



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO SOLO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

IGOR LOPES SIQUEIRA

DISPONIBILIDADE DE CÁDMIO EM SOLO TRATADO COM RESÍDUOS DE
SISAL (*Agave sisalana*)

FORTALEZA

2023

IGOR LOPES SIQUEIRA

**DISPONIBILIDADE DE CÁDMIO EM SOLO TRATADO COM RESÍDUOS DE
SISAL (*Agