonte: Acervo da autora.

Nota: Microscopia Eletrônica de Varredura (MVE) com aumento de 10 Kx e resolução de 5µm; presença de bactérias nos biofilmes dos tratamentos F1(A) e F2 (B), e presença de bactérias cocos no biofilme do tratamento F3 (C).

Comparando os valores médios de NH_4^+ do tratamento F3, nos pontos de entrada P1(97,6 mg L^{-1}) e saída P2 (76,1 mg L^{-1}) do SAC-EHSS, estes são elevados em comparação aos teores de NH_4^+ nos pontos de entrada P1 (11,3 mg L^{-1}) e saída P2 (8,7 mg L^{-1} e 10,9 mg L^{-1}) dos tratamentos F1 e F2, respectivamente (Tabela 7 do Apêndice A). A concentração de nitrogênio (57, g L^{-1}) no composto nutriente, utilizado no tratamento F3, conferiu maior disponibilidade de NH_4^+ para as plantas de Vetiver, onde as eficiências médias das remoções de NH_4^+ foram de 22 %. Por outro lado, o excesso de nitrogênio assimilável pode ter promovido sintomas de toxicidade nas plantas do tratamento F3, refletida no atrofiamento do sistema radicular e pela grande produção de massa foliar (Figura 12), uma vez que o excesso de nitrogênio é capaz de alterar a relação raiz/parte aérea das plantas (Prado, 2020), observada na morfologia das plantas do tratamento F3, quando comparada às plantas dos tratamentos F1 e F2.



Figura 12. Aspectos visuais das plantas de Vetiver plantados em SAC-EHSS e detalhe dos sistemas radiculares dos tratamentos F2, F3 e F1. Fonte: Acervo da autora.

3.4.4 Fósforo (P_{total})

Os valores médios de P_{total} na entrada (P_1) e saída (P_2) dos SACs dos tratamentos F1 ($0,26 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,18 \text{ mg L}^{-1}$) e F2 ($0,17 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,10 \text{ mg L}^{-1}$) foram baixos, corroborando estudo de Moraes e Gomes (1993). Os teores de P_{total} nos lixiviados revelam que a eficiência média das remoções no tratamento com lixiviado estabilizado (F1) e no tratamento com lixiviado jovem (F2) foi de 26,1 % e 41,6 %, respectivamente, conforme Figura 13.

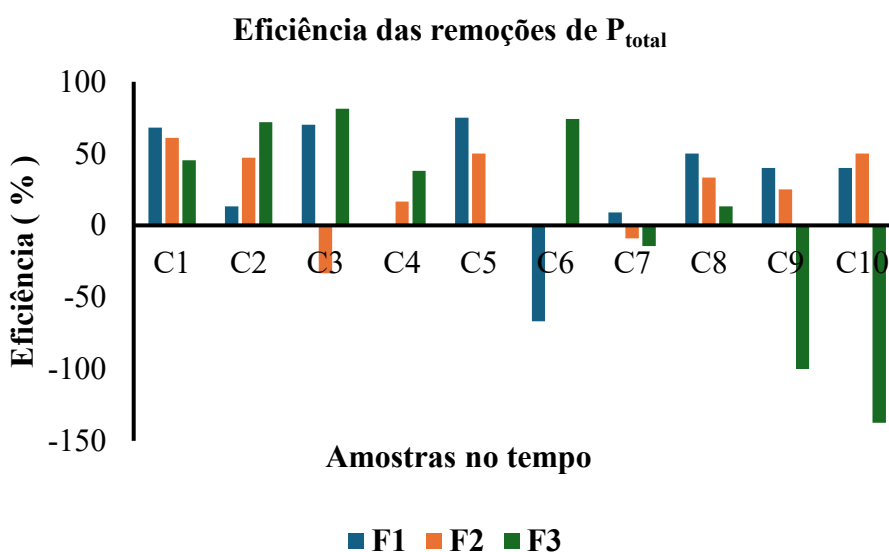


Figura 13. Eficiência das remoções de P_{total} nas amostras das águas dos tratamentos no tempo. Fonte: Elaborado pela autora.

As eficiências médias das remoções nos tratamentos F1 e F2 podem estar associadas à formação de sais (fosfatos) e às possíveis interações do fósforo com íons de Fe, Mn, Cu e Zn, resultando em precipitados (Kabata-Pendias; Mukherjee, 2007). No tratamento F3, os valores médios de fósforo nos afluentes ($1,65 \text{ mg L}^{-1}$) e efluentes ($0,77 \text{ mg L}^{-1}$) demonstram as maiores remoções de P_{total} (53,34 %). Entretanto, as fortes interações com os minerais Cu, Mn, Fe e Zn podem ter causado deficiência induzida desses micronutrientes (Broetto *et al.*, 2017) e alterado a fisiologia do capim Vetiver, tendo sido observados alto crescimento das plantas, além de emissão de folhas novas que exibiram tonalidade verde escura, mais estreitas e longas (Figura 12). As interações entre P e Mn podem variar afetando a deficiência ou a elevada absorção de Mn, dependendo das características das plantas (Kabata-Pendias; Pendias, 1999).

3.4.5 Potencial hidrogeniônico (pH)

Ocorreu redução dos valores médios de pH nos três tratamentos: em F1 de 8,1 para 7,3, em F2 de 8,6 para 7,4 e em F3 de 8,4 para 7,5. As alterações dos valores do pH das águas dos tratamentos nos pontos de saída dos reatores resultam das diluições promovidas pela precipitação acumulada ao longo do experimento (Figura 19 do Apêndice A). As reduções dos pHs observadas nos efluentes podem ainda estar associadas à formação de compostos carbonáticos nos SACs. A maior redução de pH ocorreu no tratamento F2, no qual também ocorreu a concentração de HCO_3^- (33 %) (Tabela 8 do Apêndice A).

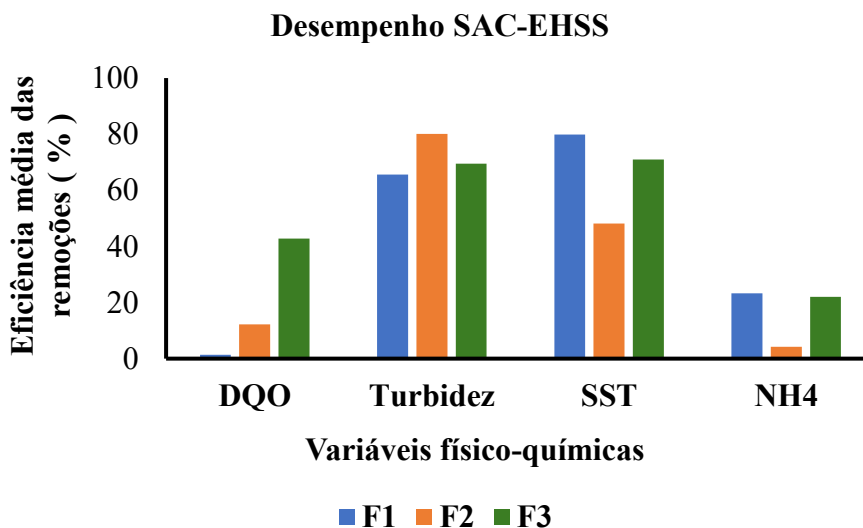
3.4.6 Condutividade elétrica (CE)

Os valores médios da condutividade elétrica (CE) sofreram alterações nos tratamentos F1 e F3, sugerindo aumento da salinidade nos SACs (Figura 19 do Apêndice A). Nesses tratamentos, o aumento da CE pode estar associado às concentrações de Ca^{2+} , Mg^{+} , Na^{+} e Cl^{-} (Tabela 8 do Apêndice A) e à formação de sais mais solúveis. No tratamento F3, ocorreu também concentração de K^{+} (Scandelai *et al.*, 2018; Wdowczyk; Szymonska-Pulikowska, 2021).

No tratamento F2, verificou-se pequena redução (6,6 %) da CE, de $1,71 \text{ dS m}^{-1}$ no ponto de entrada (P1) para $1,59 \text{ dS m}^{-1}$ na saída (P2) do sistema, acompanhada de reduções de Na^{+} e K^{+} de 6 % e 7 %, respectivamente.

O desempenho do SAC-EHSS é expresso pela eficiência média nas remoções das variáveis físico-químicas, representado graficamente nas Figuras 14A e 14B.

A.



B.

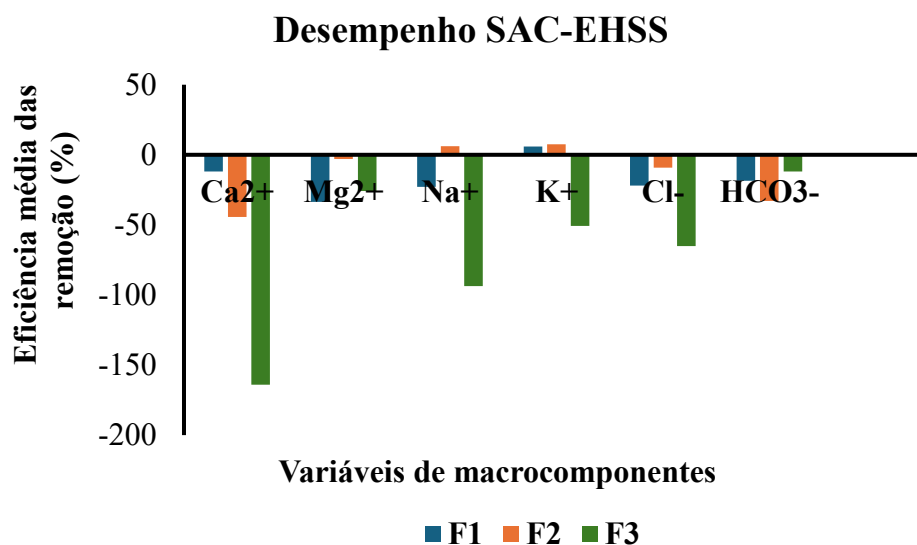


Figura 14. Desempenho do SAC-EHSS pelas eficiências médias das remoções das variáveis físico-químicas (A) e eficiências médias remoções de macrocomponentes (B) das águas dos tratamentos. Fonte: Elaborado pela autora.

Nota: F1 – Lixiviado estabilizado diluído; F2 – Lixiviado jovem diluído; F3 – Solução nutriente; DQO – Demanda química de oxigênio; TB – Turbidez; SST – Sólidos suspensos totais; NH₄⁺ – Amônio; P_{total} – Fósforo total; Ca²⁺ - Cálcio; Mg²⁺ - Magnésio; Na⁺ - Sódio; K⁺ - Potássio, Cl⁻ - Cloreto e HCO₃⁻ - Bicarbonato.

3.5 DESEMPENHO DOS SAC-EHSS NA REDUÇÃO DE METAIS

Na Tabela 9 do Apêndice A, estão apresentados os valores médios das concentrações de entrada e saída nos leitos dos SACs para os metais Cr, Ni, Cu, Mn, Fe, Cd, Pb e Zn dos tratamentos das águas com lixiviado estabilizado (F1), com lixiviado jovem (F2) e água com composto nutriente (F3), bem como os registros da precipitação pluvial acumulada (PA) e evapotranspiração (Eto), ao longo de 180 dias do experimento.

As eficiências dos SACs nas reduções dos metais monitorados revelaram a influência da precipitação no período de maior acumulação, concentrada entre as coletas de amostras C1 a C5. Os SACs foram mais eficientes nas reduções de Cr, Ni, Fe e Cd durante o período de maior precipitação acumulada (Figuras 15A, 15B, 15E e 15F), ao passo que para os elementos Cu, Mn, Pb e Zn os SACs demonstraram eficiências negativas durante o período chuvoso (Figuras 15C, 15D, 15G e 15H). É também notado que o Pb foi o único elemento quantificável apenas durante o período de maior precipitação. Esse comportamento pode sugerir que as contribuições de contaminação por Pb nos SACs são atmosféricas.

As eficiências médias negativas verificadas nos pontos de saída dos SACs dos tratamentos F1, F2 e F3 podem estar relacionadas à indisponibilidade dos metais sob

influência do pH moderadamente alcalino (Kucharski *et al.*, 2011), uma vez que a presença simultânea de metais pesados na solução aquosa reduz as eficiências de remoção em virtude da competição entre os metais a serem removidos (Carvajal-Flórez; Cardona-Gallo, 2019).

A competição exerce importante efeito na sorção dos metais pelas plantas, especialmente quando apresentam comportamento químico semelhante, além de envolver uma sequência de seletividade na sorção de metais em partículas coloidais ($Pb > Cd > Ni > Zn > Cu > Cr$), conforme sua natureza e quantidade, denominada teoria da eletronegatividade (Antoniadis *et al.*, 2017), a qual descreve que quanto maior for a diferença eletronegativa do metal com o oxigênio, menor será o caráter iônico da ligação entre eles (Antoniadis *et al.*, 2017; Lima, 2014). Logo, quando ocorrem ligações covalentes entre os metais e o oxigênio, estes são mais facilmente retidos e menos disponíveis. Entretanto, Antoniadis *et al.* (2017) advertem que a formação de ligações covalentes entre os metais e o oxigênio não é suficiente para explicar a disponibilidade dos metais, pois a capacidade do elemento hidrolisar é altamente dependente do pH.

Estudando a disponibilidade de metais pesados em áreas úmidas, Vymazal e Březinová (2016) mencionam a especiação química condicionada à biodisponibilidade de metais pesados na rizosfera das plantas mediante condições anaeróbias, onde precipitados como hidróxidos de ferro e os oxihidróxidos provocam a formação da chamada placa de ferro, que pode inibir a remoção de metais pesados. Isso pode explicar as eficiências negativas verificadas no tratamento F1, no qual 75% dos metais analisados se concentraram nos SACs-EHSS e provavelmente os metais Cr, Ni, Cu, Mn, Fe e Zn podem estar mais oxidados no lixiviado estabilizado.

As maiores eficiências médias positivas ocorreram no tratamento F3 com reduções de Cu (87,86 %), Zn (84,37 %), Fe (61,7 %) e Mn (29,37 %). Os teores médios de Cu nas raízes do capim Vetiver (260,9 mg kg⁻¹ de massa seca) e 2,22 mg kg⁻¹ na parte aérea também foram os maiores registrados para esse elemento. As reduções observadas no tratamento F3 estão relacionadas aos teores médios dos afluentes do P_{total} do SAC e a interação com íons de ferro, manganês, cobre e zinco na formação de precipitados (Kabata-Pendias; Mukherjee, 2007) e estão correlacionadas com as variáveis físicas turbidez e SST nesse tratamento. Resultados registrados por A *et al.* (2017) no tratamento de um lixiviado sintético de aterro sanitário em áreas úmidas, plantados com cana-comum (*Juncus effusus*), alcançaram eficiência de remoção de 92 % para Zn e entre 35 e 45 % para Mn em todos os SACs. Em ensaios laboratoriais para tratar águas sintéticas ácidas em áreas úmidas plantadas com *Typha domingensis*, Bavandpour *et al.* (2018) registraram remoções de 90 %, 77 %, 27 %, 98 % e 75 % para Cu, Mn, Fe, Pb e

Zn, respectivamente. As altas remoções alcançadas nestes ensaios foram seguramente influenciadas pela acidez das águas sintéticas tratadas, que altera a mobilidade e disponibilidade dos metais (Antoniadis *et al.*, 2017), já que o pH é o fator que afeta a disponibilidade dos metais pesados.

No tratamento F2, ocorreram reduções médias de Cr (52,17 %), Fe (46,5 %) e Mn (22,15 %) em ambiente com alteração de pH entre a entrada (8,6) e saída do reator (7,45), provavelmente em virtude da maior disponibilidade dos metais descritos para sorção pelo sistema radicular das plantas de Vetiver. Além disso, os teores médios de Cr na raiz das plantas foram de 5,3 mg kg⁻¹, os mais altos dentre os tratamentos. No estudo de Bakhshoodeh *et al.* (2017), foi obtido resultado semelhante de remoção de Cr (53,2 %) no tratamento de lixiviados com dois anos de idade, ao passo que Papaevangelou *et al.* (2017) registraram elevadas remoções de Cr (92,1 %) em SAC-EHSS, utilizando *Typha* como planta extratora, e Carvajal-Flórez e Cardona-Gallo (2018) registraram remoções de 67 % para Cr de lixiviados de aterro sanitário tratados em sistemas alagados construídos.

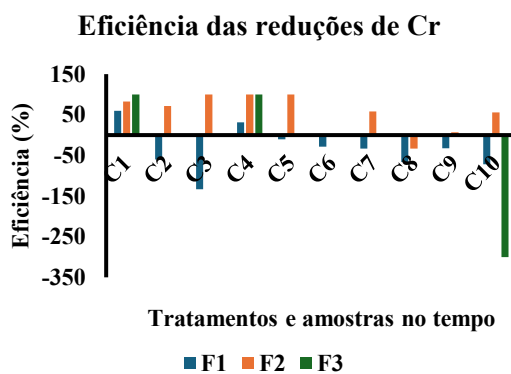
A eficiência média das reduções de Pb (14,54%) no tratamento F1 foi baixa e a presença do elemento Pb só foi quantificável durante o período de maiores precipitações pluviais registradas nas cinco primeiras amostras coletadas nos pontos de entrada e de saída dos SACs, como demonstrado na Figura 15G. A eficiência média das reduções de Cd (7,64 %) foi baixa no tratamento F1, no qual as reduções positivas ocorreram no período com chuva, ao passo que no período de maior evapotranspiração as eficiências passaram a ser negativas, especialmente para o tratamento F2, conforme Figura 15F. A redução do pH (de 8,1 para 7,2) também foi influenciada pela precipitação pluvial e pode ter tornado o Cd mais disponível para ser absorvido pelas plantas de Vetiver. Um indício dessa suposição foi aferir que os maiores teores de Cd (0,87 mg kg⁻¹) e de Pb (3,0 mg kg⁻¹) nas raízes e de Pb (4,64 mg kg⁻¹) na parte aérea das plantas do tratamento F1(dados de material suplementar). Para esses metais pesados, não há registros disponíveis sobre baixas reduções de lixiviados de aterro sanitário tratados em SACs. As remoções de Pb superiores a 70 % (A *et al.*, 2017) e de 98 % (Bavandpour *et al.*, 2018) ocorreram em tratamento de águas sintéticas, sob condições controladas.

Apesar de não exercer função essencial nas plantas, o Pb é absorvido e acumula-se nas raízes, sendo a absorção controlada pela sua especiação, pH do meio, capacidade de troca catiônica, área de superfície radicular e exsudação radicular (Pourrut *et al.*, 2011). Por outro lado, embora Carvajal-Flórez e Cardona-Gallo (2018) enalteçam que as zonas húmidas artificiais facilitam o tratamento de metais, em muitos casos essas remoções ocorrem em taxas

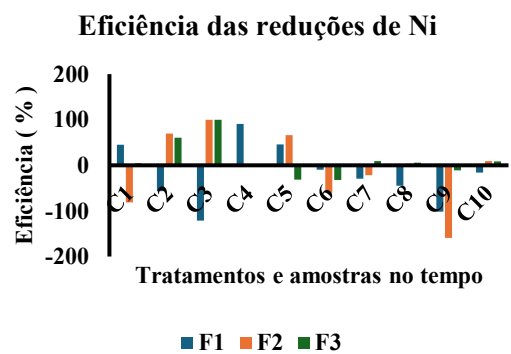
consideradas não elevadas. Além disso, os autores destacam que o tempo de retenção hidráulica representa o parâmetro mais importante do processo, principalmente porque condiciona a quantidade de metais retidos nas diferentes partes da planta, reforçando a importância do uso de plantas para reduzir a concentração de poluentes por meio de processos bioquímicos realizados naturalmente e interações com microrganismos associados ao seu sistema radicular. Esses processos levam à redução, mineralização, degradação, volatilização e estabilização de diversos poluentes.

O desempenho do SAC-EHSS na redução dos metais monitorados das águas dos tratamentos com lixo sanitário estabilizado (F1), lixo sanitário jovem (F2) e solução nutriente (F3), em dez amostras no tempo, foi expresso pela eficiência das reduções demonstradas nas Figuras 15A a 15H.

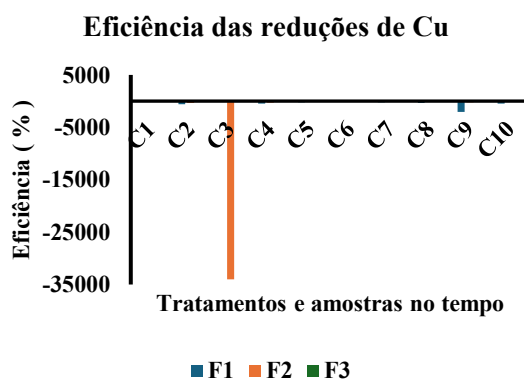
A.



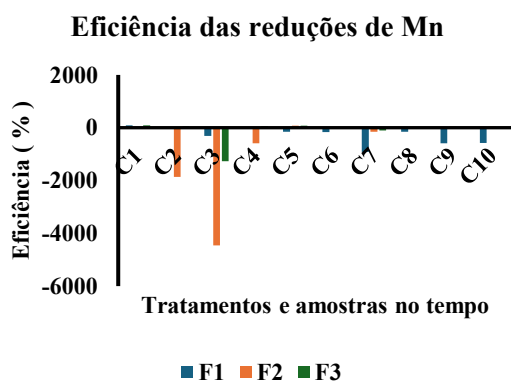
B.



C.



D.



E.

F.

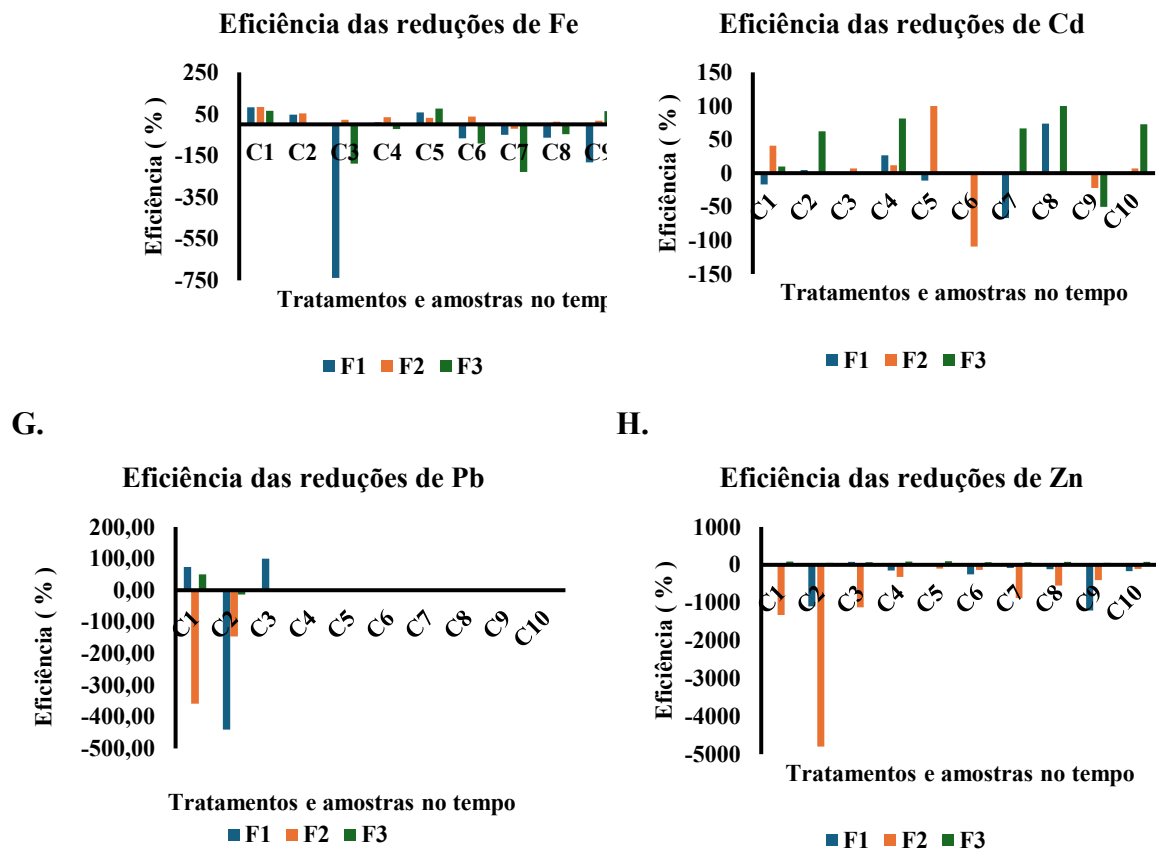


Figura 15. Desempenho do SAC-EHSS nas reduções dos metais monitorados nas amostras das águas dos tratamentos no tempo. Fonte: Elaborado pela autora.

Nota: Reduções dos metais Cr (A), Ni (B), Cu (C), Mn (D), Fe (E), Cd (F), Pb (G) e Zn (I) F1 - Lixiviado estabilizado diluído; F2 - Lixiviado jovem diluído; F3 – Solução nutriente.

3.6 ANÁLISE MULTIVARIADA DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DOS LIXIVIADOS

3.6.1 Matriz de correlação de Pearson

Na matriz de correlação de Pearson, mostrada na Tabela 10 do Apêndice A, tem-se 312 coeficientes de correlações, das quais 66 foram classificadas empregando o critério de Callegari-Jacques (2007). Quanto à classificação da correlação, dez estão fortemente correlacionados ($0,70 < r \leq 0,89$) e 56 apresentam correlação moderada ($0,40 < r \leq 0,69$). Ainda dentro dessas 66 correlações, 57 correlações são positivas e nove são negativas. No total, observou-se a formação de 132 correlações que explicaram os comportamentos dos atributos físicos e químicos e do balanço hídrico nos SAC-EHSSs.

Existem dez correlações iguais ou superiores a 0,70, onde os metais Cu e Mn se destacam. A maior correlação positiva (0,84) ocorreu entre as variáveis turbidez (TB) e Cu, provavelmente pelo fato do Cu, na forma dissolvida, ser transferido às partículas da fração de sólidos suspensos (Díaz *et al.*, 2023) que influenciam, diretamente, os valores da turbidez.

A maior correlação negativa (-0,81) foi observada entre a precipitação pluvial acumulada (PA) e evapotranspiração (Eto), indicando a relevância das variáveis do balanço hídrico na dinâmica da salinidade nos SAC-EHSS (Bulc, 2006), refletida na variação dos teores de HCO_3^{2-} , mais baixos no momento inicial, durante o período chuvoso, e elevado no fim do experimento, quando a Eto foi maior.

A DQO está correlacionada negativamente com o PA, que pode ter promovido reações de oxidação do Cr, Fe e Cl^- , formando óxidos e hidróxidos inorgânicos, e dissociação do NH_4^+ por nitrificação e desnitrificação no SAC-EHSS liberando íons H^+ , apoiando a redução dos valores de SST e do pH e influenciando negativamente a DQO. O efeito de diluição explica as baixas remoções da DQO, pois quanto maior for a precipitação acumulada, mais água será recepcionada pelo reator e maior será a diluição dos lixiviados nas saídas dos SACs, resultando em menor concentração de DQO. O Cr tende a formar precipitados insolúveis (Kjeldsen *et al.*, 2002), em condições de pH neutro ou alcalino, razão pela qual apenas uma pequena quantidade de Cr se torna biodisponível sem conferir toxicidade (Singh; Kalamdhad, 2013). As taxas de remoções de NH_4^+ apresentaram correlação negativa com as remoções da DQO dos afluentes em SACs, sugerindo recalcitrância da carga orgânica do lixiviado (Cano *et al.*, 2020). As mudanças de concentração de substâncias nitrogenadas foram dependentes da diluição pelas chuvas, e o pH entre 8,5 e 7,5 foi favorável à nitrificação (Bulc, 2006).

A PA apresentou correlação positiva com os íons metálicos Ni, Pb e Cd. Os metais

pesados Cd e Pb possivelmente foram inseridos nos SACs por meio das precipitações pluviais ocorridas no início do experimento. Esses metais pesados são encontrados na atmosfera sob a forma de particulados e liberados no ambiente por fontes naturais e pelas atividades antrópicas, principalmente industriais diferentes, incluindo a combustão de carvão e petróleo em centrais elétricas, instalações industriais e de aquecimento, combustão de gasolina, processos de torrefação (pirometalurgia) e fundição, incineração de resíduos e produção de cimento (CETESB, 2014a; CETESB, 2014b; Kabata-Pendias; Mukherjee, 2007).

A correlação entre as concentrações de P_{total} e PA foi positiva, indicando que a redução do pH, causada pelas diluições das precipitações, favoreceu a disponibilidade de fosfato. A assimilação do P ocorre na faixa de pH entre 6,0 e 7,2 (Matos e Matos, 2017), condição satisfeita pela PA. Por sua vez, as correlações entre os teores de cloreto e a PA foram negativas, sugerindo diluição e redução da salinidade nos SACs (Bulc, 2006).

As concentrações de CO_3^{2-} apresentam forte correlação com Eto e pH, favorecendo a manutenção da alcalinidade nos SACs pela contribuição do Ca^{2+} , na formação de compostos inorgânicos como o CaCO_3 (Carbonato de cálcio), especialmente no período em que as chuvas foram mais escassas. A Eto e o CO_3^{2-} estão negativamente correlacionados com os íons metálicos e com a PA. Neste caso, o carbono inorgânico atuou como substância tampão, de maneira que quanto maior fosse sua contribuição, maior seria o pH e mais alcalino se tornaria o meio (Souto, 2009).

3.6.2 Análise fatorial (AF)

Na AF, apresenta-se a contribuição dos atributos físico-químicos das águas dos tratamentos e das variáveis do balanço hídrico que explicam os comportamentos observados nos SAC-EHSS, agrupados em seis fatores (Tabela 11 do Apêndice A): os Fatores 1 e 2 agruparam as variáveis físico-químicas dos tipos de águas do experimento (DQO, Cl^- , Cr, Fe, TB, SST, NH_4^+ , Cu, Mn e Zn) e explicam 45 % dos resultados obtidos durante o experimento. Os Fatores 3 e 4 reuniram as variáveis químicas (P_{total} , Ni, Cd, Pb, pH e CO_3^{2-}) e a precipitação pluvial acumulada (PA), explicando os aspectos relacionados à alcalinidade, que cumulativamente correspondem a 66,3 % dos resultados alcançados; os Fatores 5 e 6 agruparam as variáveis químicas (Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+) e do balanço hídrico (Eto) que expressam aspectos da salinidade observadas nos SAC-EHSS. Embora apresentem as menores cargas fatoriais (1,74 e 1,13, respectivamente), contribuem para o alcance de 77,78 % da variância total acumulada.

3.6.3 Análise de Componentes Principais (ACP)

A análise das componentes principais (ACP) foi utilizada para avaliar os atributos que discriminam os componentes principais (CP) estratificados da análise fatorial (AF) e explicaram os comportamentos das variáveis físico-químicas dos tipos de águas e do balanço hídrico, nas dez coletas amostrais realizadas, conforme Tabela 6.

Tabela 6. Componentes principais e coeficientes de correlações.

CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6
DQO	Turbidez	P _{total}	pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺
(-0,69)	(0,89)	(0,69)	(-0,80)	(0,78)	(0,84)
Cl ⁻	SST	Ni	CO ₃ ²⁻	K ⁺	Eto
(-0,66)	(0,76)	(0,80)	(-0,86)	(0,83)	(0,78)
Cr	NH ₄ ⁺	Cd			
(-0,81)	(0,75)	(0,78)			
Fe	Cu	Pb			
(-0,79)	(0,93)	(0,81)			
	Mn	PA			
	(0,84)	(0,72)			
	Zn				
	(0,78)				

Fonte: Elaborado pela autora. **Nota:** DQO – Demanda química de oxigênio; SST – Sólidos suspensos totais; NH₄⁺ – Amônio; pH – Potencial hidrogeniônico; PA – Precipitação acumulada e Eto - Evapotranspiração.

Os gráficos de correlações dos CP1 x CP2 e CP3 x CP4 (Figuras 16A e 16B) foram suficientes para sintetizar os comportamentos dos atributos físico-químicos dos tipos de águas dos tratamentos e do balanço hídrico no conjunto de correções estabelecidas pelas variáveis das componentes principais.

A comparação das componentes principais CP1 e CP2 sugere correlação positiva com a Eto e negativa forte com a PA, além de que o atributo salinidade é predominante no SACs e as variáveis CE e Eto estão mais correlacionadas.

Comparando as componentes CP3 e CP4, observa-se que os metais pesados Cd e Pb estão mais correlacionados e há forte influência da PA sobre os metais. A correlação entre a PA e o pH foi negativa.

As variáveis do balanço hídrico exerceram influência nas concentrações e reduções das variáveis físico-químicas nas águas dos três tratamentos, porém suas atuações resultaram em comportamentos diferentes quanto à mobilidade dos metais, que pode estar relacionada a

reações redox. As interações entre o sistema radicular das plantas de Vetiver e os metais também podem ter favorecido a sorção de metais pelas plantas.

Antoniadis *et al.* (2017) argumentam que em ambientes inundados a mobilidade de metais pesados sofre grandes variações relacionadas às reações de oxidação e redução, regulando processos biogeoquímicos, incluindo desnitrificação, redução de manganês e ferro. Ressalta-se que a solubilidade dos metais pesados, sob condições de inundação, é controlada pelo potencial redox, pH, presença de transportadores de elétrons e comportamento químico do Fe e Mn. Os autores citam como exemplo o aumento das concentrações de Cr em alagados naturais, seja por causa da redução direta do metal ou da sua liberação por ligação a óxidos de Fe e Mn dissolvidos. As concentrações de Fe podem sofrer redução em ambientes aquáticos e formar placa de Fe (Kabata-Pendias; Mukherjee, 2007; Vymazal; Březinová, 2016) na superfície radicular. Assim, nos SACs os processos oxiredução protagonizados pelos metais Fe e Mn podem ter afetado consideravelmente a sorção de nutrientes e contaminantes pelas plantas.

As importantes influências das variáveis do balanço hídrico nas variáveis físico-químicas dos lixiviados nos SACs, ao longo do experimento, estão representadas nos gráficos das Figuras 17 e 18. Esses gráficos das Figuras 17A a 17F demonstram as correlações negativas entre a precipitação pluvial e as variáveis DQO, turbidez, SST, NH_4^+ e HCO_3^- dos lixiviados, promovendo diluição de suas concentrações e explicando os comportamentos das remoções promovidas pelos SACs, cujos reflexos são percebidos no desempenho do tratamento biológico do sistema. Os gráficos expressam ainda as correlações positivas entre a evapotranspiração e essas variáveis físico-químicas dos lixiviados, contribuindo para o aumento de suas concentrações. A influência da precipitação pluvial na concentração dos metais demonstra aumento expressivo do metal Fe no tratamento com lixiviado estabilizado (F1) (Figura 18A), possivelmente graças à formação de óxidos nos reatores, e pequenas alterações das concentrações de Zn, Pb e Cd. No tratamento F2, percebeu-se que a precipitação influenciou o aumento da concentração dos metais Cu, Mn, Zn e Fe (Figura 18B), que, por dissociação, contribuíram com a turbidez no SAC, no qual a eficiência alcançou 80% de remoção da turbidez da água com lixiviado jovem (F2). No tratamento com nutrientes (F3), a precipitação pluvial foi pouco influente nas crescentes concentrações dos metais Mn, Fe e Cu. O Mn manteve níveis crescentes em sua concentração, independentemente da precipitação pluvial, e os metais Fe e Cu tiveram decaimento das concentrações à medida que as chuvas foram reduzindo.

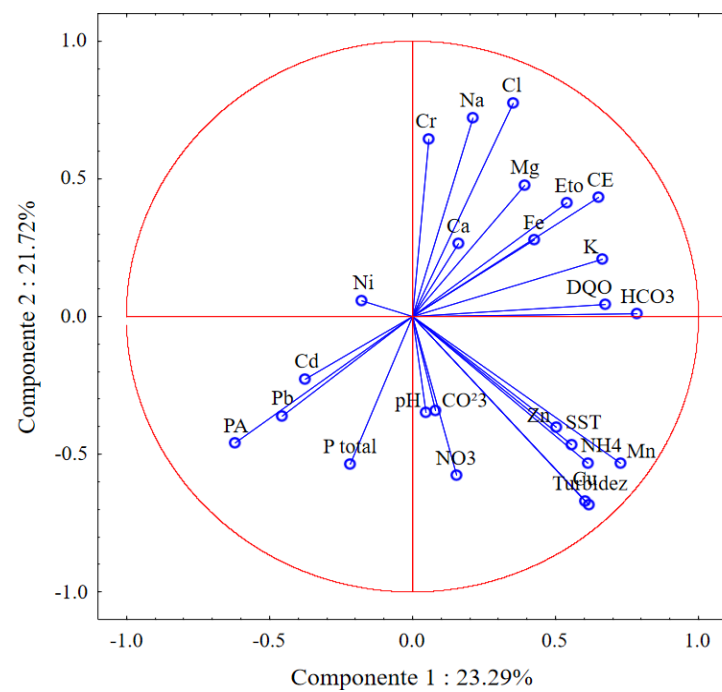
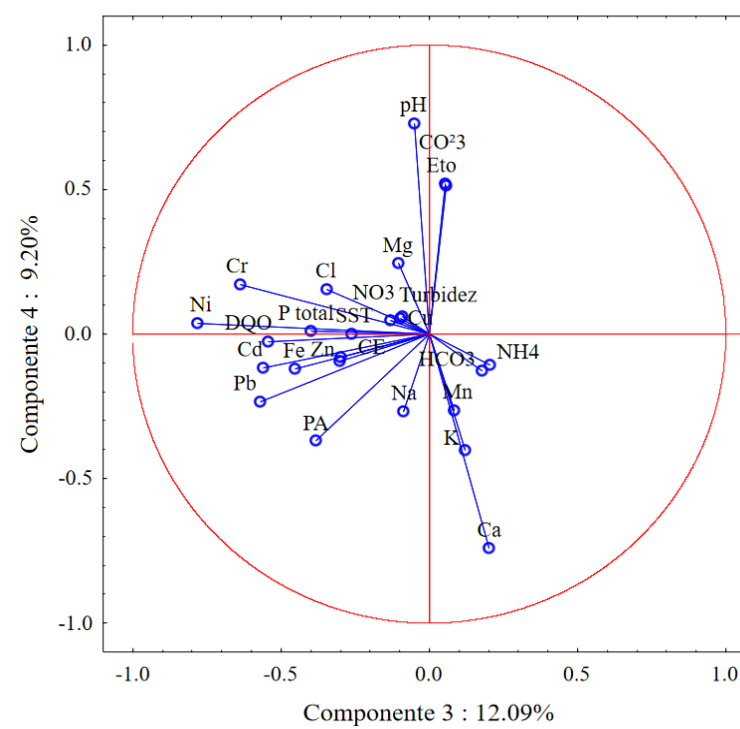
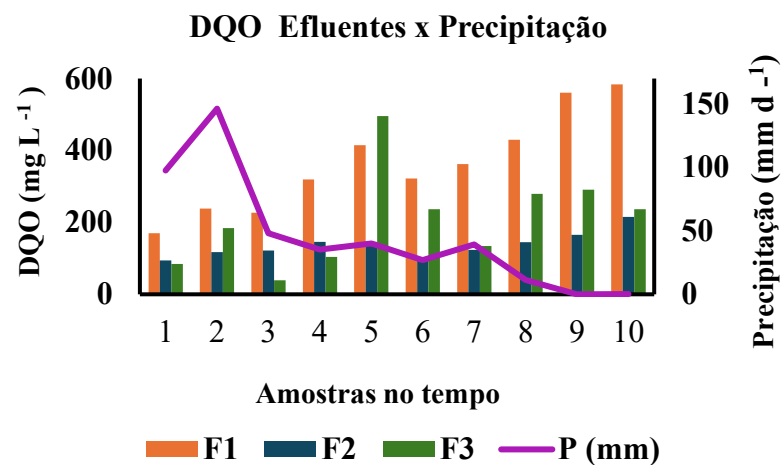
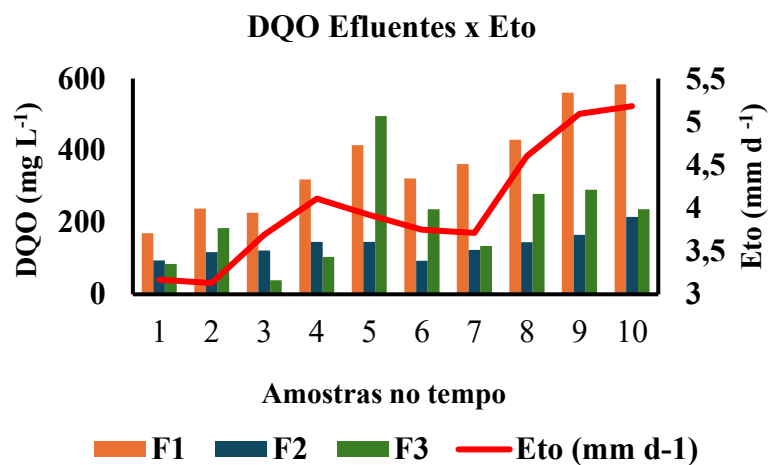
A.**B.**

Figura 16. Distribuição das variáveis físico-químicas dos tipos de águas e das variáveis do balanço hídrico no círculo de correlações das CP1 x CP2(A) e CP3 x CP4 (B). Fonte: Elaborado pela autora.

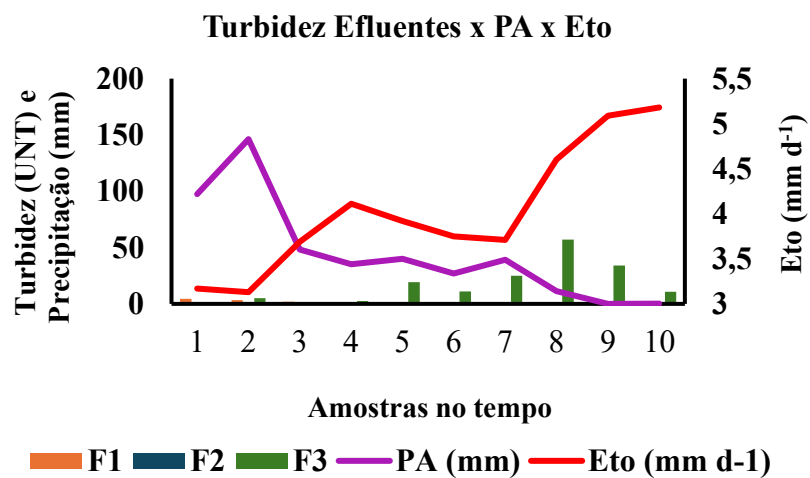
A.



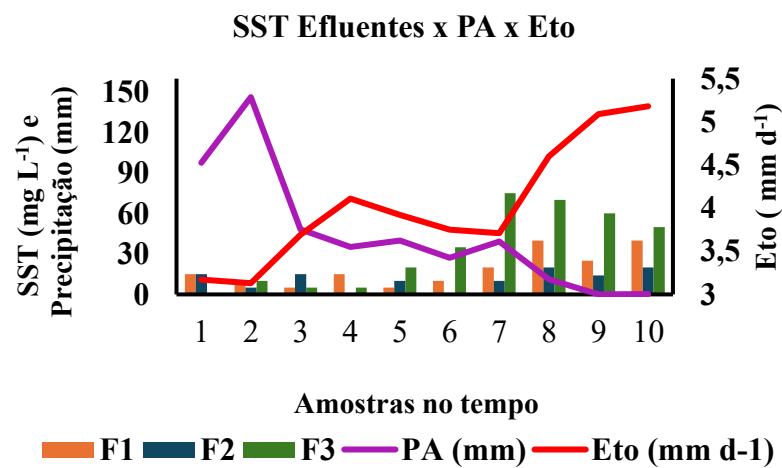
B.



C.



D.



E.

F.

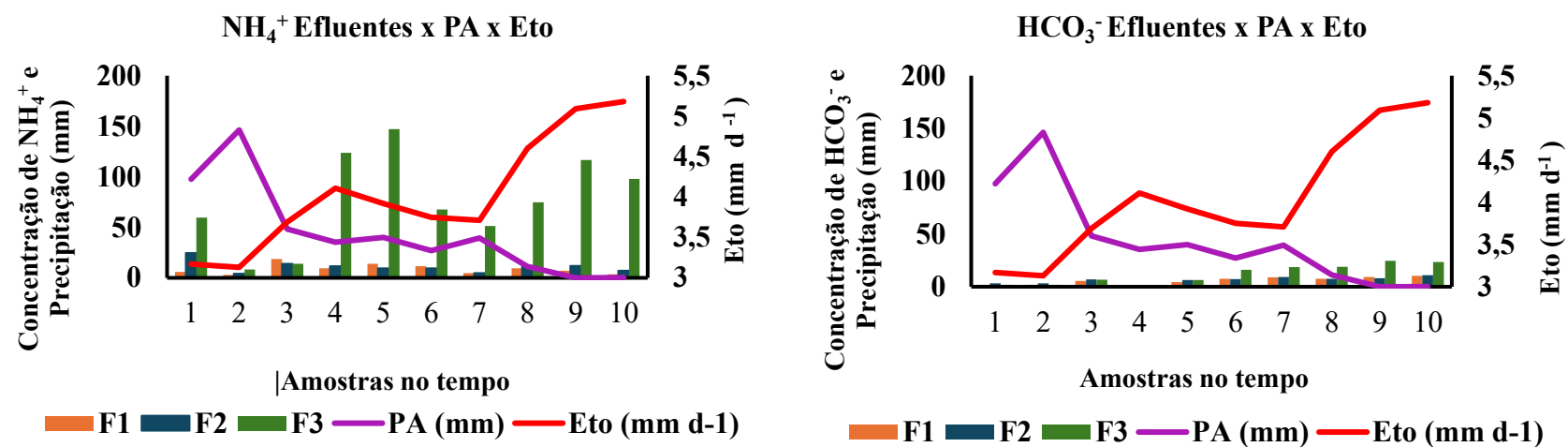
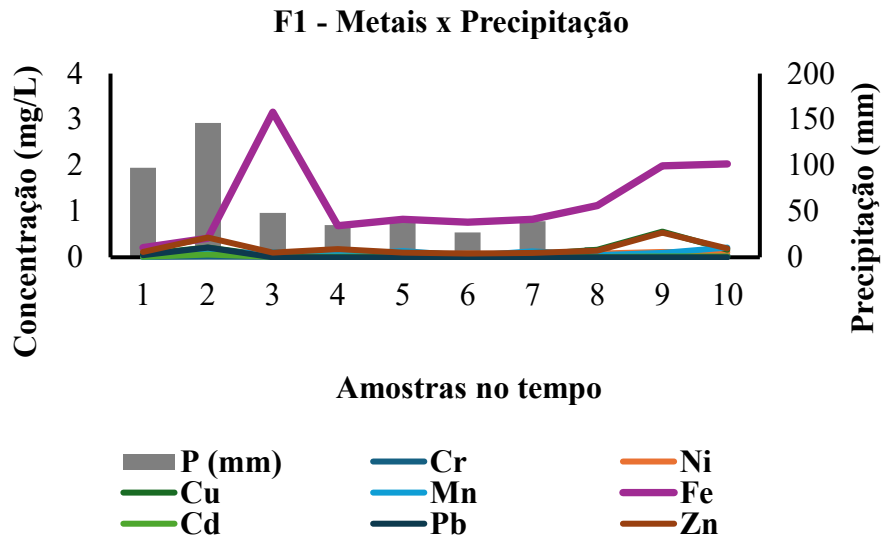
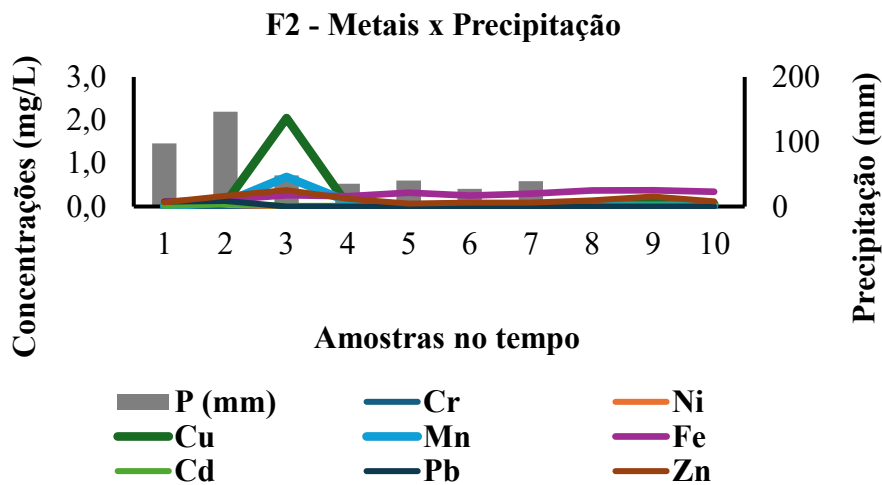


Figura 17. Interação entre a PA e a variável DQO (A); interação entre a Eto e a variável DQO (B); interações entre a variável turbidez e a PA e Eto (C); interações entre a variável SST e a PA e Eto (D); interação entre a variável NH₄⁺ e a PA e Eto (E) e interação entre a variável HCO₃⁻ e a PA e Eto (F). Fonte: Elaborado pela autora.

A.



B.



C.

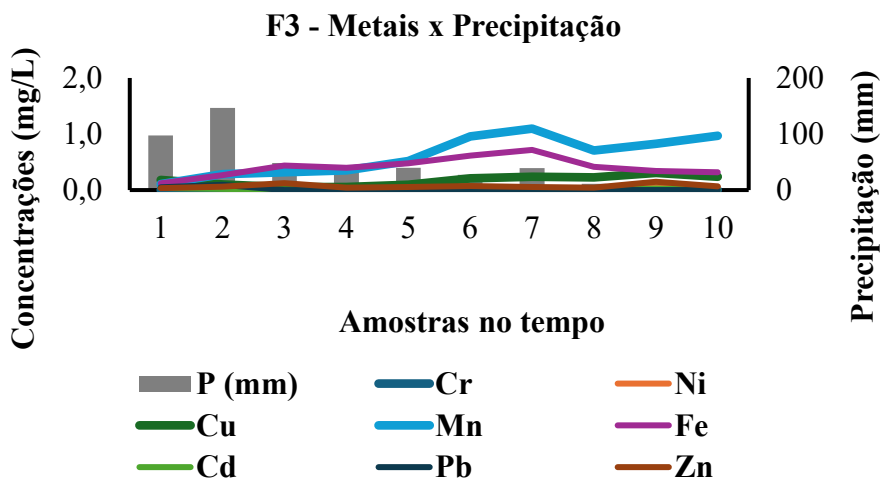


Figura 18. Comportamento dos metais influenciado pela precipitação no tratamento F1 (A), F2 (B) e F3 (C). Fonte: Elaborado pela autora.

4 CONCLUSÃO

A carga orgânica dos lixiviados de aterro sanitário foi reduzida com a diluição inicial adotada, e as idades distintas influenciaram na eficiência das remoções da DQO no SAC-EHSS, sugerindo predomínio de matéria orgânica recalcitrante, especialmente no tratamento com lixiviado estabilizado.

Ocorreu remoção de 80 % da turbidez do tratamento com diluições do lixiviado jovem, sugerindo maior presença de partículas coloidais suspensas em processo de degradação, ao passo que no lixiviado estabilizado as remoções de sólidos suspensos totais foram de 79,8 %, refletindo-se na presença de substâncias húmicas e de natureza recalcitrante.

No tratamento com lixiviado estabilizado, 75% dos metais analisados se concentraram nos reatores, evidenciando baixa mobilidade, possivelmente na forma de óxidos, e o pH próximo da neutralidade reforça a indisponibilidade. As exceções foram os metais pesados Pb e Cd, que sofreram reduções médias de 14,5% e 7,6%. A presença dos elementos Pb e Cd nos SAC-EHSS está associada às contribuições atmosféricas.

No tratamento com lixiviado jovem, ocorreram remoções dos metais Cr, Fe e Mn em 52%, 22% e 46,5%, respectivamente, possivelmente associadas aos processos de oxirredução, sob a forma de óxidos sedimentados no biofilme e adsorvidos a exsudatos na superfície das raízes do capim Vetiver.

O tempo de retenção hidráulica adotado (48 horas) ao longo dos 180 dias do experimento foi importante para o amadurecimento do sistema, sendo oportuno ao desenvolvimento de rizobactérias mutualistas simbiotes.

A PA foi a variável do balanço hídrico mais influente nas reduções dos teores da carga orgânica nos SACs, por causa da diluição dos lixiviados, ao passo que a evapotranspiração influenciou na concentração dos metais Fe e Zn do tratamento F1 e dos metais Cu, Mn e Fe no tratamento F2. No tratamento F3, o Mn e Fe tiveram concentrações crescentes e pouco influenciadas pela PA, e os metais Fe, Cu e Zn reduziram as concentrações com o aumento da evapotranspiração.

A qualidade dos tipos de lixiviados tratados em SAC-EHSS com capim Vetiver atendeu aos padrões da legislação brasileira: Resolução CONAMA nº 430/2011, que estabelece limites de contaminantes para lançamento de efluentes em corpos hídricos; e Resolução COEMA nº 02/2017 – Ceará, que limita os contaminantes em efluentes para reúso agrícola e florestal.

REFERÊNCIAS

- A, D. *et al.* Removal of heavy metals from synthetic landfill leachate in lab-scale vertical flow constructed wetlands, **Science of The Total Environment**, v. 584 e 585, p. 742-750, 2017.
- ABUABDOU, S. M., *et al.* A review of anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) for the treatment of highly contaminated landfill leachate and biogas production: effectiveness, limitations and future perspectives. **Journal of Cleaner Production**, v. 255, 120215, 2020.
- ADDINSOFT. **Data analysis and statistical solution for microsoft Excel**. Paris: 2016.
- AKINBILE, C. O.; YUSOFF, M. S.; ZUKI, A. Z. Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by *Cyperus haspan*. **Waste Management**, v. 32, n. 7, p. 1387-1393, 2012.
- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; SMITH, M. **Evapotranspiración del cultivo: guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos**. Roma: FAO, 2006. (Estudio FAO Riego y Drenaje n° 56).
- ALMUKTAR, S. A. *et al.* Wetlands for wastewater treatment and subsequent recycling of treated effluent: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 23595-23623, 2018.
- ALSGHAYER, R. *et al.* Removal efficiencies of constructed wetland planted with Phragmites and Vetiver in treating synthetic wastewater contaminated with high concentration of PAHs. **Sustainability**, v. 12, n. 8, 3357, 2020.
- ALVARES, C. A. *et al.* Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013.
- ANTONIADIS, V. *et al.* Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation—A review. **Earth-Science Reviews**, v. 171, p. 621- 645, 2017.
- ARAÚJO, P. R.; TUCCI, C. E. M.; GOLDENFUM, J. A. Avaliação da eficiência dos pavimentos permeáveis na redução de escoamento superficial. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, n. 3, p. 21-29, 2000.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 100004**: Resíduos Sólidos - classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 17.054**: Agregados: Determinação da composição granulométrica: Método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 2022.
- AZIZ, S. Q. *et al.* Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: A comparative study, **Journal of Environmental Management**, v. 91, p. 2608-2614, 2010.

BAKHSHOODEH, R. *et al.* Treatment of high polluted leachate by subsurface flow constructed wetland with Vetiver. **Amirkabir Journal of Civil Engineering**, v. 49, p. 139-148, 2017.

BAKHSHOODEH, R. *et al.* Constructed wetlands for landfill leachate treatment: A review. **Ecological Engineering**, v.146, 105725, 2020.

BARALDI, R. C. O. **Efeitos da recirculação de lixiviados na biodegradação de resíduos sólidos em uma célula do aterro da Muribeca/PE**. 2003. 98 f. Dissertação (Mestrado em Construção Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

BAVANDPOUR, F. *et al.* Removal of dissolved metals in wetland columns filled with shell grits and plant biomass. **Chemical Engineering Journal**, v. 331, p. 234-241, 2018.

BIAŁOWIEC, A. *et al.* The influence of plants on nitrogen removal from landfill leachate in discontinuous batch shallow constructed wetland with recirculating subsurface horizontal flow. **Ecological Engineering**, v. 40, p. 44-52, 2012.

BRÁS, I. *et al.* Avaliação do efeito da recirculação de lixiviados num aterro sanitário. **Millenium**, Edição especial 2, p.107-117, 2017.

BRASIL. Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS. **Diagnóstico temático manejo de resíduos sólidos urbanos: visão geral - ano de referência: 2022-DEZ/2023**. Brasília: MC/SNIS, 2023.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011, que 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 nº 92, Brasília, DF, 16 de maio de 2011. Disponível em: <https://conama.mma.gov.br/images/conteudo/LivroConama.pdf>. Acesso em: 07 jul. 2024.

BROETTO, F.; GOMES, E.R.; JOCA, T. A. C. **O estresse das plantas - teoria e prática**. São Paulo: Editora Cultura Acadêmica, 2017.

BULC, T. G. Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment, **Ecological Engineering**, v. 26, n. 4, p. 365-374, 2006.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: princípios e aplicações**. Porto Alegre: Artmed Editora, 2007.

CANO, V. *et al.* Nitrification in multistage horizontal flow treatment wetlands for landfill leachate treatment. **Science of The Total Environment**, v. 704, 135376, 2020.

CARVAJAL-FLÓREZ, E.; CARDONA-GALLO, S. A. Technologies applicable to the removal of heavy metals from landfill leachate. **Journal Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, Ed. 16, p. 15725- 15753, 2019.

CEARÁ. Governo do Estado. **Resolução COEMA Nº 2 de 2 de fevereiro de 2017**. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes

poluidoras, revoga as Portarias 104 SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 21 de fevereiro de 2017. **Diário Oficial do Estado do Ceará**, Fortaleza, 2017. 41p.

CHAVES, T. A.; ANDRADE, A. G. **Capim Vetiver (*Vetiveria zizanioides*):** Produção de mudas e uso no controle da erosão e na recuperação de áreas degradadas. Niterói: Programa Rio Rural, 2013.

CHEN G. *et al.* Landfill leachate treatment by persulphate related advanced oxidation technologies. **Journal of Hazardous Materials**, v. 418, 126355, 2021.

CHEN, J. *et al.* 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.

CHIANCA, C. G. C. *et al.* Water quality in underground dam areas in the semiarid region of Rio Grande do Norte, Brazil. **Revista Caatinga**, v. 36, p. 663-674, 2023.

CHRISTENSEN, T. H. *et al.* Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Applied Geochemistry**, v. 16, p. 659-718, 2001.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO- CETESB. **Ficha de informação toxicológica:** níquel. São Paulo: CETESB, 2014a. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/niquel.pdf>. Acesso em: 19 jun. 2024.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Ficha de informação toxicológica:** chumbo. São Paulo: CETESB, 2014b. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/chumbo.pdf>. Acesso em: 18 maio 2024.

COSTA, A. M. *et al.* Present in Brazilian landfill leachates using ecotoxicity assays. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 173, p. 426-436, 2023.

COSTA E SILVA, el al. Caracterização microbiológica de lixiviados gerados por resíduos sólidos domiciliares e de serviços de saúde da cidade do Rio de Janeiro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 2, 2011.

DÍAZ, J. A. *et al.* The dynamics of arsenic and copper in solid and aqueous phases in reactive confluences receiving acid drainage: The role of turbidity and particle size. **Environmental Pollution**, v. 327, 121449, 2023.

DUBREUIL, V. *et al.* Os tipos de climas anuais no Brasil: uma aplicação da classificação de Köppen de 1961 a 2015. **Revista Franco-Brasileira de Geografia**, n. 37, p. 1-20, 2018.

EFFENDI, H. *et al.* Ammonia and orthophosphate removal of tilapia cultivation wastewater with *Vetiveria zizanioides*. **Journal of King Saud University-Science**, v. 32, n. 1, p. 207-212, 2020.

EL-GOHARY, F. A.; KAMEL, G. Characterization and biological treatment of pre-treated landfill leachate, **Ecological Engineering**, v. 94, p. 268-274, 2016.

- FARIAS, A. P. *et al.* Avaliação do pH, alcalinidade total e ácidos graxos voláteis no lixiviado bruto de um aterro sanitário localizado no semiárido brasileiro. In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19, 2020, Recife. **Anais [...]**. Recife: ABES, 2020. p. 1-7.
- FASANI, E. *et al.* Phytoremediatory efficiency of *Chrysopogon zizanioides* in the treatment of landfill leachate: a case study. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 10057-10069, 2019.
- FORSYTHE, S. J. **Microbiologia da segurança dos alimentos**. Porto Alegre: Artmed, 2013.
- GAMBLE, A., BABBAR-SEBENS, M. On the use of multivariate statistical methods for combining in-stream monitoring data and spatial analysis to characterize water quality conditions in the White River Basin, Indiana, USA. **Environ Monit Assess**, v.184, p. 845–875, 2012.
- HAIR JUNIOR, J. F. **Análise multivariada de dados**. 6. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.
- HUSSEIN, M. *et al.* Heavy metals in leachate, impacted soils and natural soils of different landfills in Malaysia: An alarming threat. **Chemosphere**, v. 267, 128874, 2021.
- ICHIWAKI, Simone. **Efeitos da inoculação de Enterobacter sp. ICB481 sobre o crescimento e acúmulo de nitrogênio em plântulas de cana-de-açúcar (Saccharum sp.) submetidas a fertilização orgânica e convencional**. 2012. 85f. Dissertação (
- JOHANSEN, O. J.; CARLSON, D. A. Characterization of sanitary landfill leachates. **Water Research**, v. 10, p. 1129-1134, 1976.
- KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A. B. **Trace elements from soil to human**. New York: Springer, 2007.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Biogeochemistry of trace elements**. Pwn, Warszawa, 1999.
- KAMARUDZAMAN, A. N.; AZIZ, R. A.; JALIL, M. F.A. Removal of Heavy Metals from Landfill Leachate Using Horizontal and Vertical Subsurface Flow Constructed Wetland Planted with *Limnocharis flava*. **International Journal of Civil & Environmental Engineering**, v. 11, n. 5, p. 85–91, 2011.
- KANG, K. *et al.* Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. **Water Research**, v. 36, p. 4023–4032, 2002.
- KANG, K.; SHIN, H. S.; PARK, H. Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. **Water Research**, v. 36, p. 4023-4032, 2002.
- KJELDSSEN, P. *et al.* Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, p. 97–336, 2002.

KUCHARSKI, S. C. R. P. *et al.* **Avaliação dos níveis de metais pesados em e sedimentos do grupo barreiras sob depósito de resíduos sólidos urbanos - caso de canabrava – Salvador - Bahia.** Rio de Janeiro: EMBRAPA informação tecnológica, 2011.

KURNIAWAN, T. A. *et al.* Biological processes for treatment of landfill leachate. **Journal of Environmental Monitoring**, v.12, p. 2032-2047, 2010.

KY, N. M. *et al.* Assessment of nutrients removal by constructed wetlands using Reed Grass (*Phragmites australis* L.) and Vetiver Grass (*Vetiveria Zizanioides* L.). **Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu University**, v. 65, n. 1, p. 149–156, 2020.

LAVROVA, S.; KOUMANOVA, B. Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate. **Bioresource technology**, v. 101, n. 6, p. 1756-1761, 2010.

LEBRON, Y. A. R. *et al.* A survey on experiences in leachate treatment: Common practices, differences worldwide and future perspectives. **Journal of Environmental Management**, v. 288, 112475, 2021.

LIMA, L. S. Eletronegatividade. **Revista de Ciência Elementar**, v. 2, ed. 3, p. 224, 2014.

LIPPS W. C.; BRAUN-HOWLAND E. B.; BAXTER T. E. (org.). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 24th ed. Washington DC: APHA, 2023.

LIU, M. *et al.* How substrate influences nitrogen transformations in tidal flow constructed wetlands treating high ammonium wastewater? **Ecological Engineering**, v. 73, p. 478-486, 2014.

LUO, H. *et al.* Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. **Science of the Total Environment**, v. 703, 135468, 2020.

MAHMOUDPOUR, M. *et al.* Evaluation of phytoremediation potential of Vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides* (L.) roberty) for wastewater treatment. **Advances in Materials Science and Engineering**, v. 2021, p. 1-12, 2021.

MANGANGKA, I. R. *et al.* Performance characterisation of a constructed wetland. **Water Science and Technology**, v. 68, n. 10, p. 2195-2201, 2013.

MATOS, A. T.; MATOS, P. M. **Disposição de águas residuárias no solo e em sistema alagados construídos.** Viçosa: Ed. UFV, 2017.

MENDONÇA, H. V. de *et al.* Sistemas Alagados Construídos em Batelada: remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio e regulação de pH no tratamento de efluentes de laticínios. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, p. 442-453, 2015.

MOHD-SALLEH, S. N. A. *et al.* Sustainability analysis on landfilling and evaluation of characteristics in landfill leachate: a case study. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**. IOP Publishing, v. 736, 072002, 2020.

MORAES, V. A.; GOMES, J. A. Tratamento de líquidos percolados de aterros sanitários em reator anaeróbio híbrido. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17., 1993, Natal. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, v. 2, TOMO III, p. 226-242.

NÁJERA-AGUILAR, H. A. *et al.* Treatment of low biodegradability leachates in a serial system of aged refuse-filled bioreactors. **Sustainability**, v. 11, 3193, 2019.

NASCIMENTO, T. *et al.* Ocorrência de bactérias clinicamente relevantes nos resíduos de serviços de saúde em um aterro sanitário brasileiro e perfil de susceptibilidade a antimicrobianos. **Rev. Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 42, n. 4, 2009.

OLIVEIRA JÚNIOR, R. F. *et al.* Multivariate xcessoics applied to irrigation water quality data of a watershed in the semiarid region of Brazil. **Revista Caatinga**, v. 34, p. 650-658, 2021.

OLIVEIRA, J. F. *et al.* Principal component analysis as a criterion for monitoring variable organic load of swine wastewater in integrated biological reactors UASB, SABF and HSSF-CW, **Journal of Environmental Management**, v. 262, 110386, 2020.

ÖMAN, C. B.; JUNESTEDT, C. Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds. **Waste Management**, 28, p. 1876–1891, 2008.

PAIVA, A. L. P. *et al.* Recycling of landfill leachate nutrients from microalgae and potential applications for biomass valorization. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 5, 105952, 2021.

PAPAEVANGELOU, V. A.; GIKAS, G. D.; TSIHRINTZIS, V. A.; Chromium removal from wastewater using HSF and VF pilot-scale constructed wetlands: Overall performance, and fate and distribution of this element within the wetland environment, **Chemosphere**, v. 168, p. 716–730, 2017.

PINEDO-HERNÁNDEZ, J. *et al.* A pilot-scale electrocoagulation-treatment wetland system for the treatment of landfill leachate. **Journal of Environmental Management**, v. 351, p. 119681, 2024.

POURRUT, B. *et al.* Lead Uptake, Toxicity, and Detoxification in Plants. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 213, p. 113-136, 2011.

PRADO, R. M. **Nutrição de plantas**. 2.ed. São Paulo: Editora UNESP, 2020.

RAHAMAN, H. *et al.* Molecular transformation of dissolved organic matter in manganese ore-mediated constructed wetlands for fresh leachate treatment. **Journal of Environmental Management**, v. 358, p. 120834, 2024.

RAMOS-ARCOS, S. A. *et al.* Phytoremediation of landfill leachate using vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) and cattail (*Typha latifolia*). **Ecology and Environmental Research**, v. 17, n. 2, p. 2619-2630, 2019.

RAMOS-ARCOS, S. A. *et al.* Phytoremediation of landfill leachate using vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) and cattail (*Typha latifolia*). **Ecology and Environmental Research**, v. 17, n. 2, p. 2619-2630, 2019.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2.ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009.

SINGH, J.; KALAMDHAD, A.S. Bioavailability and leachability of heavy metals during composting: a review. **International Research Journal of Environment Sciences**, v. 2, n. 4, p. 59-64, 2013.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("stripping")**. 2009. 371f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-19022009-121756/>. Acesso em: 21 maio 2024.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. Sanitary landfills in Brazil: leachate strength data. 2007, **Anais...** Freiburg: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2007. Acesso em: 22 jun. 2024.

SPINIELLO, I. *et al.* Landfill leachate treatment by a combination of a multiple plant hybrid constructed wetland system with a solar photoFenton process in a raceway pond reactor. **Journal of Environmental Management**, v. 331, 117211, 2023.

STATSOFT INC. 2020. **Statistica**: data analysis software system, version 14. Tulsa. Disponível em: <http://www.statsoft.com/>. Acesso em: 2 abr. 2024.

TAŁAJ, I. A.; BIEDKA, P.; BARTKOWSKA, I. Treatment of landfill leachates with biological pretreatments and reverse osmosis. **Environmental Chemistry Letters**, v. 17, p. 1177-1193, 2019.

TEIXEIRA, D. L. *et al.* Evapotranspiration of the Vetiver and Tifton 85 grasses grown in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 55, n. 6, p. 661-668, 2020.

TENG, C. *et al.* Characterization and treatment of landfill leachate: A review. **Water Research**, v. 203, 117525, 2021.

TERZAGHI, K.; PECK, R. B.; MESTRI, G. **Soil mechanics in engineering practice**. New York/London/Sydney: John Wiley, 1996.

THIVYATHARSAN, R.; RAJENDRAN, M. Efficiency of coagulation process and constructed wetland for the treatment of municipal solid waste landfill leachate. **Scholars Journal of Engineering and Technology**, v. 5, p. 497-501, 2017.

TRUONG, P.; VAN, T. T.; PINNERS, E. **Sistema de aplicação Vetiver**: manual de referência técnica. 2. ed. San Antonio, Texas: The Network International, 2008.

VERMELHO, A. B. **Práticas de microbiologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2015.

VICINI, L. *et al.* **Técnicas multivariadas exploratórias**: teorias e aplicações no software Statistica. Santa Maria: Ed. UFSM, 2018. 218p.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2014.

VYMAZAL, J.; BŘEZINOVÁ, T. Accumulation of heavy metals in aboveground biomass of *Phragmites australis* in horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment: A review, **Chemical Engineering Journal**, v. 290, p. 232-242, 2016.

WARITH, M. A.; SMOLKIN, P. A.; CALDWELL, J. G. Effect of leachate recirculation on enhancement of biological degradation of solid waste: case study. **Practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive waste management**, v. 5, p.40-46, 2001.

WDOWCZYK, A.; SZYMAŃSKA-PULIKOWSKA, A. Analysis of the possibility of conducting a comprehensive assessment of landfill leachate contamination using physicochemical indicators and toxicity test. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 221, 112434, 2021.

WDOWCZYK, A.; SZYMAŃSKA-PULIKOWSKA, A.; GAŁKA, B. Removal of selected pollutants from landfill leachate in constructed wetlands with different filling. **Bioresource Technology**, v. 353, 127136, 2022.

WITTHAYAPHIROM, C. *et al.* Organic micro-pollutant removals from landfill leachate in horizontal subsurface flow constructed wetland operated in the tropical climate. **Journal of Water Process Engineering**, v. 38, 101581, 2020.

WOJCIECHOWSKA, E. Potential and limits of landfill leachate treatment in a multi-stage subsurface flow constructed wetland – Evaluation of organics and nitrogen removal. **Bioresource Technology**, v. 236, p. 146-154, 2017.

YANG, C. *et al.* Removal of organic pollutants by effluent recirculation constructed wetlands system treating landfill leachate. **Environmental Technology & Innovation**, v. 24, 101843, 2021.

YANG, C. *et al.* Removal of organochlorine pesticides and metagenomic analysis by multi-stage constructed wetland treating landfill leachate. **Chemosphere**, v. 301, p. 134761, 2022.

YANG, X. *et al.* Hybrid constructed wetlands amended with zeolite/biochar for enhanced landfill leachate treatment. **Ecological Engineering**, v. 192, 106990, 2023.

APÊNDICES

APÊNDICE A

Tabela 7. Valores médios das campanhas amostrais das variáveis físico-químicas dos lixiviados monitoradas na entrada (P1) e saída (P2) dos SAC_EHSS e valores de referência dos padrões da Resolução CONAMA nº 430/2011, Resolução COEMA nº 02/2017 e a Diretiva 541/2022 do parlamento europeu e do conselho da União Europeia.

Variáveis	Unidades	Pontos de coletas	F1	F2	F3	CONAMA 430/2011 ⁽¹⁾	COEMA 02/2017 ⁽²⁾	EU - Diretriz 541/2022 ⁽³⁾
			Média			Limite máximo	Limite máximo	Concentração máxima
DQO	mg L ⁻¹	P1	367,9	155,7	364,6	-	200	125
		P2	362,8	136,7	208,5			
TB	UNT	P1	3,9	2,0	54,8	-	-	-
		P2	1,4	0,4	16,7			
SST	mg L ⁻¹	P1	92,0	21,0	113,5	-	100	35
		P2	18,5	10,9	33,0			
NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	P1	11,3	11,3	97,6	-	-	-
		P2	8,7	10,8	76,1			
P _{total}	mg L ⁻¹	P1	0,2	0,2	1,7	-	-	0,5
		P2	0,2	0,1	0,8			
pH	-	P1	8,1	8,6	8,4	5 - 9	6 – 8,5	-
		P2	7,3	7,5	7,5			
CE	dS m ⁻¹	P1	2,0	1,7	1,7	-	3,0	-
		P2	2,3	1,6	2,1			

Fonte: Elaborado pela autora. **Nota:** F1 – Lixiviado estabilizado diluído; F2 – Lixiviado jovem diluído; F3 – Solução nutriente; ⁽¹⁾ Resolução CONAMA nº 430/2011 (Brasil, 2011); ⁽²⁾ Resolução COEMA nº 02/2017 (Ceará, 2017); ⁽³⁾ Diretriz nº 541/2022 (EU, 2022); P1 e P2 – Entrada e saída dos SACs-EHSS, respectivamente; DQO – Demanda química de oxigênio; TB – Turbidez; UNT – Unidade Nefelométrica de Turbidez; SST – Sólidos suspensos totais; NH₄⁺ – Amônio; pH – Potencial hidrogeniônico e CE – Condutividade elétrica.

Tabela 8 – Valores médios das concentrações dos macrocomponentes monitorados nas águas dos tratamentos nos SAC-EHSS.

Variável	Unidade	Pontos de coleta	F1	F2	F3
Ca^{2+}	$\text{mmol}_\text{c}\text{L}^{-1}$	P1	1,75	1,24	1,10
		P2	1,96	1,79	2,90
Mg^{2+}	$\text{mmol}_\text{c}\text{L}^{-1}$	P1	1,01	1,26	1,02
		P2	1,35	1,29	1,28
Na^{+}	$\text{mmol}_\text{c}\text{L}^{-1}$	P1	16,99	13,55	7,32
		P2	20,86	12,72	14,17
K^{+}	$\text{mmol}_\text{c}\text{L}^{-1}$	P1	4,34	3,18	4,07
		P2	4,09	2,94	6,13
Cl^{-}	$\text{mmol}_\text{c}\text{L}^{-1}$	P1	12,40	8,18	4,60
		P2	15,13	8,93	7,60
CO_3^{2-}	$\text{mmol}_\text{c}\text{L}^{-1}$	P1	0,00	1,02	0,92
		P2	0,06	0,00	0,32
HCO_3^{-}	$\text{mmol}_\text{c}\text{L}^{-1}$	P1	4,87	4,68	10,58
		P2	5,77	6,22	11,84

Fonte: Elaborado pela autora. **Nota:** LAS – Lixiviado de aterro sanitário; P1 – ponto de entrada no SAC; P2 – ponto de saída no SAC; Ca^{2+} - Cálcio; Mg^{2+} - Magnésio; Na^{+} - Sódio; K^{+} - Potássio; Cl^{-} - Cloreto; CO_3^{2-} - Carbonato; HCO_3^{-} - Bicarbonato.

Tabela 9. Valores médios das concentrações dos metais monitorados dos tratamentos nos pontos de entrada (P1) e saída (P2) dos SAC-EHSS e valores de referência dos padrões de lançamento de efluentes do CONAMA e padrões de reúso de efluentes na agricultura e produção florestal do COEMA-Ceará.

Variáveis	Unidades	Pontos de coletas	F1	F2	F3	CONAMA 430/2011 ⁽¹⁾	COEMA 02/2017 ⁽²⁾
			Média			Limite máximo	Limite máximo
Cr	mg L ⁻¹	P1	0,018	0,011	0,002	1,0	-
		P2	0,029	0,006	0,002		
Ni	mg L ⁻¹	P1	0,069	0,046	0,051	2,0	2,0
		P2	0,096	0,102	0,088		
Cu	mg L ⁻¹	P1	0,045	0,019	1,727	1,0	1,0
		P2	0,117	0,037	0,209		
Mn	mg L ⁻¹	P1	0,046	0,017	0,762	1,0	1,0
		P2	0,110	0,013	0,538		
Fe	mg L ⁻¹	P1	0,827	0,429	0,575	15	15
		P2	1,122	0,229	0,220		
Cd	mg L ⁻¹	P1	0,016	0,010	0,015	0,2	0,2
		P2	0,015	0,013	0,020		
Pb	mg L ⁻¹	P1	0,027	0,008	0,018	0,5	0,5
		P2	0,024	0,055	0,025		
Zn	mg L ⁻¹	P1	0,102	0,029	0,326	5,0	5,0
		P2	0,152	0,112	0,051		
PA	mm	445,09					
Eto	mm d ⁻¹	4,12					

Fonte: Elaborado pela autora. **Nota:** P1 – Ponto de entrada nos SACs para coleta de amostras; P2 – Ponto de saída nos SACs para coleta de amostras; F1 - Lixiviado estabilizado diluído; F2 - Lixiviado jovem diluído; F3 - Solução nutriente; ⁽¹⁾ Resolução CONAMA nº 430/2011 (Brasil, 2011); ⁽²⁾ Resolução COEMA nº 02/2017 (Ceará, 2017); Cr – Cromo; Ni – Níquel; Cu – Cobre; Mn – Manganês; Fe – Ferro; Cd – Cádmio; Pb – Chumbo; Zn - Zinco; PA – Precipitação acumulada; e Eto – Evapotranspiração.

Tabela 10. Matriz de correlação de Pearson dos atributos físico-químicos e do balanço hídrico referente ao monitoramento dos sistemas alagados construídos.

Atributos	DQO	TB	SST	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	P _{total}	Cr	Ni	Cu	Mn	Fe	Cd	Pb	Zn	PA	ETo
DQO	1,00																								
TB	0,44	1,00																							
SST	0,54	0,65	1,00																						
pH	0,01	0,27	0,31	1,00																					
CE	0,54	0,10	0,16	-0,08	1,00																				
Ca ²⁺	-0,06	-0,11	-0,12	-0,55	0,21	1,00																			
Mg ²⁺	0,21	-0,12	-0,13	-0,01	0,57	-0,03	1,00																		
Na ⁺	0,24	-0,34	-0,15	-0,34	0,44	0,38	0,30	1,00																	
K ⁺	0,41	0,21	0,27	-0,16	0,59	0,51	0,28	0,51	1,00																
Cl ⁻	0,42	-0,28	-0,06	-0,18	0,63	0,12	0,56	0,60	0,24	1,00															
CO ₃ ²⁻	-0,11	0,34	0,10	0,58	-0,12	-0,25	-0,03	-0,16	0,03	-0,20	1,00														
HCO ₃ ⁻	0,28	0,42	0,27	0,01	0,63	0,27	0,41	0,13	0,70	0,18	0,10	1,00													
NO ₃	0,13	0,47	0,33	0,24	-0,06	-0,15	-0,17	-0,26	-0,06	-0,24	0,17	0,01	1,00												
NH ₄ ⁺	0,30	0,72	0,41	0,11	0,14	0,12	-0,01	-0,36	0,36	-0,31	0,15	0,55	0,32	1,00											
P _{total}	0,02	0,28	0,08	0,17	-0,22	-0,12	-0,21	-0,37	-0,17	-0,30	0,34	-0,15	0,41	0,10	1,00										
Cr	0,45	-0,30	-0,09	-0,02	0,42	-0,04	0,33	0,52	0,00	0,75	-0,18	-0,15	-0,24	-0,45	-0,15	1,00									
Ni	0,18	-0,07	-0,03	0,07	0,21	-0,09	0,14	-0,02	-0,14	0,21	0,03	-0,09	-0,03	-0,17	0,42	0,50	1,00								
Cu	0,45	0,84	0,62	0,21	0,05	-0,20	-0,06	-0,36	0,08	-0,26	0,19	0,37	0,48	0,63	0,17	-0,29	-0,13	1,00							
Mn	0,36	0,79	0,55	0,03	0,25	0,24	0,07	-0,16	0,49	-0,22	0,20	0,68	0,35	0,77	0,14	-0,40	-0,19	0,79	1,00						
Fe	0,61	0,13	0,28	-0,15	0,40	0,12	0,07	0,36	0,19	0,47	-0,13	0,12	-0,10	-0,01	-0,17	0,52	0,14	0,17	0,13	1,00					
Cd	0,00	-0,02	-0,12	-0,07	-0,06	-0,14	-0,12	-0,17	-0,28	-0,11	0,10	-0,29	0,07	-0,16	0,50	0,03	0,45	-0,06	-0,11	-0,05	1,00				
Pb	-0,11	-0,01	0,10	0,02	-0,22	-0,09	-0,24	-0,28	-0,30	-0,29	-0,05	-0,34	0,13	-0,14	0,41	0,04	0,59	-0,05	-0,10	-0,15	0,54	1,00			
Zn	0,48	0,54	0,62	-0,05	0,13	-0,15	0,02	-0,17	0,07	0,01	-0,07	0,23	0,29	0,34	0,00	-0,07	-0,05	0,74	0,51	0,28	0,03	0,14	1,00		
PA	-0,24	-0,08	-0,02	0,00	-0,41	-0,02	-0,43	-0,32	-0,34	-0,55	-0,06	-0,46	0,15	-0,19	0,49	-0,13	0,37	-0,07	-0,10	-0,20	0,56	0,77	-0,03	1,00	
ETo	0,28	0,13	0,04	0,13	0,43	-0,04	0,54	0,13	0,18	0,62	0,16	0,38	-0,20	0,17	-0,29	0,32	0,00	0,05	0,06	0,19	-0,28	-0,47	0,05	-0,81	1,00

Fonte: Elaborado pela autora. **Nota:** DQO – Demanda química de oxigênio; TB – Turbidez; SST – Sólidos suspensos totais; PA – Precipitação pluvial acumulada; ETo – Evapotranspiração de referência.

Tabela 11. Eixos fatoriais extraídos e rotacionados pelo método Varimax cujas cargas fatoriais $\geq 0,65$ foram consideradas significativas.

Variáveis	Cargas fatoriais					
	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4	Fator 5	Fator 6
DQO	-0,69	0,53	0,04	0,02	0,09	0,22
TB	0,04	0,89	0,02	-0,26	0,07	0,01
SST	-0,32	0,76	-0,04	-0,15	0,00	-0,14
pH	0,02	0,16	-0,02	-0,80	-0,33	0,04
CE	-0,43	0,14	0,02	0,06	0,42	0,63
Ca ²⁺	0,01	-0,11	-0,05	0,35	0,78	-0,09
Mg ²⁺	-0,10	-0,08	-0,02	0,04	0,08	0,84
Na ⁺	-0,59	-0,38	-0,22	0,10	0,49	0,09
K ⁺	-0,20	0,21	-0,20	-0,04	0,83	0,21
Cl ⁻	-0,66	-0,25	-0,12	0,12	0,06	0,59
CO ₃ ²⁻	0,15	0,11	0,04	-0,86	0,03	0,03
HCO ₃ ⁻	0,08	0,44	-0,19	-0,05	0,57	0,53
NO ₃	0,06	0,50	0,16	-0,25	-0,05	-0,21
NH ₄ ⁺	0,31	0,75	-0,10	-0,07	0,26	0,15
P _{total}	0,16	0,18	0,68	-0,37	0,02	-0,17
Cr	-0,81	-0,33	0,16	0,02	-0,11	0,30
Ni	-0,28	-0,12	0,80	-0,08	-0,06	0,25
Cu	0,02	0,93	-0,05	-0,06	-0,11	0,01
Mn	0,15	0,84	-0,05	-0,04	0,43	0,09
Fe	-0,78	0,20	-0,08	0,13	0,09	0,02
Cd	0,03	-0,04	0,78	0,02	-0,10	-0,05
Pb	0,04	0,03	0,81	0,11	-0,15	-0,26
Zn	-0,21	0,78	0,03	0,29	-0,21	0,04
PA	0,15	-0,04	0,72	0,08	-0,06	-0,57
ETo	-0,17	0,04	-0,36	-0,16	-0,09	0,78
Autovalores	5,82	5,43	3,02	2,30	1,74	1,13
Variância total (%)	23,29	21,72	12,09	9,20	6,95	4,53
Variância total acumulada (%)	23,29	45,02	57,11	66,31	73,25	77,78

Fonte: Elaborado pela autora.

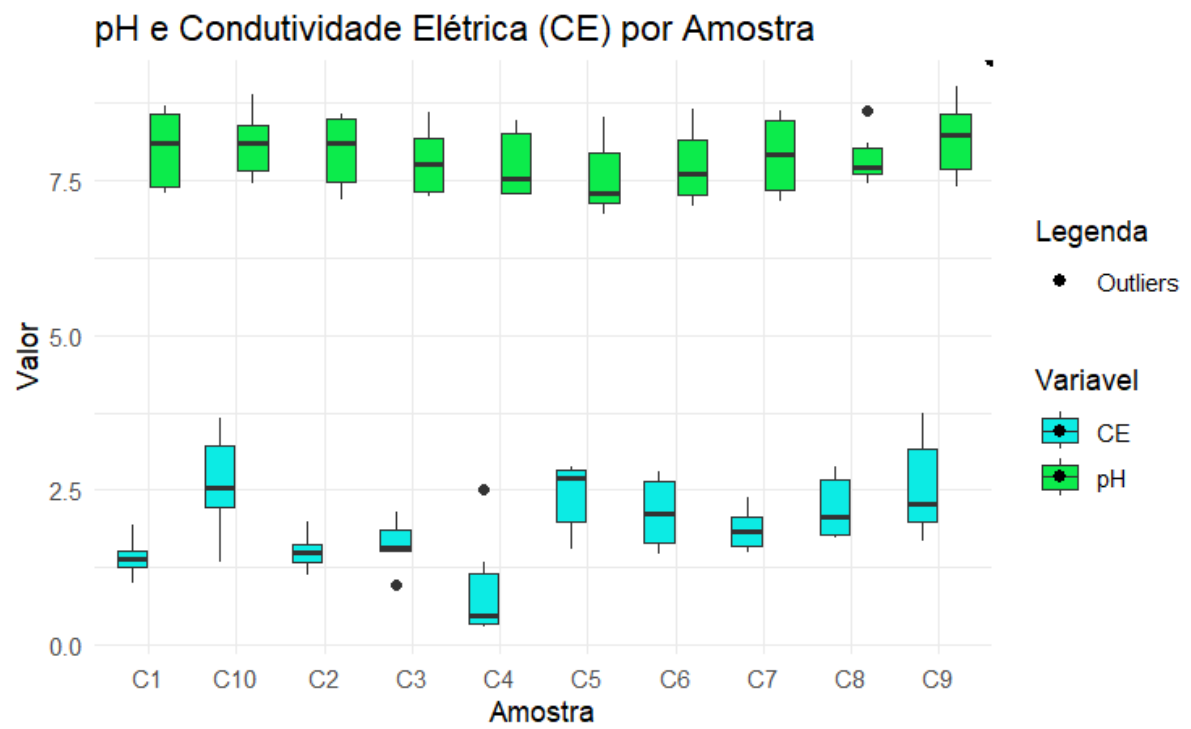


Figura 19. Variações de pH e CE das amostras ao longo do tempo. Fonte: Elaborado pela autora.

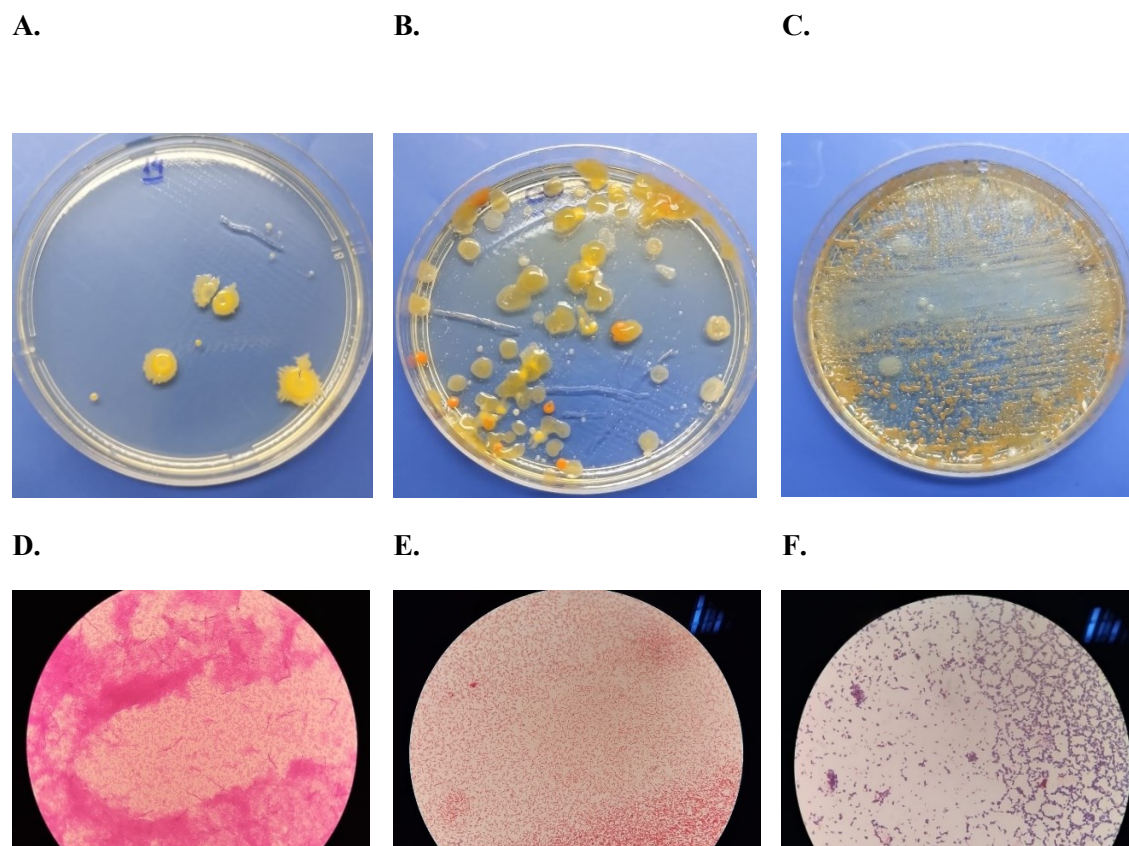


Figura 20. Imagens das colônias de bactérias Gram negativas na água do tratamento com lixiviado estabilizado (F1) (A); colônias de bactérias Gram positivas e Gram negativas na água do tratamento com lixiviado jovem (F2) (B) e colônias de bactérias cocos Gram positivos e Bacilos Gram negativos na água do tratamento com solução nutriente (F3) (C); Imagens da microscopia mostram morfologia de bastonetes Gram negativos em F1 (D); bacilos Gram negativos em F2 (E) e cocos Gram positivos e bacilos Gram negativos em F3 (F). Fonte: Acervo da autora.

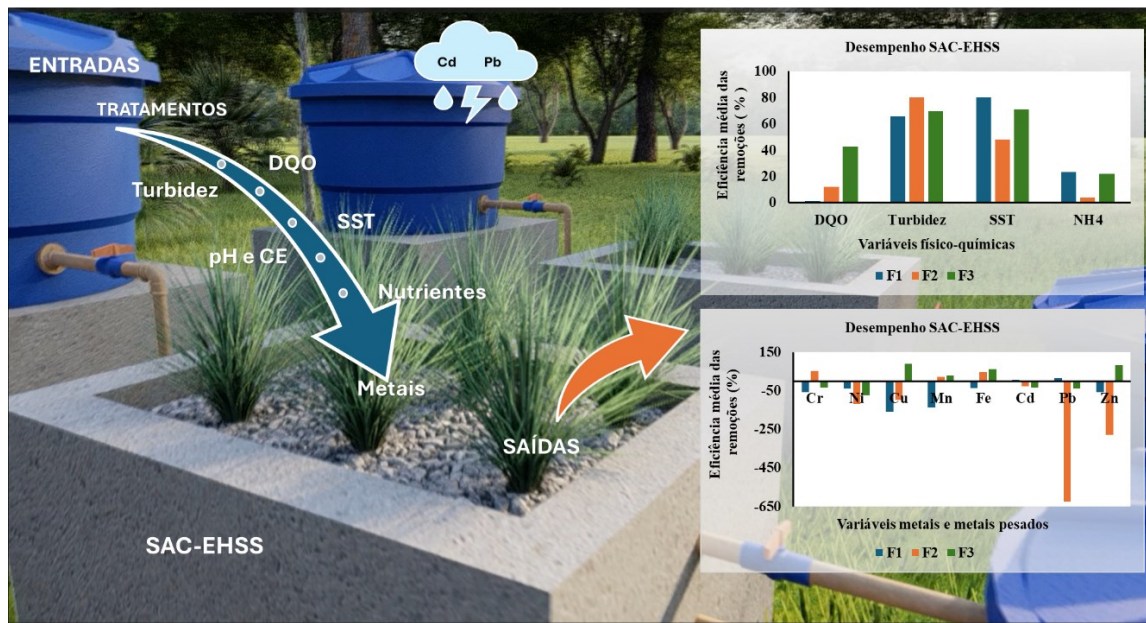


Figura 21. Resumo dinâmico. Fonte: Elaborado pela autora.

ARTIGO II: EFEITOS DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO ESTABILIZADO E JOVEM NA CAPACIDADE DE FITORREMEDIAÇÃO DE POLUENTES EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS

RESUMO

O tratamento adequado do lixiviado de aterro sanitário que permita a disposição controlada no ambiente é um desafio. A fitorremediação em sistema alagado construído pode contribuir para mitigação de impactos ambientais negativos desses efluentes. Assim, objetivou-se compreender a dinâmica de acumulação de metais no capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), por meio da avaliação dos fatores de translocação (FT) e de bioacumulação (FB), e indicar a aptidão para remoção dos metais Cr, Ni, Cu, Mn, Fe, Cd, Pb e Zn de lixiviados de aterro sanitário estabilizado e jovem, tratados em sistemas alagados construído. Para isso, foram instalados três sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial, com área útil de meio metro quadrado, tendo cascalho granítico como meio suporte, onde foram plantados os clones do Vetiver. Os sistemas foram abastecidos com três tipos de águas para tratamento: F1 – Água com lixiviado de aterro estabilizado; F2 – Água com lixiviado de aterro sanitário jovem; e F3 – Água com lixiviado sintético, e seis repetições (plantas utilizadas nos sistemas alagados), com tempo de retenção de 48 horas, durante 180 dias, na Unidade Experimental de Reúso de Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido, campus Leste Mossoró-RN. Foram monitoradas as concentrações de Cr, Ni, Cu, Mn, Fe, Cd, Pb e Zn em dez campanhas de análises das águas com lixiviados tratados nos sistemas alagados construídos e aferidos os atributos biométricos comprimento de folha, número de perfilhos, massa fresca e seca das folhas, massa seca das raízes e volume de raízes, e submetidos à análise de variância e teste de média Tukey ($p \leq 0,05$). Os tecidos vegetais foram submetidos a secagem, moídos e digestão ácida para obtenção das concentrações dos metais nos tecidos do capim Vetiver. Os resultados indicaram que ocorreu absorção e acumulação dos metais analisados nos tecidos das plantas de Vetiver em todos os tratamentos, onde as maiores acumulações foram de Mn e Fe nas raízes das plantas do tratamento com lixiviado jovem. Ocorreu maior translocação do metal pesado Cd nas plantas do tratamento com lixiviado jovem, enquanto o Pb acumulou-se preferencialmente na parte aérea do Vetiver e esteve associado às deposições atmosféricas promovidas pela precipitação pluvial. A categorização dos mecanismos da fitorremediação obtidos a partir dos fatores de translocação e bioacumulação revelaram que ocorreu translocação de cádmio, indicando que o Vetiver remedia por fitoextração, sendo acumuladora de cádmio e de absorver e acumular Cr, Ni, Cu,

Mn, Fe, Pb e Zn, sugerindo que o Vetiver remedia por fitoestabilização desses metais. As respostas fisiológicas do Vetiver confirmaram sua tolerância a contaminantes presentes nos lixiviados tratados em sistemas alagados construídos, acumulando maiores quantidades de metais nas raízes. A capacidade das plantas de Vetiver em absorver, translocar, restringir e acumular metais pesados em seus tecidos revelaram a importante contribuição para a remediação de áreas contaminadas por resíduos sólidos urbanos.

Palavras-chave: Fitoextração; *Chrysopogon zizanioides*; chorume; metais pesados, translocação; bioacumulação.

PAPER II: EFFECTS OF STABILIZED AND YOUNG LANDFILL LEACHATE ON THE PHYTOREMEDIATION CAPACITY OF POLLUTANTS IN CONSTRUCTED FLOODWEED SYSTEMS

ABSTRACT

The adequate treatment of landfill leachate that allows controlled disposal into the environment is a challenge. Phytoremediation in constructed wetlands can contribute to mitigating the negative environmental impacts of these effluents. Thus, the objective was to understand the dynamics of metal accumulation in Vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*), through the evaluation of translocation factors (TF) and bioaccumulation factors (BF), and to indicate the suitability for removal of the metals Cr, Ni, Cu, Mn, Fe, Cd, Pb and Zn from stabilized and young landfill leachate treated in constructed wetlands. For this purpose, three constructed wetlands with horizontal subsurface drainage were installed, with a useful area of half a square meter, with granite gravel as a support medium, where Vetiver clones were planted. The systems were supplied with three types of water for treatment: F1 – Water with stabilized landfill leachate; F2 – Water with leachate from a young landfill; and F3 – Water with synthetic leachate, and six replicates (plants used in flooded systems), with a retention time of 48 hours, for 180 days, at the Experimental Water Reuse Unit of the Universidade Federal Rural do Semi-Árido, East Mossoró-RN campus. The concentrations of Cr, Ni, Cu, Mn, Fe, Cd, Pb and Zn were monitored in ten analysis campaigns of the waters with treated leachate in the constructed flooded systems and the biometric attributes leaf length, number of tillers, fresh and dry mass of leaves, dry mass of roots and root volume were measured and subjected to analysis of variance and Tukey's mean test ($p \leq 0.05$). The plant tissues were dried, ground and acid digested to obtain the concentrations of the metals in the tissues of the Vetiver grass. The results indicated that absorption and accumulation of the analyzed metals occurred in the tissues of Vetiver plants in all treatments, where the greatest accumulations were of Mn and Fe in the roots of plants treated with young leachate. There was greater translocation of the heavy metal Cd in plants treated with young leachate, while Pb accumulated preferentially in the aerial part of Vetiver and was associated with atmospheric deposition promoted by rainfall. The categorization of the phytoremediation mechanisms obtained from the translocation and bioaccumulation factors revealed that cadmium translocation occurred, indicating that Vetiver remediates by phytoextraction, being an accumulator of cadmium and absorbing and accumulating Cr, Ni, Cu, Mn, Fe, Pb and Zn, suggesting that Vetiver remediates by phytostabilization of these metals. The physiological responses of Vetiver confirmed its tolerance to contaminants present in the leachates treated in

constructed wetlands, accumulating greater amounts of metals in the roots. The ability of Vetiver plants to absorb, translocate, restrict and accumulate heavy metals in their tissues revealed an important contribution to the remediation of areas contaminated by urban solid waste.

Keywords: Phytoextraction; *Chrysopogon zizanioides*; leachate; heavy metals, translocation; bioaccumulation.

1 INTRODUÇÃO

O aumento da população humana, a urbanização, a industrialização e a crescente demanda por produtos consumíveis provocam a geração de enorme quantidade de resíduos sólidos urbanos (RSUs) gerados diariamente (Ambaye *et al.*, 2023; Mostaghimi; Behnamian, 2023). Nesse sentido, os aterros sanitários são a solução técnica mais utilizada para a destinação final dos RSUs nos EUA, em vários países europeus e nos países em desenvolvimento (Pazoki; Ghasemzadeh, 2020; Xiao; Liu; Tong, 2023).

Os aterros sanitários têm sido a técnica para destinação dos resíduos sólidos urbanos comumente utilizada nos países em desenvolvimento e se perpetuam como forma de disposição final em detrimento da redução dos impactos ambientais gerados pela produção de RSU (Pazoki; Ghasemzadeh, 2020; Xiao; Liu; Tong, 2023). A gestão desses equipamentos urbanos requer entendimento interdisciplinar sobre os aspectos geotécnicos, hidráulicos, biológicos e químicos (Koda *et al.*, 2023), além de envolver regulação, pois o objetivo deste sistema de contenção de resíduos é controlar e evitar que qualquer substância nociva atinja a biosfera e a hidrosfera em quantidades inaceitáveis (Irto *et al.*, 2024). Para tanto, os aterros sanitários possuem instalações projetadas para coletar lixiviados líquidos e emissões de gases de aterro (Nanda; Berruti, 2021), essenciais para controlar os riscos ambientais.

A produção dos lixiviados de aterro sanitário é desafiadora em razão do volume gerado pela decomposição dos RSUs. Os lixiviados de aterro sanitário apresentam elevada carga de poluentes orgânicos, inorgânicos e de metais pesados, onde idade do aterro, DQO e relação DQO/DBO₅ são decisivos na escolha de métodos de tratamento adequados (Podlasek *et al.*, 2023; Zanona; Barquilha; Braga, 2023).

Por sua complexidade química, os lixiviados de aterros sanitários exigem tratamento de natureza complexa (Limaverde Filho; Silva, 2019), por meio de métodos biológicos, físico-químicos e híbridos, em que se alcança mais eficiência quando são aplicados de forma combinada (Nath; Debnath, 2022).

A utilização de plantas com a finalidade de remover poluentes do solo, água e efluentes é conhecida como fitorremediação e envolve processos bioquímicos que levam à redução, mineralização, degradação, volatilização e estabilização dos diversos poluentes, realizados naturalmente pelos vegetais e microrganismos associados ao seu sistema radicular (Carvajal-Flórez; Cardona-Gallo, 2019; Dorafshan *et al.*, 2023). Estudos anteriores registraram a capacidade que diferentes espécies de plantas têm para remover contaminantes metálicos, tais como *Phalaris arundinacea* (clorofito), utilizada na fitorremediação de metais

(Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn) de águas residuárias urbanas em pântano construído (Březinová; Vymazal, 2015); *Cyperus alternifolius* (junco), eficaz na descontaminação de metais pesados em águas residuárias sintéticas com aplicação de Cd, Cu, Pb e Zn, tratadas em pântano construído (Cheng *et al.*, 2002); e *Iris sibirica* (bandeira siberiana), plantadas em pântanos construídos para remoção de Cd, sugerindo comportamento de fitoextratora de Cd (Gao *et al.*, 2015). Foram observadas taxas de remoção de metais pesados variando de 24% a 80% pela macrófita aguapé (*Eichhornia crassipes*), e a capacidade de remover metais como Cu, Cr, Cd, Pb e Ni de lixiviados de aterro deve-se ao alto teor de biomassa desse vegetal, além da rápida taxa de crescimento e sistema radicular denso (El-Gendy *et al.*, 2006), características desejáveis na fitorremediação. Em ensaios laboratoriais usando águas sintéticas (Bavandpour *et al.* 2018), a espécie *Typha domingensis* alcançou remoções de 90, 77, 27, 98 e 75% para Cu, Mn, Fe, Pb e Zn, respectivamente.

A fitorremediação envolve processos fisiológicos em que determinadas espécies vegetais atuam removendo, imobilizando ou reduzindo os níveis de toxicidade nos ecossistemas. Apesar de pouco difundida, a técnica apresenta resultados promissores na descontaminação de metais pesados (Chen *et al.*, 2019; Eben *et al.*, 2024; Rodrigues; Orlandelli, 2018; Santos *et al.*, 2020), e os sistemas alagados exercem papel importante na fitorremediação para remoção de compostos tóxicos, metais, poluentes orgânicos e inorgânicos que dependem de processos físicos, biológicos e químicos nas águas residuárias, enfatizando a capacidade natural das plantas (Batool; Saleh, 2020) por meio de seus mecanismos fisiológicos estratégicos.

O emprego de zonas úmidas para remoção de metais em lixiviados de aterro sanitário associados à utilização de diferentes espécies vegetais exerce papel importante na fitorremediação, especialmente por enfatizar a capacidade natural dos vegetais (Batool; Saleh, 2020) em absorver e acumular compostos tóxicos do meio.

A técnica apresenta seis mecanismos fisiológicos estratégicos: fitoestabilização, fitovolatilização, fitodegradação, fitofiltração, fitoestimulação e fitoextração (Figura 1), que podem ocorrer simultaneamente. Esses mecanismos indicam a versatilidade dos vegetais em acumular, concentrar ou translocar substâncias contaminantes no sistema radicular e na parte aérea. A utilização de plantas metalófitas apresenta respostas positivas na acumulação de cádmio, níquel, cobre, zinco e chumbo (Buscaroli, 2017; Dalvi; Bhalerao, 2013; Favas *et al.*, 2014; Malik; Biswasa, 2012).

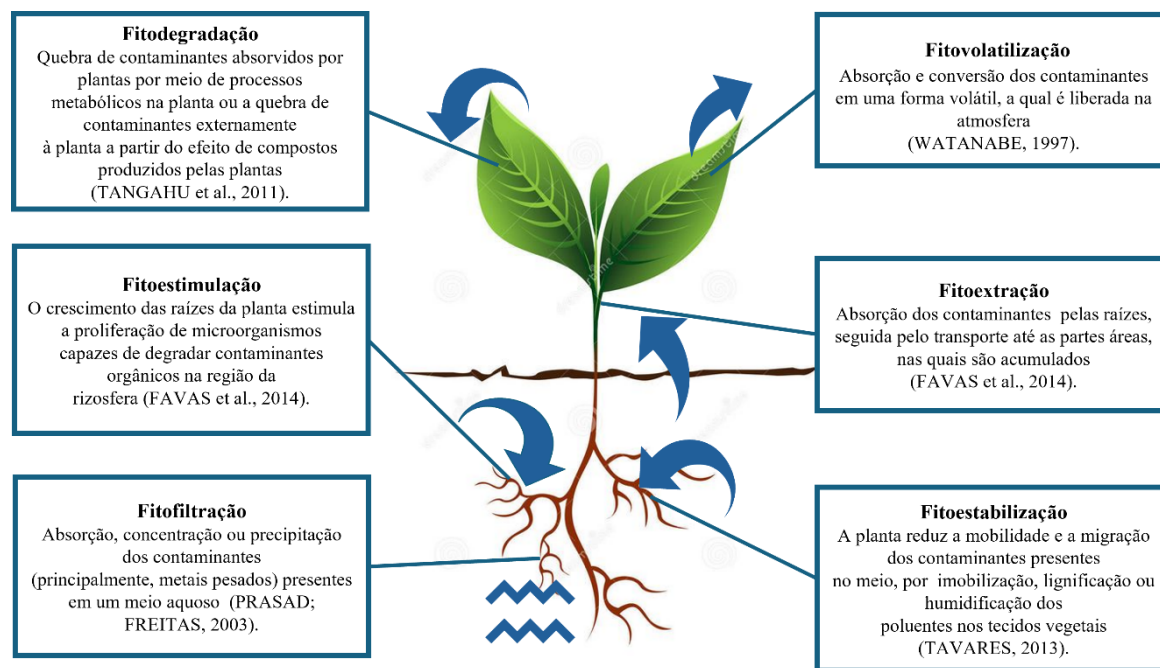


Figura 1. Mecanismos de fitorremediação.

Fontes: Adaptado de Dorafshan *et al.* (2023), Favas *et al.* (2014) e Rodrigues e Orlandelli (2018).

As estratégias de absorção de metais pesados empregadas pelas plantas em associação com a microflora na rizosfera determinam o comportamento vegetal frente a esses contaminantes, seja por acumulação e exclusão, e subsequente translocação e destino na biomassa (Antoniadis *et al.*, 2017). Plantas acumuladoras/hiperacumuladoras de metais pesados podem absorver e concentrar metais em seus tecidos, geralmente exibindo níveis mais elevados de metais na parte aérea em comparação às raízes. Por sua vez, as plantas excludentes limitam a absorção e/ou translocação dos metais, mantendo baixos níveis de contaminantes na parte aérea (Buscaroli, 2017). Além disso, após a absorção dos metais pesados, mecanismos internos de tolerância são acionados para manter a homeostase, influenciando na eficácia destes mecanismos de defesa e proteção que definem os limites de toxicidade, bem como, consequentemente, nas deficiências de crescimento, desenvolvimento e metabolismo (Eid *et al.*, 2019; Parihar *et al.*, 2021; Saravanan *et al.*, 2019).

A capacidade de determinadas espécies vegetais de extrair metais depende da espécie ou variedade vegetal e do ambiente a ser remediado, e o potencial fitorremediador pode ser avaliado por meio do fator de bioacumulação, que indica o percentual de metal retirado do meio e acumulado nos tecidos vegetais (Andrade *et al.*, 2007). Dentre as plantas metalófitas, o capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides* L. Roberty) é reconhecido pelo potencial fitorremediador e pela capacidade de conservar e despoluir água e solo. A gramínea agrupa aspectos fisiológicos desejáveis para a fitoextração como: raízes profundas e abundantes,

rápido crescimento vegetativo, alta produção de biomassa, tolerância a altas concentrações de metais pesados, de cultivo fácil, produção de flores estéreis e, conseqüentemente, ausência de comportamento invasor, além de apresentar mecanismo de fotossíntese C_4^2 (Chaves; Andrade, 2013; Fasani *et al.*, 2019; Truong; Van Tan, 2008; Yang *et al.*, 2022).

A literatura tem registro do bom desempenho do capim Vetiver aplicado à fitorremediação de lixiviados de aterro sanitário, tanto de células encerradas quanto de células em operação (Fasani *et al.*, 2019), sendo eficiente na absorção de nutrientes, particularmente nitrogênio e fósforo de águas residuárias, além de tolerante a níveis elevados de sais e metais pesados (Percy; Truong, 2003; Ramos-Arcos *et al.*, 2019) em pântanos naturais, bem como em bioensaios hidropônicos com soluções sintéticas de Cd, Cr, Ni, Pb e Zn (Almeida, 2011) alcançando resultados promissores na sorção desses metais sem apresentar sintomas de toxicidade.

O capim Vetiver mostrou-se adaptado para uso em sistemas alagados construídos (SACs), formando um ecossistema favorável no tratamento de águas residuárias (Matos; Matos, 2017). Nos SACs, os processos biológicos e físico-químicos podem remover poluentes tóxicos, material orgânico, cor, salinidade, nutrientes, turbidez, patógenos e outros elementos de águas residuárias, em que são relevantes os processos de sedimentação, filtração, sorção (adsorção e absorção), oxidação-redução, volatilização, hidrólise, evaporação, degradação microbiana e acúmulo no tecido vegetal (Malyan *et al.*, 2021; Ji; Tang; Pei, 2022).

Apesar dos estudos anteriores apresentarem informações acerca da acumulação de metais por plantas metalófilas, existem poucas informações sobre os mecanismos fisiológicos do Vetiver na fitoextração de metais de lixiviados de aterro sanitário. Desse modo, objetivou-se compreender a dinâmica de acumulação de metais no capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), por meio da avaliação dos fatores de translocação (FT) e de bioacumulação (FB), sugerindo aptidão para remoção dos metais Cr, Ni, Cu, Mn, Fe, Cd, Pb e Zn em dois tipos de lixiviados de aterro sanitários, tratados em sistemas alagados construídos.

² Plantas que atingem taxas máximas de fotossíntese sob elevadas intensidades de radiação solar, permitindo maior fixação de CO_2 por unidade de água perdida.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 DESCRIÇÃO E LOCALIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

Os três reatores dos Sistemas Alagados Construídos foram instalados na Unidade Experimental de Reúso de Água (UERA) da Universidade Federal Rural do Semi-Árido - UFERSA, em Mossoró-RN (Figura 2), e operaram por um período de 180 dias. O município de Mossoró está inserido na Zona Semiárida do Nordeste brasileiro, com classificação climática de Köppen-Geiger tipo BSh, temperatura média do ar de 26,5°C e média anual de precipitação pluviométrica de 794 mm, irregular no tempo e espaço (Alvares *et al.*, 2013; Dubreuil *et al.*, 2018).



Figura 2. Imagem realizada por veículo aéreo não tripulado da Unidade Experimental de Reúso de Água, localizada no campus Leste da Universidade Federal Rural do Semi-Árido em Mossoró-RN. Fonte: Acervo da autora.

Durante o período de ensaio experimental, foram monitoradas temperatura média do ar, radiação solar global, precipitação pluvial e evapotranspiração de referência, a partir dos dados disponibilizados pela estação meteorológica automática Campbell Scientific, distante 938 m da UERA/UFERSA. Na estimativa da Eto, utilizou-se a Equação 1 de Penman-Monteith (Allen; Pereira; Smith, 2006).

$$ET_o = \frac{0,408 \cdot \Delta \cdot (R_n - G) + \gamma \cdot \frac{900}{T+273} \cdot U_2 \cdot (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma \cdot (1 + 0,34 \cdot U_2)} \quad \text{Eq.1}$$

Em que:

ET_o - Evapotranspiração de referência, em mm d^{-1} ;

R_n - Saldo de radiação à superfície, em $\text{MJ m}^{-2}\text{d}^{-1}$;

G - Fluxo de calor no solo, em $\text{MJ m}^{-2}\text{d}^{-1}$;

T - Temperatura do ar a 2 m de altura, em $^{\circ}\text{C}$;

U_2 - Velocidade do vento à altura de 2 m, em m s^{-1} ;

e_s - Pressão de saturação de vapor, em kPa;

e_a - Pressão de vapor atual do ar, em kPa;

$(e_s - e_a)$ - Déficit de pressão de vapor, em kPa;

Δ - Declividade da curva de pressão de vapor de saturação, em $\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$; e

γ - Constante psicrométrica, em $\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$.

Constam nas Figuras 3 e 4 os valores diários das variáveis climáticas e do balanço hídrico, temperatura média do ar, radiação solar global, evapotranspiração de referência e precipitação pluvial ao longo dos 180 dias do experimento.

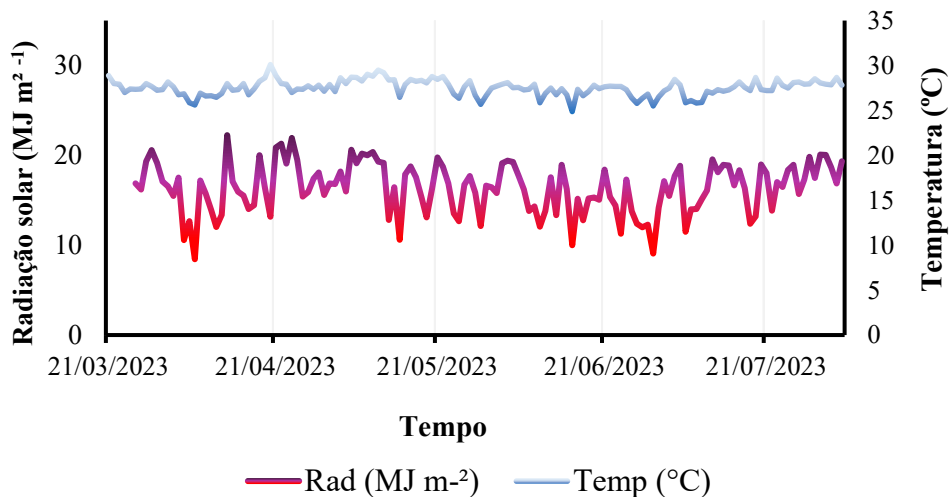


Figura 3. Temperatura do ar e radiação solar diária na UERA no período de fevereiro a agosto de 2023. Fonte: Elaborado pela autora.

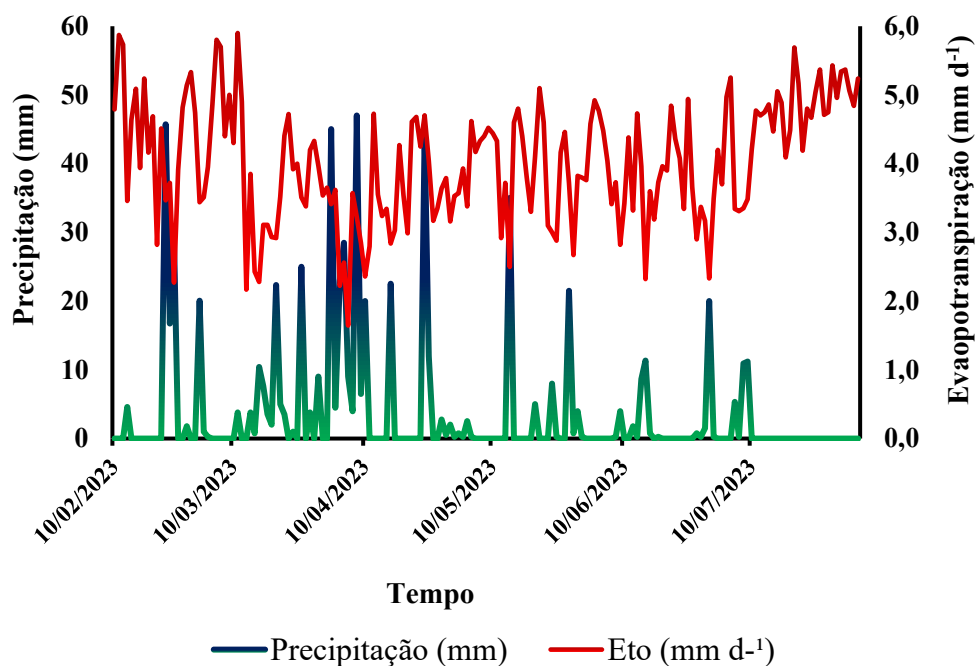


Figura 4. Precipitação pluvial e evapotranspiração de referência diária na Uera no período de fevereiro e agosto de 2023. Fonte: Elaborado pela autora.

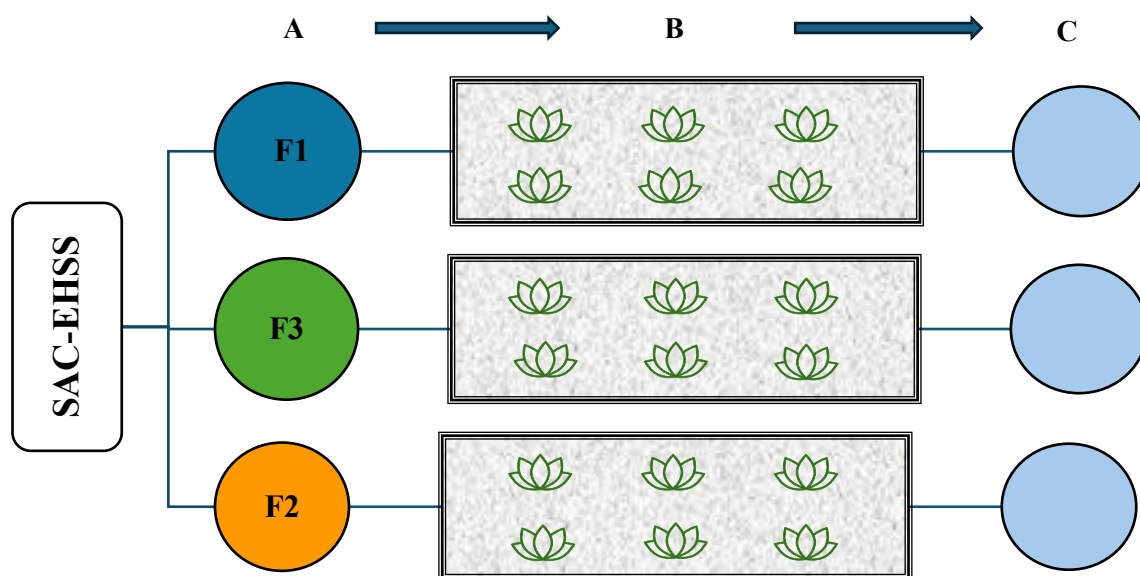
2.2 TIPOLOGIA DOS LIXIVIADOS DO ATERRO SANITÁRIO DE MOSSORÓ/RN

Os lixiviados utilizados no experimento foram coletados no aterro sanitário classe 2 para resíduos não inertes de Mossoró-RN, em operação desde 2008, possuindo células encerradas e em operação, com respectivas lagoas de lixiviados: 1) lixiviado estabilizado com idade superior a dez anos, das células encerradas; e 2) lixiviado jovem com idade de cinco anos, das células em operação (Nájera-Aguilar *et al.*, 2019; Tałałaj; Biedka; Bartkowska, 2019).

2.3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O experimento obedeceu ao esquema fatorial três tratamentos (F1, F2 e F3) x 2 para avaliar os índices de fitorremediação do fator de translocação (FT) dos metais (Cr, Ni, Cu, Mn, Fe, Cd, Pb e Zn) e fator de bioacumulação na raiz (FBr) e na parte aérea (FBpa) do capim Vetiver. Os tipos de águas aplicadas nos tratamentos foram: F1 – Lixiviado estabilizado diluído 20 vezes com água de abastecimento para garantir a sobrevivência das plantas; F2 – Lixiviado jovem diluído 20 vezes com água de abastecimento; e F3 – Lixiviado sintético,

preparado com composto organomineral líquido, diluído em água de abastecimento, na proporção de 200mL/100L (Figura 5).



Nota: F1 – Lixiviado estabilizado diluído; F2 – Lixiviado jovem diluído e F3 – Lixiviado sintético, em delineamento ao acaso, três reatores plantados com capim Vetiver (B) e reservatórios de armazenamento dos efluentes tratados (C).

Figura 5. Representação esquemática do experimento com SAC-EHSS para tratamento de três tipos de águas (F1, F2 e F3). Fonte: Elaborado pela autora.

2.4 OPERAÇÃO DOS SAC-EHSS

Os três reatores tipo sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) apresentavam dimensões de 0,98 m de comprimento, 0,49 m de largura e 0,30 m de profundidade, e declividade média do fundo dos tanques de 0,5% em relação ao solo. Foi utilizada a brita granítica nº 3 como meio suporte, com granulometria e porosidade efetiva de 25 mm e 46%, respectivamente (Araújo; Tucci; Goldenfum, 2000).

A operação dos SAC-EHSS teve três etapas: a) Saturação dos SACs com os três tipos de águas dos tratamentos (F1, F2 e F3) durante 30 dias com o propósito de estimular a formação do biofilme no meio suporte, preparando o biosistema para receber os clones do capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides* L. Roberty); b) Abastecimento com carga descontínua em batelada aplicando as diluições dos lixiviados estabilizado (F1), lixiviado jovem (F2) e lixiviado sintético (F3) nos SACs que escoavam no sentido jusante, onde foram coletados pelos reservatórios de armazenamento dos efluentes tratados; c) O tempo de detenção das cargas dos lixiviados nos SACs foi de 48 h, regulado pela abertura e fechamento

de registros gaveta de $\frac{3}{4}$ ” interligados por tubos hidráulicos de PVC de 25mm instalados na entrada e na saída dos SACs, conforme metodologia proposta por Mendonça *et al.* (2015).

O capim Vetiver foi coletado no Parque Municipal de Mossoró e multiplicado por divisão de touceira. As mudas foram uniformizadas com cinco perfilhos por touceira, altura da parte aérea de 20 cm e 5 cm de comprimento de raízes (Figura 6A). As mudas foram colocadas em baldes com as águas dos três tratamentos para aclimação em condições naturais de campo, durante 30 dias (Zhang; Rengel; Meney, 2010) (Figura 6B). Após o período de adaptação, os clones do capim Vetiver foram transplantados para os SAC-EHSS com espaçamento de 30cm entre plantas e 20cm entre fileiras (Figura 6C) (Teixeira *et al.*, 2020). Os SAC-EHSSs foram abastecidos com as águas dos tratamentos F1, F2 e F3 durante 180 dias.



Figura 6. Muda clonal de Vetiver (*Chrysopogon zizanioides* L. Roberty) após uniformização do número de perfilhos, altura da parte aérea e comprimento de raízes (A); Aclimação dos clones do Vetiver em campo (B) e transplântio das mudas clonais para os SACs-EHSS(C). Fonte: Acervo da autora.

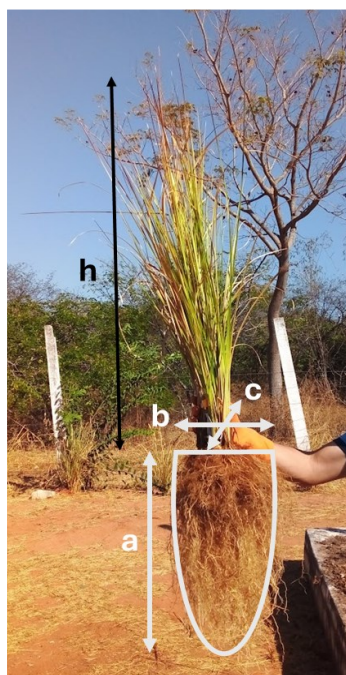
2.5 MONITORAMENTO DOS METAIS NAS ÁGUAS DOS LIXIVIADOS ESTABILIZADO, JOVEM E SINTÉTICO

Ao longo do período experimental, foram realizadas dez amostragens dos efluentes dos lixiviados nos três SACs-EHSS, com intervalo médio de 18 dias entre as coletas, e quantificados os teores de cromo (Cr), níquel (Ni), cobre (Cu), manganês (Mn), ferro (Fe), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nos lixiviados tratados. As amostras dos lixiviados foram preservadas com HNO_3 ($\text{pH} = 2$) e resfriadas a 4°C e não foram submetidas à digestão, mas foram filtradas para remover partículas suspensas, para leitura posterior. As análises foram realizadas empregando-se a espectrofotometria de absorção atômica de plasma,

conforme protocolos estabelecidos pela EMBRAPA (Silva, 2009) e do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Lipps; Braun-Howland; Baxter, 2023).

2.6 DETERMINAÇÃO DA BIOMETRIA DO CAPIM VETIVER PLANTADO NOS SAC-EHSS

Após o transplântio, foi realizada a contagem do número de perfilhos (NP); a aferição do comprimento da folha (CF), empregando-se uma fita métrica graduada em milímetros; o volume de raiz (VR) foi obtido por estimativa, aplicando-se a fórmula da volumetria da metade de uma elipsóide (Equação 2), conforme Figura 7; e determinação da massa fresca e seca da parte aérea empregando-se balança eletrônica digital, segundo Medeiros *et al.* (2020).



$$V = ((4/3) \times \pi \times a \times b \times c) / 2000 \quad \text{Eq. 2}$$

Em que:

V - Volume de metade da elipsóide, dm³; e
a, b e c – Raios da elipsóide, cm.

Figura 7. Esquema ilustrativo da biometria do capim Vetiver. Fonte: Elaborado pela autora.

2.7 DETERMINAÇÃO DE METAIS NO TECIDO VEGETAL DO CAPIM VETIVER PLANTADOS EM SAC-EHSS

Após 180 dias do plantio do capim Vetiver, foram coletadas as 18 plantas nos três SACs-EHSS, acondicionadas em sacos de polietileno e levadas ao Laboratório de Qualidade de Água do LASAPSA/UFERSA, onde foram lavadas em água corrente e enxaguadas com água destilada. Os vegetais foram colocados à sombra e em temperatura ambiente para

remover o excesso de água até a secagem completa. As plantas foram submetidas às medições dos atributos biométricos: comprimento de folha, comprimento e diâmetro do sistema radicular na base da coroa da touceira, utilizando régua graduada em milímetros, e contagem do número de perfilhos. Foi separada a parte aérea do sistema radicular a partir da base da coroa e início das raízes, utilizando tesoura de poda. Após separação, foram realizadas as medições de massa fresca de cada parte dos vegetais utilizando balança eletrônica digital. Os tecidos vegetais foram identificados, acondicionados em sacos de papel e, posteriormente, secos em estufa de circulação forçada a 65°C, durante 72 horas para estabilização da massa seca. Em seguida, as amostras foram pesadas em balança eletrônica digital para determinação de massa seca dos tecidos vegetais e trituradas em moinhos tipo Willey, sendo acondicionadas em recipientes de polietileno com tampa, e armazenadas em caixa isotérmicas para evitar a entrada de umidade.

Nos tecidos vegetais do capim Vetiver, foram quantificados os teores de cromo (Cr), níquel (Ni), cobre (Cu), manganês (Mn), ferro (Fe), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e zinco (Zn), em que amostras de 0,5 g de tecido triturado foram digeridas em ácido nítrico, com volume de 5 ml de HNO₃ a 65%, diluído com até 25 ml de água (Ferreira, 2014), posteriormente acondicionada em tubos de teflon e submetida a uma temperatura que varia de 170°C a 180°C por um período de dez minutos, sendo a determinação dos elementos realizada diretamente no extrato por espectrometria de absorção atômica. As análises dos metais nos tecidos vegetais do Vetiver foram analisadas no Laboratório de Matéria Orgânica e Resíduos e Espectrofotometria Atômica da Universidade Federal de Viçosa, cumprindo os protocolos da EMBRAPA (Silva, 2009) e do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Lipps; Braun-Howland; Baxter, 2023).

2.8 DETERMINAÇÃO DE ÍNDICES DE FITOEXTRAÇÃO

O mecanismo de descontaminação utilizado pelo capim Vetiver é a fitoextração (Dorafshan *et al.*, 2023) que, em virtude do denso sistema radicular, absorve poluentes que se acumulam na membrana plasmática da raiz e, posteriormente, podem ser translocados para a parte aérea. Os fatores de bioacumulação (FB) e translocação (TF) são a melhor forma de medir a eficiência das plantas no acúmulo e translocação de metais (Batoöl; Saleh, 2020). Assim, para compreensão da capacidade fitoextratora do capim Vetiver foram calculados o fator de bioacumulação (Abichequer; Bohnen, 1998; Tavares; Oliveira, 2012), desmembrado em fator de bioacumulação na parte aérea (FBpa) e fator de bioacumulação na raiz (FBr), para

se obter as quantidades dos metais acumulados em cada parte do vegetal, e o fator de translocação (FT). Os cálculos dos índices de fitoextração foram realizados por meio das Equações 3, 4 e 5.

$$FB_{pa} = \frac{C_{pa}}{C_e} \quad \text{Eq. 3}$$

$$FB_r = \frac{C_r}{C_e} \quad \text{Eq. 4}$$

$$FT = \frac{C_{pa}}{C_r} \quad \text{Eq. 5}$$

Em que:

FBpa - Fator de bioacumulação na parte aérea;

FBr - Fator de bioacumulação nas raízes;

FT - Fator de translocação;

Cpa - Concentração do elemento químico nos tecidos da parte aérea da planta, mg kg⁻¹, na colheita;

Cr - Concentração do elemento químico nos tecidos da raiz da planta, mg kg⁻¹, na colheita, e;

Ce - Concentração do elemento químico no efluente do SAC-EHSS, mg L⁻¹.

Os FBpa e FBr (Equações 3 e 4) expressam a razão entre a concentração do metal identificado na planta (parte aérea ou raízes) e sua concentração no ambiente plantado (Buscaroli, 2017; Parihar *et al.*, 2021; Zayde *et al.*, 1998), de modo que quanto mais alto for o fator de bioacumulação melhor será a capacidade de acumular e remover o metal do meio (Fasani *et al.*, 2019).

A obtenção dos índices de translocação possibilita a classificação dos mecanismos do capim Vetiver para cada metal absorvido. A classificação para as plantas metalófitas define quatro grupos distintos (Dalvi; Bhalerao, 2013; Saravanan *et al.*, 2019), de acordo com a capacidade de acumular metais:

- a) Indicadora ($FB = 1$): quando a absorção e translocação refletem a concentração de metais no solo e apresentam sintomas de toxicidade, em que a planta reduz seu crescimento à medida que as concentrações de metais aumentam no solo;
- b) Exclusora ($FB < 1$): quando há restrição à absorção de metais tóxicos na biomassa acima do solo e se acumulam altos níveis de metais pesados nas raízes;
- c) Acumuladora ($FB > 1$): quando a absorção e a translocação refletem a concentração de metais na planta sem apresentar sintomas tóxicos; e
- d) Hiperacumuladora: quando as plantas são capazes de acumular metais em níveis 100 vezes maiores do que aquelas normalmente medidas em plantas não acumuladoras.

O FT representado na Equação 5 expressa a capacidade do vegetal de transferir o metal das raízes para a parte aérea em espécies com potencial fitoextrator (Saravanan *et al.*, 2019). O critério de qualificação desse índice é: $FT < 1$ indica que não ocorreu translocação do elemento químico da raiz, ou seja, há translocação ineficaz da raiz para a parte aérea da planta; $FT > 1$ indica que ocorreu translocação do metal para parte aérea, ou seja, há translocação eficaz da raiz para a parte aérea do vegetal (Eid *et al.*, 2019; Saravanan *et al.*, 2019).

2.9 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados biométricos das plantas de capim Vetiver foram submetidos à análise de variância pelo teste F ($p \leq 0,05$), sendo as médias comparadas pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$), seguindo as recomendações de Vieira (2006).

As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o Programa de Análise Estatística e Planejamento de Experimentos – SISVAR Versão 5.6 (Ferreira, 2019).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A composição dos lixiviados de aterro sanitário é complexa e influenciada pelo tipo, quantidades e diversidades dos resíduos sólidos urbanos depositados, idade, manejo operacional e condições climáticas locais, além do estágio de decomposição dos resíduos, pois mesmo após o encerramento da célula do aterro os resíduos continuam a se decompor (Kjeldsen *et al.*, 2002). A complexidade dessa composição evidencia o potencial poluidor dos lixiviados e, em processos de fitorremediação, pode influenciar a eficiência das respostas fisiológicas das plantas em absorver, translocar, inibir e acumular os elementos químicos presentes (Fasani *et al.*, 2019).

3.1 CONCENTRAÇÃO DE METAIS NAS ÁGUAS COM LIXIVIADOS TRATADAS NOS SACS-EHSS

Após o tratamento no SAC-EHSS, foram mensuradas as concentrações dos metais nos efluentes dos três tipos de águas com lixiviados. As concentrações dos metais nas águas com lixiviados foram reduzidas em todos os metais analisados, refletindo a influência das diluições realizadas nos lixiviados brutos no ponto de entrada dos SACs, tendo atendido aos padrões exigidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011 (Brasil, 2011), que regula os limites máximos de metais em efluentes para lançamento em corpos hídricos, bem como pela Resolução COEMA nº 02/2017 (Ceará, 2017), que estabelece limites máximos de metais dos efluentes para reúso agrícola e florestal, conforme Tabela 1.

Tabela 1. Valores médios das concentrações de metais nas águas com lixiviados tratadas nos sistemas alagados construídos e os padrões da Resolução CONAMA nº 430/2011 e Resolução COEMA nº 02/2017.

Variáveis	Unidades	F1	F2	F3	CONAMA 430/2011 ⁽¹⁾	COEMA 02/2017 ⁽²⁾
		Média			Limite máximo	Limite máximo
Cr	mg L ⁻¹	0,029	0,006	0,002	1,0	-
Ni	mg L ⁻¹	0,096	0,102	0,088	2,0	2,0
Cu	mg L ⁻¹	0,117	0,037	0,209	1,0	1,0
Mn	mg L ⁻¹	0,110	0,013	0,538	1,0	1,0
Fe	mg L ⁻¹	1,122	0,229	0,220	15	15
Cd	mg L ⁻¹	0,015	0,013	0,020	0,2	0,2
Pb	mg L ⁻¹	0,024	0,055	0,025	0,5	0,5

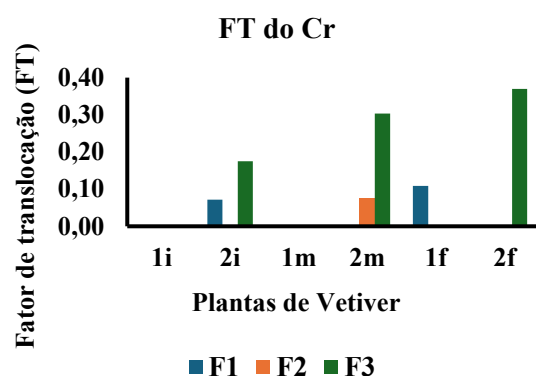
Zn	mg L ⁻¹	0,152	0,112	0,051	5,0	5,0
----	--------------------	-------	-------	-------	-----	-----

Fonte: Elaborado pela autora. **Nota:** F1 – Tratamento com lixiviado estabilizado; F2 - Tratamento com lixiviado jovem; F3 – Tratamento lixiviado sintético; (1) Resolução CONAMA nº 430/2011 (Brasil, 2011); (2) Resolução COEMA nº 02/2017 (Ceará, 2017); Cr – Cromo; Ni – Níquel; Cu – Cobre; Mn – Manganês; Fe – Ferro; Cd – Cádmio; Pb – Chumbo e Zn – Zinco.

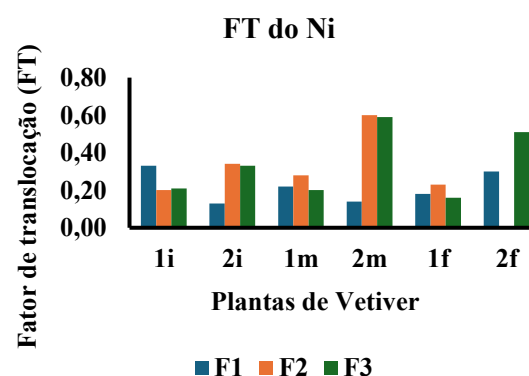
3.2 FATOR DE TRANSLOCAÇÃO DE METAIS NO CAPIM VETIVER

Os dados das análises das concentrações dos metais monitorados nos tecidos da parte aérea e da raiz do capim Vetiver permitiram o cálculo do fator de translocação nas plantas dos SACs (Tabela 3 do Apêndice A). Os resultados demonstraram que a maioria dos metais analisados (Cr, Ni, Cu, Mn, Fe e Zn) foi retida no sistema radicular ($FT < 1$) das plantas submetidas aos três tipos de águas com lixiviados (Figuras 8A, 8B, 8C, 8D, 8E e 8H). As exceções foram observadas nos metais pesados Cd e Pb, que foram translocados para a parte aérea ($FT > 1$) nos tratamentos com lixiviado jovem (F2) e lixiviado sintético (F3) para Cd, e nos tratamentos com lixiviado estabilizado (F1) e lixiviado jovem (F2) para Pb, como representado nas Figuras 8F e 8G.

A.



B.



C.

D.

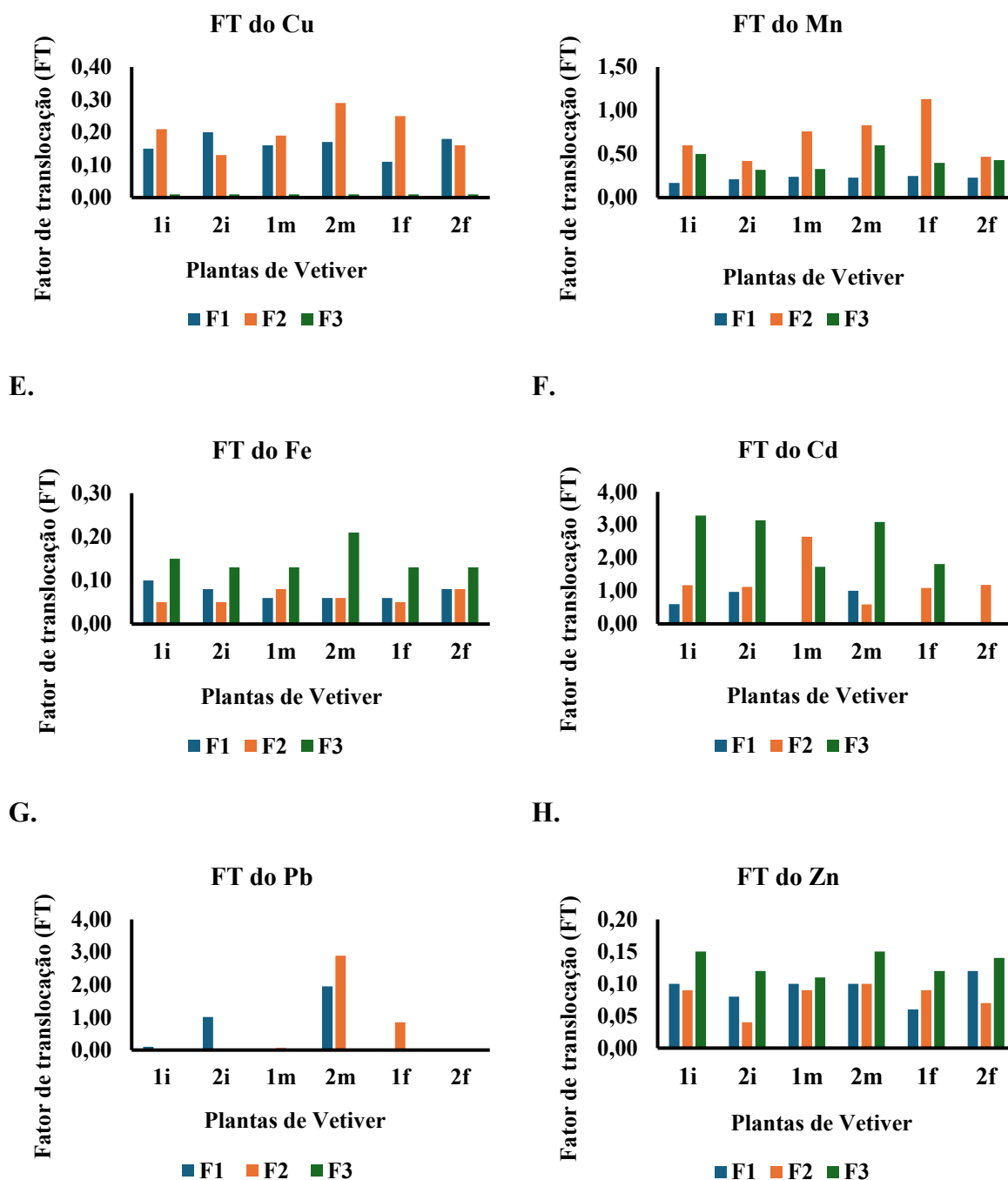


Figura 8. Fator de translocação dos metais Cr – Cromo (A); Ni – Níquel (B); Cu – Cobre (C); Mn – Manganês (D); Fe – Ferro (E); Cd – Cádmio (F); Pb – Chumbo (G) e Zn – Zinco (H) no capim Vetiver submetido às águas com lixiviados de aterro sanitário e sintético, tratados em SAC-EHSS. Fonte: Elaborado pela autora.

Nota: Posição das plantas de Vetiver no SAC: 1i – planta 1 do início do SAC; 2i – planta 2 do início do SAC; 1m – Planta 1 do meio do SAC; 2m – Planta 2 do meio do SAC; 1f – Planta do final do SAC; 2f – Planta 2 do final do SAC; F1 – Lixiviado estabilizado; F2 – Lixiviado jovem e F3 – Lixiviado sintético.

A resposta do Vetiver expressa o comportamento de tolerância, pois ocorreram absorção, translocação e acumulação de metais em seus tecidos vegetais, corroborando com

constatações de Truong *et al.* (2008) sobre a alta tolerância do Vetiver a Cr, Ni, Cu, Cd, Pb e Zn. Ao acumular metais nas raízes, os vegetais expressam comportamento de defesa para desintoxicação intracelular, por meio de inativação do contaminante ou conversão em uma forma menos tóxica (Dalvi; Bhalerao, 2013). Em estudo anterior Mu *et al.* (2019) também comprovaram restrição da translocação de metais das raízes para a parte aérea do capim Vetiver (*Vetiveria zizanioides*).

Entretanto, a fitotoxidez nas plantas depende da resistência do metabolismo da espécie vegetal e das características do metal, com base nos sítios de absorção e no complexo de trocas (Silverio, 2017), razão pela qual a translocação de metais entre as raízes e a parte aérea importa na compreensão do comportamento variável de cada espécie. Estudos com macrófitas demonstrou potencial fitorremediador da *Montrichardia linifera* (Aninga) pela alta absorção e tolerância aos metais Al, Fe e Pb em ambiente fluvial contaminado, sem que ocorresse translocação para a parte aérea (Silverio, 2017). Destaca-se ainda que a *Lemna minor* L. (Lentilha d'água) plantadas em SAC se mostrou um bom acumulador de Cd, Se e Cu, moderado acumulador de Cr e ruim acumulador dos metais Ni e Pb, muito embora tenham sido observados sintomas graves de toxicidade (crescimento reduzido e clorose) quando submetida a dose de 10 mg L⁻¹ de Cd (Zayde *et al.*, 1998). É evidente que a absorção e distribuição de elementos na planta se diferem conforme a espécie vegetal e o tipo de elemento, sendo provável que a quantidade e o tempo de exposição aos metais também influenciem nas respostas fisiológicas dos vegetais.

A translocação de metais entre raízes e parte aérea do Vetiver limitou-se aos metais pesados Cd, nas plantas dos tratamentos com lixiviado jovem (F2) e com lixiviado sintético (F3) e Pb, nas plantas dos tratamentos com lixiviado estabilizado (F1) e com lixiviado jovem (F2), sendo um possível indicativo de sequestro dos outros metais nos vacúolos das raízes, como estratégia de defesa das plantas para remediar efeitos tóxicos dos metais (Batoool *et al.*, 2020).

A translocação do Pb nas plantas dos tratamentos F1 e F2 possivelmente está associada a contribuições atmosféricas, pois o Pb foi o único elemento quantificável apenas durante o período de maior precipitação pluvial (Figura 9), comportamento que pode sugerir que as contribuições de contaminação por Pb nos SACs foram atmosféricas. Estudos anteriores avaliando os fluxos de metais pesados em diferentes sistemas de cultivos apontaram que a deposição atmosférica é a via predominante de inserção de Pb no solo na França (Azimi *et al.*, 2004) e na China (Shi *et al.*, 2018)

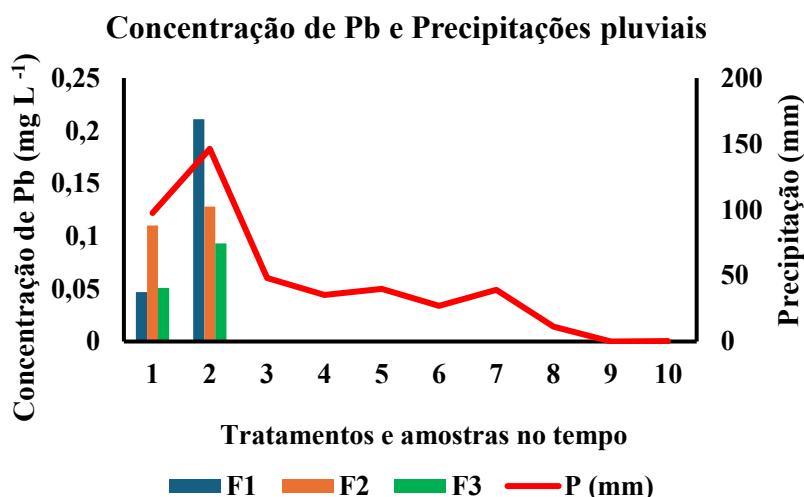


Figura 9. Concentrações de Pb nos SACs e a influência das precipitações pluviiais na deposição atmosférica de Pb. Fonte: Elaborado pela autora.

Embora o Cd não desempenhe função vital para as plantas, pode ser tóxico, mesmo em baixas concentrações, sendo encontrado facilmente em áreas naturais e agrícolas que tenham recebido aplicações de herbicidas e/ou fertilizantes de cuja composição faça parte da composição (Vieira *et al.*, 2015), além de ser um inibidor eficaz indireto da fotossíntese, da condutância estomática e do sistema de transporte de elétrons em vegetais (Kabata-Pendias; Mukherjee, 2007). O Cd é absorvido de maneira passiva e eficiente pelas plantas, e sua translocação para a parte aérea pode ser restrita em virtude da retenção em sítios de troca de compostos ativos localizados na parede celular (Kabata-Pendias; Pendias, 1999).

As plantas do tratamento com lixiviado jovem (F2) apresentaram sintomas de clorose, em resposta à translocação do Cd ($1,30 \text{ mg kg}^{-1}$), ao passo que as plantas do tratamento com lixiviado sintético (F3) apresentaram maior FT para o metal Cd ($2,24 \text{ mg kg}^{-1}$) e não esboçaram clorose. Em estudo sobre a seleção de plantas para fitorremediação de metais pesados como Cd, Assunção (2012) observou que o capim Vetiver, ao ser exposto ao Cd por 34 dias, apresentou um FT de 1,98, acumulando $17,02 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd na parte aérea das plantas, confirmando a tolerância do Vetiver à exposição ao Cd. No mecanismo de tolerância, a planta é capaz de acumular, armazenar e imobilizar metais pesados ligando-os a aminoácidos, proteínas ou peptídeos como estratégia de desintoxicação intercelular (Dalvi; Bihalerao, 2013) e pode ter atenuado os efeitos do acúmulo de Cd nos tecidos vegetais.

É possível que os sintomas de clorose observados nas plantas do tratamento F2 estejam relacionados à carência de nitrogênio, sob a forma de amônio (NH_4^+) no lixiviado

jovem ($10,79 \text{ mg L}^{-1}$), ressaltando a competição interespecífica entre plantas e microrganismos, que é especialmente forte na rizosfera (Kuzyakov; Xu, 2013). Ao avaliarem as interações competitivas e mutualísticas entre plantas e microrganismos, os autores revisaram 77 estudos sobre a absorção de nitrato, amônia e aminoácidos por raízes e microrganismos, mostrando que logo após a mobilização de nitrogênio (N) da matéria orgânica do solo e da serapilheira os microrganismos absorveram a maior parte do N. Em estudos sobre a competição entre plantas e células bacterianas na dinâmica de aquisição de N no trigo (*Triticum aestivum*), Jones *et al.* (2013) observaram rápida captura de nitrogênio por rizobactérias, mineralização e conversão em NH_4^+ , sendo excretado, tornando-se disponível para captura pelas plantas, demonstrando a rápida ciclagem e transformação de N na interface solo-raiz e que a captura de N orgânico pelo trigo é baixa em comparação ao N inorgânico, em que as raízes provaram ser concorrentes pobres para N orgânico e absorveram N principalmente como NH_4^+ .

Em sistemas alagados construídos, a remoção de nitrogênio é realizada principalmente por meio de microrganismos (Tang *et al.*, 2020) e algum nitrogênio é removido pela absorção das plantas, que preferem amônio (NH_4^+), quando nitrato (NO_3^-) e NH_4^+ coexistem (Almeida *et al.*, 2019).

A presença de bactérias (Figura 14 do Apêndice A) nos biofilmes do leito poroso dos SACs dos tratamentos F1 e F2 reforça a hipótese de competição entre as plantas desses tratamentos e as bactérias consumidoras de N. No biofilme do leito poroso do SAC do tratamento com lixiviado sintético (F3), as bactérias identificadas foram do tipo Cocos, que não necessitam de nitrogênio para seu desenvolvimento.

Entretanto, as plantas do tratamento com lixiviado sintético (F3) apresentaram abundante volume de massa foliar em relação às plantas dos tratamentos F1 e F2 (Tabela 2) que pode estar relacionado aos maiores teores de nitrogênio, na forma de NH_4^+ ($76,1 \text{ mg L}^{-1}$). Elevadas concentrações de íon amônio podem estimular a produção em excesso de folhas, aumentar o sombreamento, reduzir a taxa fotossintética líquida e, conseqüentemente, redução do desenvolvimento radicular, mesmo em plantas mais tolerantes (Broetto; Gomes; Joca, 2017; Prado, 2020).

Tabela 2. Valores médios dos atributos biométricos do capim Vetiver no SAC-EHSS.

Tratamento	Comprimento de folha (cm)	Nº de perfilhos	Massa fresca das folhas (g)	Massa seca das folhas (g)	Volume de raízes (L)
			Média		
F3	1,92a*	113,2a	1494,3a	688,47a	2,99b
F1	1,38b	42,67b	581,98b	201,05b	29,3 ^a
F2	1,22c	36,5b	353,28c	143,07b	25,11 ^a

Fonte: Elaborado pela autora. **Nota:** * Letras minúsculas diferentes dentro de cada coluna diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

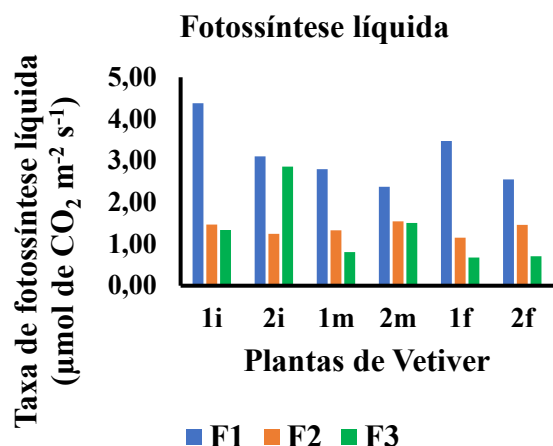
As respostas fisiológicas do capim Vetiver foram avaliadas visualmente e por registro de imagens ao longo do desenvolvimento das plantas nos SACs-EHSS, onde foi possível constatar visualmente os distintos aspectos do volume foliar das plantas de Vetiver (Figura 10).

As baixas taxas de fotossíntese líquida das plantas de Vetiver nos tratamentos F2 e F3 (Figura 11A) corroboram as respostas fisiológicas e o efeito da assimilação do NH_4^+ . É digno de nota que as plantas submetidas aos tratamentos com lixiviados de aterro sanitário estabilizado (F1) e jovem (F2) foram expostos a teores de NH_4^+ menores (8,69 mg L⁻¹ e 10,79 mg L⁻¹, respectivamente). Nas plantas do tratamento com lixiviado sintético (F3), os teores de NH_4^+ foram superiores (76,10 mg L⁻¹), refletindo-se nos teores de clorofila aferidos nas plantas de Vetiver dos três tratamentos (Figura 11B).

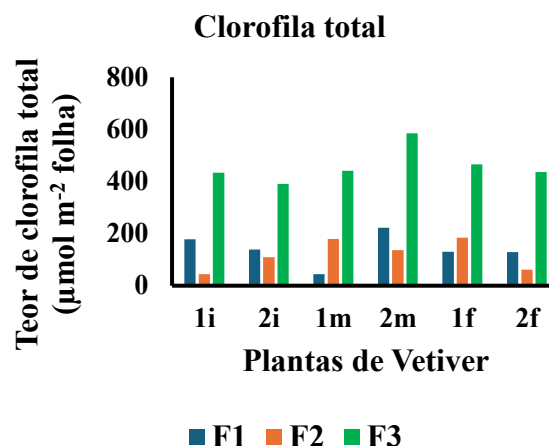


Figura 10. Aspecto visual da parte aérea do capim Vetiver plantados nos sistemas alagados construídos submetidos aos tratamentos com lixiviados de aterro sanitário estabilizado (F1) lixiviado de aterro sanitário jovem (F2) e lixiviado sintético (F3). Fonte: Acervo da autora.

A.



B.



Nota: Posição das plantas em relação ao fluxo de abastecimento no SAC: 1i e 2i – Início do SAC; 1m e 2m – Meio do SAC; 1f e 2f – Final do SAC; F1 – Água com lixiviado estabilizado; F2 – Água com lixiviado jovem e F3 – Água com lixiviado sintético.

Figura 11. Fotossíntese líquida nas plantas de Vetiver (A) e clorofila total nas plantas de Vetiver (B) em SAC-EHSS. Fonte: Elaborado pela autora.

Distinto também foi o desenvolvimento do sistema radicular do capim Vetiver, especialmente das plantas dos tratamentos com lixiviados que apresentaram sistema radicular robusto e com raízes finas bem ramificadas, ao passo que nas plantas do tratamento com lixiviado sintético o sistema radicular se mostrou atrofiado.

As melhores respostas fisiológicas do capim Vetiver foram para a variável volume de raízes (VR), em que as plantas de Vetiver dos tratamentos F1 e F2 desenvolveram sistemas radiculares robustos, com grande volume de raízes finas, responsáveis pela absorção de nutrientes, ao passo que as raízes das plantas do tratamento F3 se apresentam pouco desenvolvidas e encurtadas (Figura 12). As respostas fisiológicas quanto ao desenvolvimento do sistema radicular das plantas dos tratamentos com lixiviados podem estar associadas à presença de bactérias que demandam por N nos sedimentos dos leitos porosos dos SACs. A competição por assimilação de NH_4^+ provavelmente está associada à atuação de bactérias na rizosfera (Kuziyakov ; Xu, 2013), estimulando a produção de exsudatos quelantes e formando complexos que aumentam a solubilidade e mobilidade dos metais (Bais *et al.*, 2006), sem que haja prejuízo ao desenvolvimento do sistema radicular. Os exsudatos radiculares funcionam na defesa das plantas e têm uma infinidade de funções ecológicas e interações com as comunidades microbianas (Baetz; Martinoia, 2014), inclusive para aumentar a disponibilidade de micronutrientes (Bais *et al.*, 2006; Antoniadis *et al.*, 2017), desempenhando importantes

papéis indiretos na competição por recursos, alterando a química do meio, os processos e as populações microbianas.

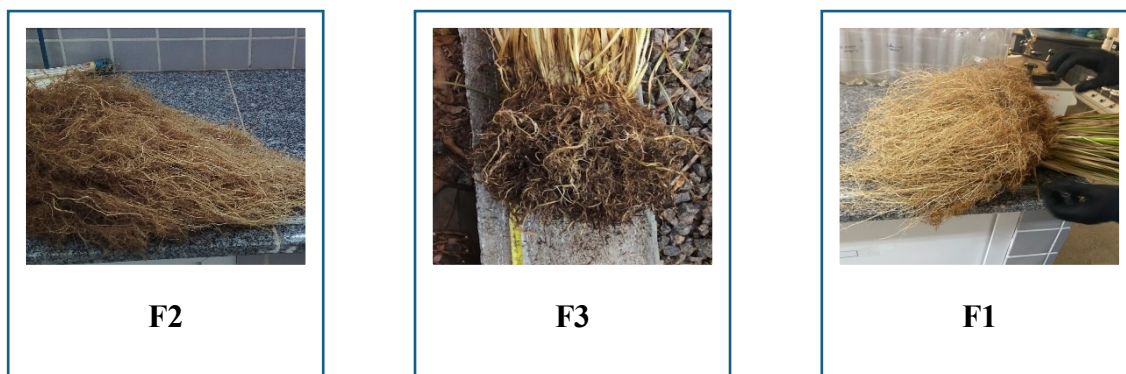
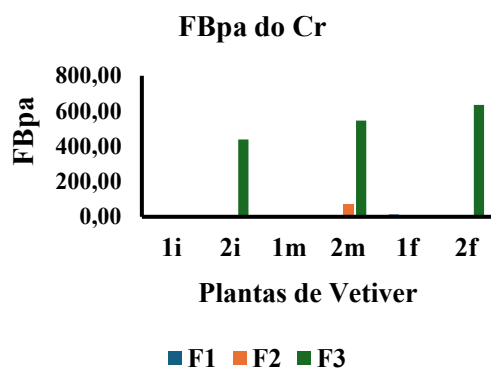


Figura 12. Aspecto dos sistemas radiculares das plantas de Vetiver dos tratamentos com lixiviados (F1 e F2) e do tratamento com nutrientes (F3). Fonte: Acervo da autora.

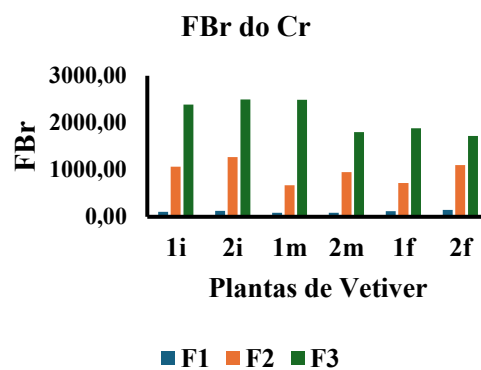
3.3 FATOR DE BIOACUMULAÇÃO DE METAIS NA PARTE AÉREA E RAÍZES DO CAPIM VETIVER PLANTADO NOS SAC-EHSS

As respostas fisiológicas do capim Vetiver resultantes da interação com os efluentes lixiviados de aterro sanitário e nutrientes nos SAC-EHSS envolvem processos de mobilização de metais dos fluídos do bioensaio, absorção, compartimentalização e sequestro do metal, carregamento do xilema, distribuição na parte aérea e armazenamento nas células foliares (Dalvi; Bhalerao, 2013). Os resultados das análises dos tecidos do capim Vetiver foram realizados para identificar a capacidade de fitoextração e bioacumulação de metais presentes nos efluentes dos lixiviados e solução nutriente removidos dos SAC-EHSS, segregados na parte aérea e nas raízes dos vegetais, representados graficamente na Figura 13.

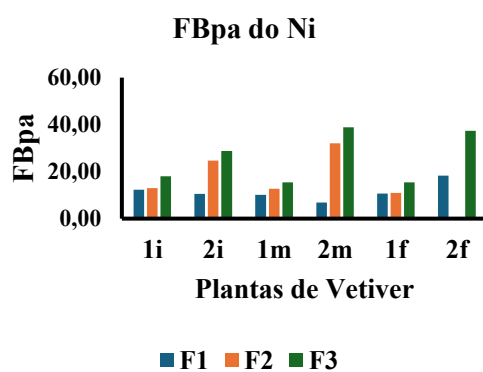
A.



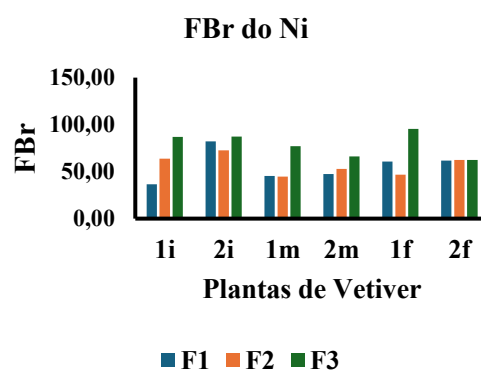
B.



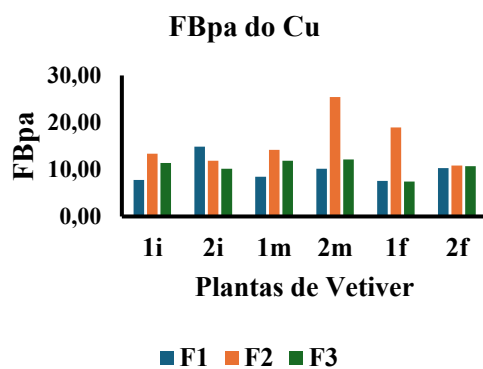
C.



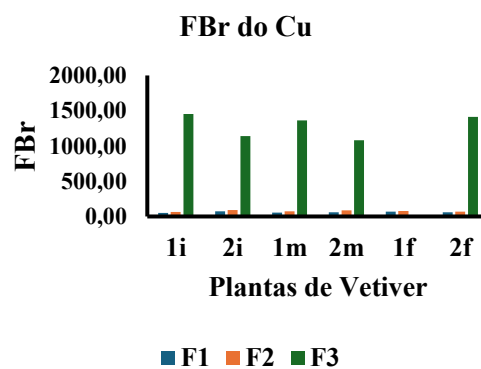
D.



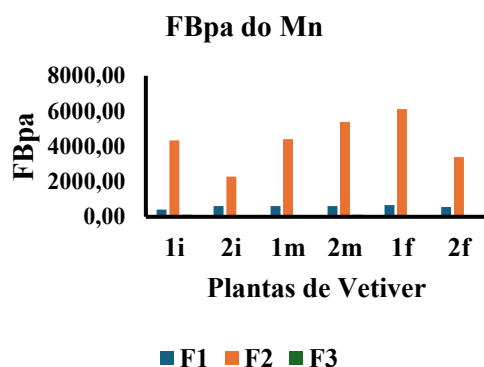
E.



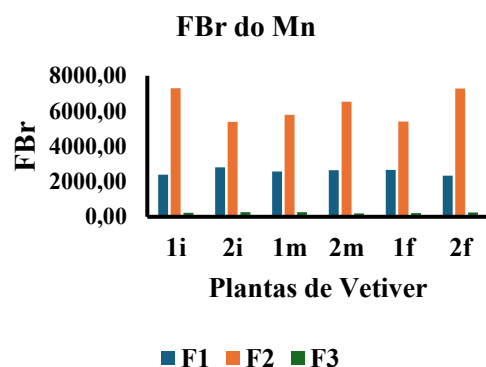
F.



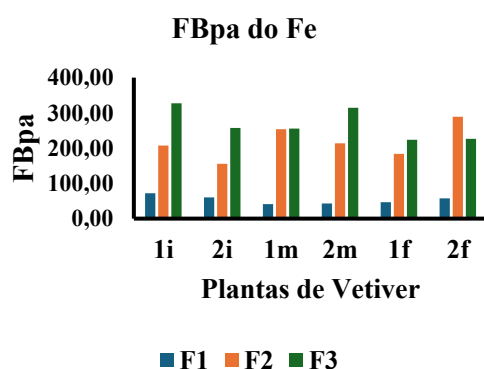
G.



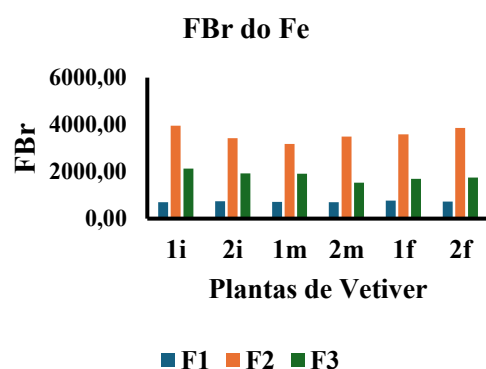
H.



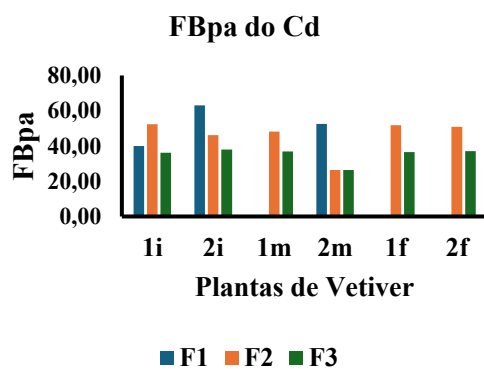
I.



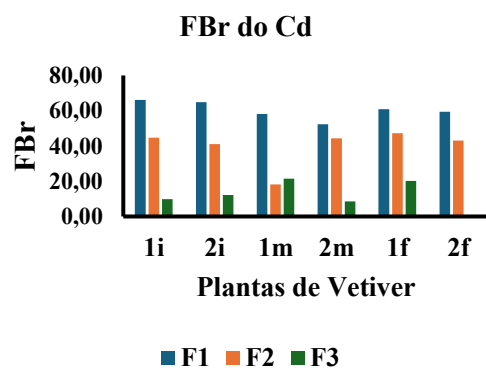
J.



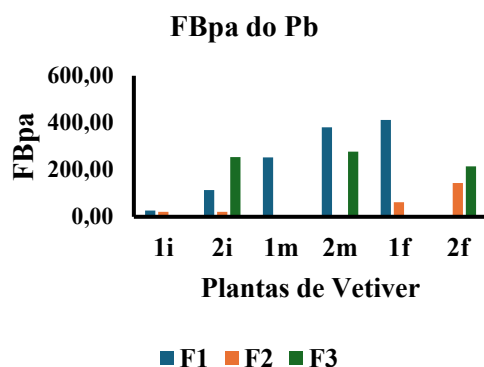
L.



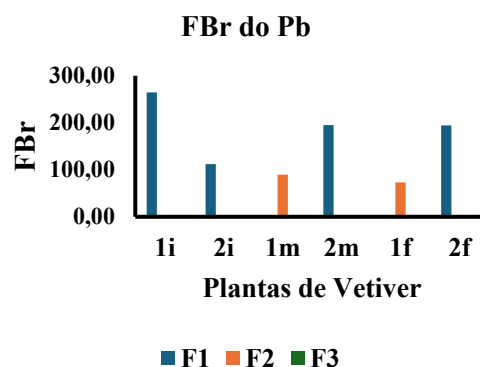
M.



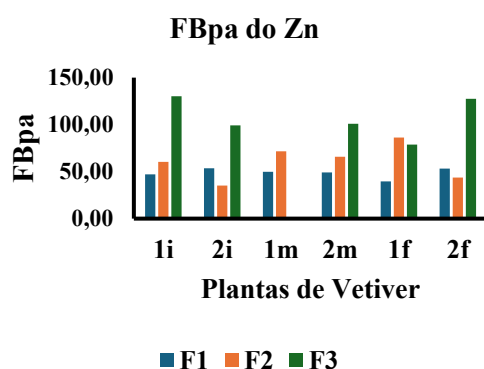
N.



O.



P.



Q.

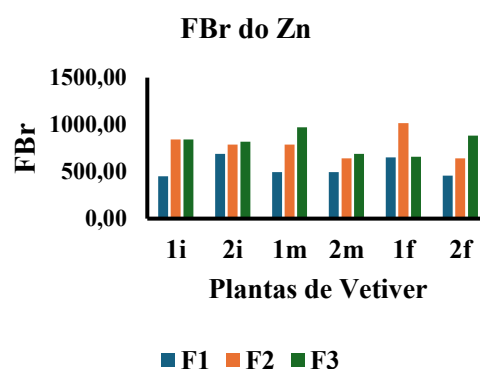


Figura 13. Bioacumulação de metais na parte aérea (FBpa) e na raiz (FBr) dos tecidos do capim Vetiver submetidos aos tratamentos com lixiviado estabilizado (F1), lixiviado jovem (F2) e lixiviado sintético (F3) em SAC-EHSS. Fonte: Elaborado pela autora.

Nota: FBpa – Fator de bioacumulação na parte aérea do Vetiver; FBr - Fator de bioacumulação na raiz do Vetiver; Posição das plantas em relação ao fluxo de abastecimento no SAC: 1i e 2i – Início do SAC; 1m e 2m – Meio do SAC; 1f e 2f – Final do SAC; F1 – Água com lixiviado estabilizado; F2 – Água com lixiviado jovem e F3 – Água com lixiviado sintético.

Os valores médios do fator de bioacumulação de metais nos tecidos da parte aérea (FBpa) e das raízes (FBr) do capim Vetiver submetidos aos tratamentos com lixiviado estabilizado (F1), lixiviado jovem (F2) e com lixiviado sintético (F3) em sistemas alagados construídos estão apresentados na Tabela 4 do Apêndice A. Os resultados revelaram maior bioacumulação dos metais Cr, Ni, Cu, Mn, Fe e Zn nos tecidos das raízes das plantas em todos os tratamentos. Para o metal pesado Cd, ocorreu bioacumulação maior nos tecidos da raiz no tratamento com lixiviado estabilizado (F1), ao passo que nos tratamentos com lixiviado jovem (F2) e com lixiviado sintético (F3) ocorreu maior acumulação de Cd nos tecidos da parte aérea do Vetiver, conforme discutido anteriormente.

A bioacumulação do metal pesado Pb foram maiores nos tecidos da parte aérea das plantas em todos os tratamentos, em que $F1 > F3 > F2$. As acumulações de Pb nos tecidos da parte aérea do Vetiver em todos os tratamentos possivelmente estão associadas às contribuições atmosféricas desse metal pesado, como demonstrado graficamente na Figura 9. Reforça essa hipótese a ausência do metal Pb nos tecidos das raízes das plantas do tratamento com lixiviado sintético (Tabela 4 do Apêndice A). Essa hipótese é aceitável considerando que os metais podem entrar no tecido vegetal através dos estômatos, camadas cuticulares e pelos radiculares (Mulenga; Clarke; Meincken, 2020). Ademais, o Pb é um importante poluente urbano, encontrado no plástico, resíduo têxtil, madeira, papel, vidro e resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos, incluindo baterias, resíduos de veículos (pneus, motores) e resíduos de incineração e plásticos (Ishchenko; Vasylykivskyi, 2020).

Os maiores valores médios do FBpa foram do metal Mn (6274,6) nas plantas do tratamento com lixiviado jovem (F2), podendo estar associados à presença de bactérias identificadas no biofilme do suporte poroso e nas águas dos tratamentos (Figura 14 do apêndice A), bem como à produção de exsudatos na rizosfera. Batool *et al.* (2020), em ensaios com macrófitas (aguapé - *E. crassipes*, taboa – *T. latifolia*, lentilha-d'água – *L. minor* e junco – *C. alternifolius*) sobre os mecanismos de interação das plantas com os quelantes e substratos de zonas úmidas construídas, registraram que o máximo de poluentes foi removido durante o crescimento das plantas quando se criou um ambiente adequado para a proliferação de microrganismos que favoreceram a assimilação de metais em seus tecidos foliares e radiculares.

O Mn é essencial na nutrição das plantas e controla a atividade microbiana, sendo sua mobilidade e quantidade dependentes do pH e do potencial redox, podendo ocorrer complexação por exsudatos radiculares, formando ligantes orgânicos que contribuem para o aumento da solubilidade do Mn, mesmo na faixa de pH alcalino (Kabata-Pendias; Mukherjee, 2007). Sua absorção é controlada metabolicamente e pode estar associada indiretamente à assimilação do nitrogênio pelas plantas, além de participar do sistema fotossintético no sistema de transporte de elétrons na sua forma reduzida (Mn^{2+}) (Kabata-Pendias; Mukherjee, 2007). Os autores ressaltam que em condições aquáticas a assimilação de Mn pode melhorar a toxicidade de outros metais, especialmente Cd, o que também pode ter atenuado os sintomas de toxicidade provocada pelo Cd nas plantas do tratamento com lixiviado sintético.

A bioacumulação dos metais Mn e Fe foram maiores nos tecidos das raízes das plantas do tratamento com o lixiviado jovem (F2). Em bioensaios com a macrófita *Limnocharis flava*, utilizada como extratora de metais de lixiviados de aterro sanitário em SAC-EHSS, ocorreu

maior acúmulo de Fe ($1,11 \text{ mg kg}^{-1}$) e de Mn ($0,36 \text{ mg kg}^{-1}$) nos tecidos das raízes (Kamarudzaman *et al.*, 2011), e a grande área de superfície do sistema radicular favoreceu o crescimento microbiano, fornecendo carbono reduzido por meio de exsudatos na rizosfera, além de constituir uma via de liberação de oxigênio pela raiz na rizosfera.

3.4 CATEGORIZAÇÃO DAS ESTRATÉGIAS FISIOLÓGICAS DE FITORREMEDIAÇÃO DO CAPIM VETIVER PLANTADO NOS SAC-EHSS

Na categorização das estratégias de fitorremediação do Vetiver, foram utilizados o fator de translocação (FT) e o fator de bioacumulação das raízes (FBr) para determinar a adequação desse vegetal a partir de duas condições propostas por Eben *et al.* (2024) na indicação de espécies úteis em processos de fitorremediação: 1) $FT < 1$ e $FB \text{ raiz} > 1$; e 2) $FT > 1$ e $FB \text{ raiz} > 1$.

Nos tratamentos com lixiviados (F1 e F2) e com nutrientes (F3), a maioria dos metais (Cr, Ni, Cu, Mn, Fe, Pb e Zn) apresentou valor de $FT < 1$, sendo a translocação ineficiente da raiz para a parte aérea das plantas, sugerindo que o Vetiver remedia esses metais por fitoestabilização, comportando-se como exclusora de Cr, Ni, Cu, Mn, Fe, Pb e Zn.

O metal pesado Cd apresentou $FT > 1$, nos tratamentos com lixiviado jovem (F2) e com nutrientes (F3), ocorrendo translocação eficiente da raiz para a parte aérea das plantas, indicando que o Vetiver remedia o Cd por Fitoextração, sendo acumuladora de Cd.

Os valores médios de $FB > 1$ sugeriram bioacumulação de metais analisados nos tecidos vegetais do Vetiver em todos os tratamentos, confirmando a tolerância do Vetiver aos metais. Os metais que mais se acumularam nos tecidos da raiz foram Mn e Fe no tratamento com lixiviado jovem (F2), indicando que podem ter predominado reações de redução, com doações de elétrons para formação de ácidos carbônicos. O Mn também apresentou o maior valor médio de FBpa no tratamento F2, agindo como transportadores de elétrons.

A condição $FT < 1$ e $FBr > 1$ indica que o capim Vetiver inibiu a translocação do Cr, Ni, Cu, Mn, Fe, Pb e Zn para a parte aérea das plantas, sendo útil para a fitoestabilização desses metais, que apresentaram as maiores médias de retenção no sistema radicular (Buscaroli, 2017; Nugroho *et al.*, 2021).

A condição $FT > 1$ e $FBr > 1$ sugere translocação e bioacumulação na parte aérea das plantas e foi atendida pelo metal pesado Cd, sendo o capim Vetiver útil para a fitoextração desse elemento (Buscaroli, 2017; Nugroho *et al.*, 2021).

As respostas do capim Vetiver em acumular metais nas raízes é considerada uma estratégia de tolerância a contaminantes presentes no meio utilizada por espécies exclusoras, em que há maiores quantidades de metais nos tecidos das raízes e restrição de transporte para os tecidos da parte aérea (Dalvi; Bhalerao, 2013; Truong; Van Tan, 2008). Ao restringir a translocação de metais para a parte aérea, o Vetiver expressa a capacidade de imobilizar metais pesados nas raízes por meio de processos bioquímicos, ligando-os a aminoácidos, proteínas e peptídeos (Almeida, 2012).

A translocação de metais das raízes para a parte aérea das plantas é condição essencial à fitoextração, pois o acúmulo de metais na parte aérea permite a remoção do poluente na colheita, bem como recuperação dos metais para reaproveitamento (Eben *et al.*, 2024; Favas *et al.*, 2014).

4 CONCLUSÃO

As respostas fisiológicas do Vetiver confirmaram sua tolerância a contaminantes presentes nos lixiviados estabilizados e jovens tratados em sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial, acumulando maiores quantidades de metais nos tecidos das raízes e restringindo a translocação para a parte aérea dos metais Cr, Ni, Cu, Mn, Fe, Pb e Zn.

Os metais Mn e Fe apresentaram os maiores valores médios de bioacumulação nos tecidos das raízes do tratamento com lixiviado jovem (F2).

O Mn foi o metal que mais bioacumulou nos tecidos da parte aérea das plantas de Vetiver no tratamento com lixiviado jovem (F2).

Ocorreu translocação de Cd no tratamento com lixiviado jovem (F2), indicando que o Vetiver remedia Cd por fitoextração, comportando-se como planta acumuladora de Cd.

Não ocorreu translocação dos metais Cr, Ni, Cu, Mn, Fe, Pb e Zn, sendo acumulados nos tecidos radiculares, sugerindo que o Vetiver remedia por fitoestabilização e se comporta como exclusora desses metais.

A capacidade das plantas de Vetiver em absorver, translocar, restringir e acumular metais em seus tecidos foi reafirmada e suas respostas positivas indicam que pode ser adequada na remediação de áreas contaminadas por resíduos sólidos urbanos em condições de semiaridez.

REFERÊNCIAS

- ABICHEQUER, A. D.; BOHNEN, H. Eficiência de absorção, translocação e utilização de fósforo por variedades de trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 21-26, 1998.
- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; SMITH, M. **Evapotranspiración del cultivo**: guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Roma: FAO, 2006. 298p. (Estudio FAO Riego y Drenaje n° 56).
- ALMEIDA, E. A. P. **Avaliação do potencial da espécie *Vetiveria zizanioides* na fitorremediação de metais-traço presentes em ambientes aquáticos**. 2011. 91f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- ALMEIDA, R. F. Plantas acumuladoras de metais pesados no solo – uma revisão. **Revista de Biotecnologia & Ciência**, v. 2, p. 28-46, 2012.
- ALMEIDA, A. et al. Phytoremediation potential of *Vetiveria zizanioides* and *Oryza sativa* to nitrate and organic substance removal in vertical flow constructed wetland systems. **Ecological Engineering**, v. 138, p. 19-27, 2019.
- ALVARES, C. A. et al. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711–728, 2013.
- AMBAYE, T. G. et al. Emerging technologies and sustainable strategies for municipal solid waste valorization: challenges of circular economy implementation. **Journal of Cleaner Production**, 138708, 2023.
- ANDRADE, J. C. M.; TAVARES, S. R. L.; MAHLER, C. F. **Fitorremediação, o uso de plantas na melhoria ambiental**. São Paulo, SP: Oficina de Textos, 2007.
- ANTONIADIS, V. et al. Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation—A review. **Earth-Science Reviews**, v. 171, p. 621-645, 2017.
- ASSUNÇÃO, S. J. R. **Seleção de plantas para fitorremediação de chumbo, cádmio e zinco de uma área contaminada na Bacia do Rio Subaé**. 2012. 100 f. Dissertação (Pós-Graduação em Solos e Qualidade de Ecossistemas) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2012. Disponível em: <https://sil0.tips/download/universidade-federaldo-reconcavo-da-bahia-centro-de-ciencias-agrarias-ambientai-4>. Acesso em: 24 jan. 2022.
- ARAÚJO, P. R.; TUCCI, C. E. M.; GOLDENFUM, J. A. Avaliação da eficiência dos pavimentos permeáveis na redução de escoamento superficial. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, n. 3, p. 21-29, 2000.
- AZIMI, S. et al. Heavy metal determination in atmospheric deposition and other fluxes in northern France agrosystems. **Water, air, and soil pollution**, v. 157, p. 295-313, 2004.

BAETZ, U.; MARTINOIA, E. Root exudates: the hidden part of plant defense. **Trends in Plant Science**, v.19, p. 90 – 98, 2014.

BAIS, H. P. *et al.* The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and other organisms. **Annual reviews**, v. 57, p. 233-266, 2006.

BAVANDPOUR, F. *et al.* Removal of dissolved metals in wetland columns filled with shell grits and plant biomass. **Chemical Engineering Journal**, v. 331, p. 234-241, 2018.

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, 109924, 2020.

BREZINOVA, T.; VYMAZAL, J. Evaluation of heavy metals seasonal accumulation in *Phalaris arundinacea* in a constructed treatment wetland. **Ecological Engineering**, v. 79, p. 94-99, 2015.

BRASIL. **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 nº 92, Brasília, DF, 16 de maio de 2011. Disponível em: <https://conama.mma.gov.br/images/conteudo/LivroConama.pdf>. Acesso em: 07 jul. 2024.

BROETTO, F.; GOMES, E. R.; JOCA, T. A. C. **O estresse das plantas: teoria e prática**. São Paulo: Editora Cultura Acadêmica, 2017.

BUSCAROLI, A. An overview of indexes to evaluate terrestrial plants for phytoremediation purposes. **Ecological Indicators**, v. 82, p. 367-380, 2017.

CARVAJAL-FLÓREZ, E.; CARDONA-GALLO, S. A. Technologies applicable to the removal of heavy metals from landfill leachate. **Journal Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 15725-15753, 2019.

CEARÁ. Governo do Estado do Ceará. **Resolução COEMA Nº 2, de 2 de fevereiro de 2017**. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias 104 SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 21 de fevereiro de 2017. Diário Oficial do Estado do Ceará, Fortaleza, 2017. 41p.

CHAVES, T. A.; ANDRADE, A. G. **Capim Vetiver (*Vetiveria zizanioides*):** Produção de mudas e uso no controle da erosão e na recuperação de áreas degradadas. Niterói: Programa Rio Rural, 2013.

CHEN, J. *et al.* 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.

DALVI, A. A.; BHALERAO, S. A. Response of plants towards heavy metal toxicity: an overview of avoidance, tolerance and uptake mechanism. **Annals of Plant Sciences**, v. 2, p. 362-368, 2013.

- DORAFSHAN, M. M. *et al.* Vetiver Grass (*Chrysopogon zizanioides* L.): A Hyper-Accumulator Crop for Bioremediation of Unconventional Water. **Sustainability**, v. 15, 3529, 2023.
- DUBREUIL, V. *et al.* Os tipos de climas anuais no Brasil: uma aplicação da classificação de Köppen de 1961 a 2015. **Revista Franco-Brasileira de Geografia**, n. 37, p. 1-20, 2018.
- EBEN, P. *et al.* Phytoextraction potential of herbaceous plant species and the influence of environmental factors—A meta-analytical approach. **Ecological Engineering**, v. 199, 107169, 2024.
- EID, E. M. *et al.* Bioaccumulation and translocation of nine heavy metals by *Eichhornia crassipes* in Nile Delta, Egypt: perspectives for phytoremediation. **International Journal of Phytoremediation**, v. 21, p. 821-830, 2019.
- EL-GENDY, A. S.; BISWAS, N.; BEWTRA, J. K. Municipal landfill leachate treatment for metal removal using water hyacinth in a floating aquatic system. **Water Environment Research**, v. 78, p. 951-964, 2006.
- FASANI, E. *et al.* Phytoremediatory efficiency of *Chrysopogon zizanioides* in the treatment of landfill leachate: a case study. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 10057-10069, 2019.
- FAVAS, P. J. C. *et al.* Phytoremediation of soils contaminated with metals and metalloids at mining areas: potential of native flora. In : SOARIANO, M. C. H. (org.). **Environmental risk assessment of soil contamination**. Rijeka: InTech, p. 485-516, 2014.
- FERREIRA, A. K. C. **Avaliação de métodos de análises químicas de nutrientes em tecido vegetal**. 2014. 88f. Dissertação (Mestrado de Manejo de Solo e Água) – Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água, Universidade Federal Rural do Semi-Árido. Mossoró, 2014.
- FERREIRA, D. F. SISVAR: A computer analysis system to fixed effects split plot type designs: Sisvar. **Brazilian Journal of Biometrics**, v. 37, p. 529-535, 2019.
- GAO, J. *et al.* Cadmium removal capability and growth characteristics of *Iris sibirica* in subsurface vertical flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 84, p. 443-450, 2015.
- IRTO, A. *et al.* Landfill leachate from Municipal Solid Waste: Multi-technique approach for its fine characterization and determination of the thermodynamic and sequestering properties towards some toxic metals. **Science of The Total Environment**, v. 917, 170311, 2024.
- ISHCHENKO, V.; VASYLKIVSKYI, I. Environmental pollution with heavy metals: case study of the household waste. In: Sustainable production: Novel trends in energy, environment and material systems, **Decision and Control**, v. 198, p. 161-175, 2020.
- Jl, Z.; TANG, W.; PEI, Y. Constructed wetland substrates: A review on development, function mechanisms, and application in contaminants removal. **Chemosphere**, v. 286, 131564, 2022.

JONES, David L., et al. Competition between plant and bacterial cells at the microscale regulates the dynamics of nitrogen acquisition in wheat (*Triticum aestivum*). **New Phytologist**, v. 200, n. 3, p. 796-807, 2013.

KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A. B. **Trace elements from soil to human**. New York: Springer, 2007.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Biogeochemistry of trace elements**. Pwn, Warszawa, 1999.

KAMARUDZAMAN, A. N.; AZIZ, R. A.; JALIL, M. F. A. Removal of heavy metals from landfill leachate using horizontal and vertical subsurface flow constructed wetland planted with *Limnocharis flava*. **International Journal of Civil & Environmental Engineering**, v. 11, p. 85-91, 2011.

KJELDSSEN, P. *et al.* Present and long-term composition of msw landfill leachate: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, p. 97–336, 2002.

KODA, E. *et al.* Geoenvironmental approaches in an old municipal waste landfill reclamation process: Expectations vs reality. **Soils and Foundations**, v. 63, 101273, 2023.

KUZYAKOV, Yakov; XU, Xingliang. Competition between roots and microorganisms for nitrogen: mechanisms and ecological relevance. **New Phytologist**, n. 198, p. 656-669, 2013.

LIMAVERDE FILHO, A. M.; SILVA, L. A. Estudo de tratamentos aplicados a lixiviado de aterros sanitários. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v. 13, p. 118-130, 2019.

LIPPS, W. C.; BRAUN-HOWLAND, E. B.; BAXTER, T. E. (org.). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 24th ed. Washington DC: APHA, 2023.

MALIK, N.; BISWAS, A. K. Role of higher plants in remediation of metal contaminated sites. **Scientific Reviews and Chemical Communications**, v. 2, p. 141-146, 2012.

MALYAN, S. K. *et al.* Mechanistic understanding of the pollutant removal and transformation processes in the constructed wetland system. **Water Environment Research**, v. 93, p. 1882-1909, 2021.

MATOS, A. T.; MATOS, P. M. **Disposição de águas residuárias no solo e em sistema alagados construídos**. Viçosa: Ed. UFV, 2017.

MENDONÇA, H. V. de *et al.* Sistemas alagados construídos em batelada: remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio e regulação de pH no tratamento de efluentes de laticínios. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, p. 442-453, 2015.

MOSTAGHIMI, K.; BEHNAMIAN, J. Waste minimization towards waste management and cleaner production strategies: a literature review. **Environment, Development and Sustainability**, v. 25, p. 12119-12166, 2023.

MU, J. *et al.* Influence of alkaline silicon-based amendment and incorporated with biochar on the growth and heavy metal translocation and accumulation of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) grown in multi-metal-contaminated soils. **Journal of Soils and Sediments**, v. 19, p. 2277-2289, 2019.

MULENGA, C.; CLARKE, C.; MEINCKEN, M. Physiological and growth responses to pollutant-induced biochemical changes in plants: A review. **Pollution**, v. 6 p. 827-848, 2020.

NÁJERA-AGUILAR, H. A. *et al.* Treatment of low biodegradability leachates in a serial system of aged refuse-filled bioreactors. **Sustainability**, v. 11, 3191, 2019.

NANDA, S.; BERRUTI, F. Municipal solid waste management and landfilling technologies: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 19, p. 1433-1456, 2021.

NATH, A.; DEBNATH, A. A short review on landfill leachate treatment technologies. **Materials Today: Proceedings**, v. 67, p. 1290-1297, 2022.

NUGROHO, A. P. *et al.* Phytoremediation of electroplating wastewater by vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides* L.). **Scientific Reports**, v. 11, 14482, 2021.

PARIHAR, J. K. *et al.* Bioaccumulation potential of indigenous plants for heavy metal phytoremediation in rural areas of Shaheed Bhagat Singh Nagar, Punjab (India). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 2426-2442, 2021.

PAZOKI, M.; GHASEMZADEH, R. **Municipal landfill leachate management**. Cham: Springer, 2020.

PERCY, I.; TRUONG, P. Landfill leachate disposal with irrigated vetiver grass. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON VETIVER, 3., **Proceedings...** Guangzhou, China. 2003.

PODLASEK, A. *et al.* Characteristics and pollution potential of leachate from municipal solid waste landfills: Practical examples from Poland and the Czech Republic and a comprehensive evaluation in a global context. **Journal of Environmental Management**, v. 332, p. 117328, 2023.

PRADO, R. M. **Nutrição de plantas**. 2.ed. São Paulo: Editora UNESP, 2020.

RAMOS-ARCOS, S. A. *et al.* Phytoremediation of landfill leachate using vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) and cattail (*Typha latifolia*). **Ecology and Environmental Research**, v. 17, n. 2, p. 2619-2630, 2019.

RODRIGUES, P. T. A.; ORLANDELLI, R. C. Plantas como ferramentas para a remediação ambiental: uma Revisão da Literatura. **UNICIÊNCIAS**, v. 22, p. 38-44, 2018.

SANTOS, E. A. *et al.* Aplicação do processo de fitorremediação utilizando vetiver (*Vetiveria zizanioides* (L.) Nash.) na descontaminação de solos tropicais contaminados por chorume. **Revista Univap**, v. 26, p. 43-55, 2020.

SARAVANAN, A. *et al.* Phytoremediation of Cr (VI) ion contaminated soil using Black gram (*Vigna mungo*): Assessment of removal capacity. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, 103052, 2019.

SHI, T. *et al.* Inventories of heavy metal inputs and outputs to and from agricultural soils: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 164, p. 118-124, 2018.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2.ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009.

SILVERIO, J. O. **O papel da macrófita aquática emersa *Montrichardia linifera* (Araceae) na ciclagem de fósforo e na bioacumulação de metais pesados em um sistema fluvial sob efeitos da urbanização**. 2017. 112f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2017.

TANG, S. *et al.* Microbial coupling mechanisms of nitrogen removal in constructed wetlands: A review. **Bioresource Technology**, v. 314, 123759, 2020.

TAŁAŁAJ, I.; BIEDKA, P.; BARTKOWSKA, I. Treatment of landfill leachates with biological pretreatments and reverse osmosis. **Environmental Chemistry Letters**, v. 17, n. 3, p. 1177-1193, 2019.

TAVARES, S. R. L.; OLIVEIRA, S. A. **Fitorremediação de metais pesados em solo induzido por agente quelante utilizando o capim vetiver**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2012.

TEIXEIRA, D. L. *et al.* Evapotranspiration of the Vetiver and Tifton 85 grasses grown in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 55, p. 661-668, 2020.

TRUONG, P.; VAN TAN, T.; P. E. **Sistema de aplicação Vetiver: manual de referência técnica**. 2. ed. San Antonio: The Network International, 2008.

VIEIRA, S. **Análise de Variância: (ANOVA)**. São Paulo: Atlas, 2006.

VIEIRA, L. R. *et al.* Cadmium toxicity in plants, **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 19, p. 1574-1588, 2015.

XIAO, W.; LIU, T.; TONG, X. Assessing the carbon reduction potential of municipal solid waste management transition: Effects of incineration, technology and sorting in Chinese cities. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 188, 106713, 2023.

YANG, S. *et al.* The complete mitogenome of *Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty (Poaceae), with its phylogenetic analysis. **Mitochondrial DNA Part B**, v. 7, p. 25-27, 2022.

ZANONA, V. R. C. M.; BARQUILHA, C. E. R.; BRAGA, M. C. B. Removal of recalcitrant organic matter of landfill leachate by adsorption onto biochar from sewage sludge: a qualitative analysis. **Journal of Environmental Management**, v. 344, 118387, 2023.

ZAYED, A. ; GOWTHAMAN, S. ; TERRY, N. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I. Duckweed. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, p. 715-721, 1998.

ZHANG, Z.; RENGEL, Z.; MENEY, K. Cadmium accumulation and translocation in four emergent wetland species. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 212, p. 239-249, 2010.

5 CONCLUSÃO GERAL

Os lixiviados do aterro sanitário de Mossoró/RN são oriundos de células encerradas (lixiviado estabilizado) e de células em operação (lixiviado jovem), que apresentaram características de lixiviados em fase metanogênica e com pH alcalino, provavelmente associadas à manobra operacional de recirculação desses lixiviados nas células.

O lixiviado estabilizado apresentou baixa remoção de DQO no SAC-EHSS, o que sugere ausência de matéria orgânica biodegradável removível por tratamento biológico e predominância da matéria orgânica recalcitrante. O lixiviado estabilizado possui alta salinidade, baixas concentrações de metais e 75% dos metais analisados se concentraram no SAC, possivelmente na forma de óxidos, indicando baixa disponibilidade.

O lixiviado jovem apresentou resquícios de carga orgânica biodegradável, passível de tratamento biológico, e as remoções de DQO no SAC-EHSS foram melhores do que as remoções ocorridas no lixiviado estabilizado, confirmando essa perspectiva. As concentrações de metais foram baixas e ocorreram remoções dos metais Cr, Fe e Mn em 52%, 22% e 46,5%, respectivamente, possivelmente associadas a processos de oxirredução, sob a forma de óxidos bacteriogênicos, absorvidos pelo sistema radicular, sedimentados no biofilme e adsorvidos na superfície das raízes do capim Vetiver.

A eficiência do tratamento com SAC-EHSS foi mais expressiva na remoção de 80% da turbidez no tratamento com lixiviado jovem, indicando a presença de partículas de tamanhos variados que conferiam ao lixiviado aspecto turvo. Ocorreu maior eficiência na remoção dos sólidos suspensos totais (SST) no lixiviado estabilizado (79%), indicando contribuição de partículas sólidas coloidais. As remoções de turbidez e SST dos lixiviados devem-se especialmente aos processos de filtração e sedimentação das partículas no leito poroso dos SAC-EHSS, bem como do controle da velocidade de abastecimentos dos reatores.

O tempo de retenção hidráulica (48 horas) ao longo do experimento para amadurecimento do sistema também favoreceu o desempenho dos SACs-EHSS, sendo oportuno ao desenvolvimento de rizobactérias no leito poroso dos reatores do SACs.

A presença do metal pesado Pb nos SAC-EHSS esteve associada a deposições atmosféricas, uma vez que sua quantificação só foi possível no período em que foram registradas as maiores precipitações pluviais.

A precipitação pluvial, durante o início do experimento, exerceu influência nas reduções dos teores da carga orgânica nos SACs, ao passo que a evapotranspiração influenciou na concentração dos metais Fe e Zn no lixiviado estabilizado e dos metais Cu, Mn

e Fe no lixiviado jovem.

As principais correlações negativas ocorreram entre a precipitação pluvial e a evapotranspiração, que explicaram os comportamentos do desempenho dos SACs nas remoções físico-químicas, bem como as correlações positivas entre a precipitação pluvial e o íon metálico Pb.

O fator de bioacumulação do capim Vetiver expressou sua tolerância a contaminantes presentes nos lixiviados estabilizado e jovem durante o tratamento nos SAC-EHSS, em que acumulou metais preferencialmente nos tecidos do sistema radicular do Vetiver e restringiu a translocação para os tecidos foliares dos metais Cr, Ni, Cu, Mn, Fe, Pb e Zn.

Os maiores valores de bioacumulação nas raízes foram os metais Mn e Fe, tendo ocorrido translocação de Cd no tratamento com lixiviado jovem.

Os índices de fitorremediação indicaram que o capim Vetiver remedia Cd por fitoextração e, por fitoestabilização, os metais Cr, Ni, Cu, Mn, Fe, Pb e Zn, reafirmando as respostas positivas e adequadas à fitorremediação de lixiviados de aterros sanitários tratados em SACs, podendo as condições de semiaridez favorecer a combinação dessas técnicas de tratamento.

O SAC-EHSS se mostrou mais adequado para remoções dos atributos físicos dos lixiviados estudados, sem desconsiderar a atuação importante dos vegetais na remoção de compostos orgânicos e inorgânicos, como os metais. As respostas fisiológicas do capim Vetiver refletiram sua capacidade de absorver, translocar, restringir e acumular metais em seus tecidos, bem como o acionamento dos mecanismos de defesa pela interação com os microrganismos presentes na rizosfera (bactérias), que possivelmente estimularam a sorção de nutrientes e contaminantes.

A caracterização dos lixiviados do aterro sanitário de Mossoró/RN foi uma importante contribuição para a gestão de resíduos sólidos urbanos que podem balizar a tomada de decisão acerca da disposição final desses efluentes perigosos. Neste sentido, a combinação de técnicas de tratamento biológico com SAC-EHSS e fitorremediação mostrou-se promissora para reduzir a carga orgânica, turbidez, sólidos suspensos e remoção de metais, possibilitando o atendimento dos padrões de reúso para fins agrícola e florestal.

Entretanto, é importante avançar em estudos sobre outros compostos, como nanoplásticos e substâncias emergentes, presentes em lixiviados de aterros sanitários que exigem análises e tratamentos refinados e mais complexos, inclusive sobre os mecanismos fisiológicos de defesa do Vetiver, que envolve a produção de exsudatos radiculares e sua influência na sorção de elementos químicos e biocumulação nos tecidos vegetais. É também

digna de nota a adoção de cortes do capim Vetiver em experimentos futuros para ampliar as remoções, estimulando a rebrota e demandas por nutrientes e compostos absorvidos pelas plantas. No entanto, apesar da fitorremediação de metais ser uma técnica simples e de baixo custo, apresenta fragilidade quanto à poluição secundária potencial devido à liberação de contaminantes absorvidos e acumulados nos tecidos vegetais, sendo necessária a aplicação de métodos de descarte e manuseio pós-tratamento para recuperação e aproveitamento desses metais (Favas et al., 2014). Processos como o tratamento térmico (Tang *et al.*, 2023), que gera subprodutos comercialmente úteis (biochar, biocombustíveis, bio-óleos), e o tratamento de extração, compostagem e compactação estão sendo estudados e parecem viáveis economicamente, mas podem causar efeitos colaterais com o risco de lixiviação de metais. É possível ainda recuperar metais por fitomineração e síntese de nanomateriais para reciclagem de metais, sendo uma opção economicamente vantajosa e exigindo estudos mais aprofundados em razão da complexidade dos processos envolvidos.

APÊNDICES

APÊNDICE A

Tabela 3. Valores médios do fator de translocação de metais no capim Vetiver plantado em SAC-EHSS.

Tratamento	Unidade	F1	F2	F3
Cr	mg kg ⁻¹	0,03	0,01	0,14
Ni	mg kg ⁻¹	0,22	0,28	0,33
Cu	mg kg ⁻¹	0,16	0,21	0,01
Mn	mg kg ⁻¹	0,22	0,70	0,43
Fe	mg kg ⁻¹	0,07	0,06	0,15
Cd	mg kg ⁻¹	0,43	1,30	2,24
Pb	mg kg ⁻¹	0,51	0,64	0,00
Zn	mg kg ⁻¹	0,09	0,08	0,13

Fonte: Elaborado pela autora. **Nota:** F1 – Tratamento com lixiviado estabilizado; F2 - Tratamento com lixiviado jovem; F3 – Tratamento com solução nutriente; Cr – Cromo; Ni – Níquel; Cu – Cobre; Mn – Manganês; Fe – Ferro; Cd – Cádmio; Pb – Chumbo e Zn – Zinco.

Tabela 4. Valores médios do fator de bioacumulação de metais na parte aérea (FBpa) e fator de bioacumulação na raiz (FBr) do capim Vetiver utilizado nos sistemas alagados construídos.

Metal	Fator de Bioacumulação	F1	F2	F3
		Média		
Cr	FBpa	3,70	11,91	269,83
	FBr	111,83	962,24	2129,50
Ni	FBpa	11,45	15,61	25,67
	FBr	55,61	57,25	80,95
Cu	FBpa	9,85	15,77	10,61
	FBr	60,79	76,60	1245,16
Mn	FBpa	571,80	4320,47	96,51
	FBr	2567,03	6274,64	230,25
Fe	FBpa	53,23	217,11	267,54
	FBr	723,50	3578,80	1821,19
Cd	FBpa	25,93	45,91	35,13
	FBr	60,30	39,77	11,98
Pb	FBpa	197,54	43,45	124,42
	FBr	127,68	27,52	0,00
Zn	FBpa	48,66	60,45	107,21
	FBr	539,76	751,95	810,29

Fonte: Elaborado pela autora. **Nota:** FBpa – Fator de bioacumulação na parte aérea das plantas; FBr – Fator de bioacumulação nas raízes das plantas; F1 – Água com lixiviado estabilizado; F2 – Água com lixiviado jovem; F3 – Água com lixiviado sintético; Cr – Cromo; Ni – Níquel; Cu – Cobre; Mn – Manganês; Fe – Ferro; Cd – Cádmio; Pb – Chumbo e Zn – Zinco.

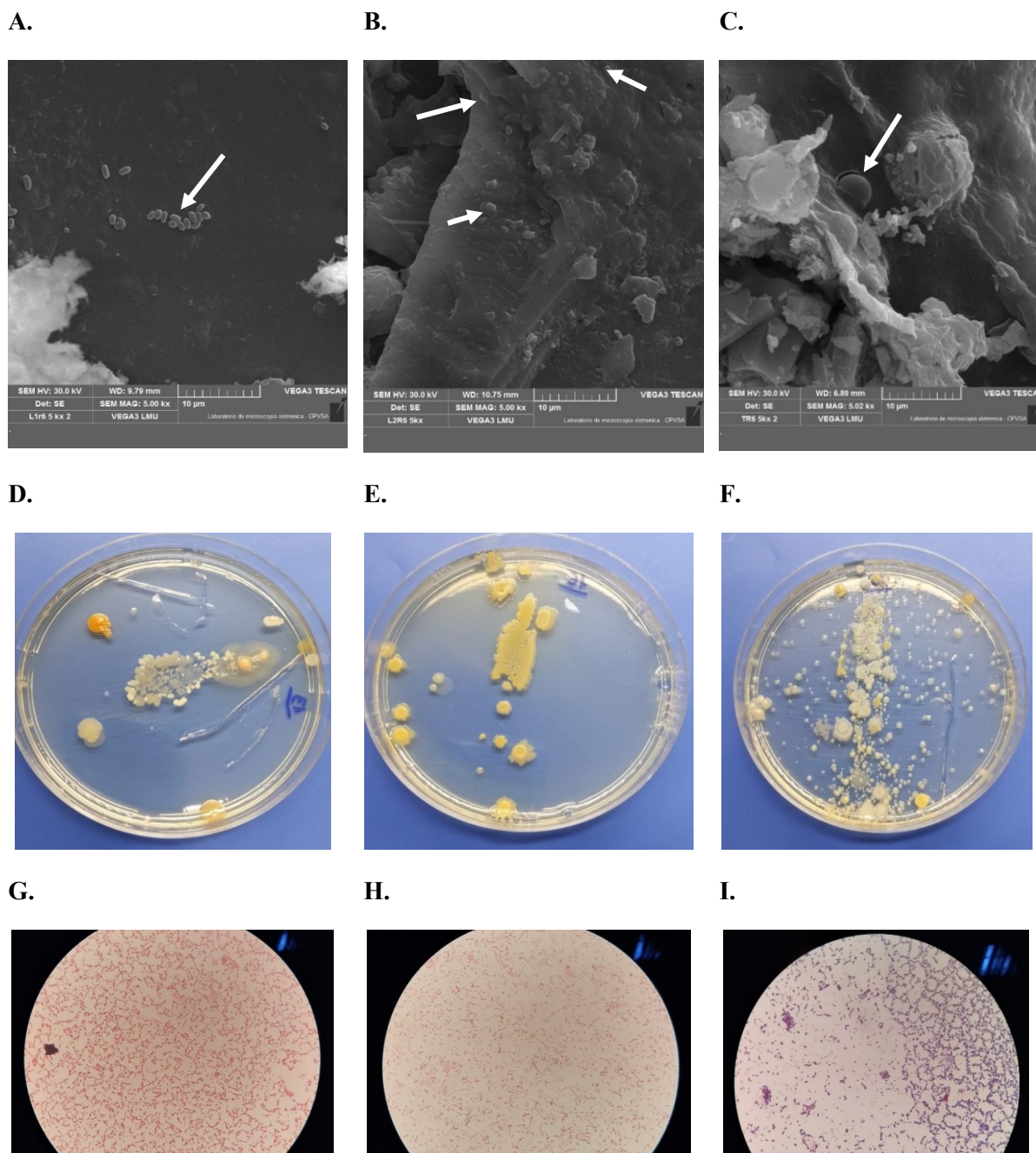


Figura 14. Imagens do leito poroso dos sistemas alagados construídos, em microscopia eletrônica de varredura, das culturas microbiológicas e da microscopia morfológica de bactérias nas águas com lixiviados. Fonte: Acervo da autora.

Nota: Microscopia Eletrônica de Varredura (MVE), aumento de 10 Kx e resolução de 5µm, demonstrando a presença de grupo de bactérias no tratamento F1 (A), bactérias isoladas no tratamento F2 (B) e bactéria isolada do tipo cocos no tratamento F3(C). Imagens das culturas de bactérias Gram negativas na água do tratamento com lixiviado estabilizado (F1) (D); culturas de bactérias Gram negativas na água do tratamento com lixiviado jovem (F2) (E) e cultura de bactérias cocos Gram positivas e Bacilos Gram negativos na água do tratamento com lixiviado sintético (F3) (F); Imagens da microscopia mostram morfologia de bastonetes Gram negativos em F1 (G); bastonetes Gram negativos em F2 (H) e cocos Gram positivos e bacilos Gram negativos em F3 (I).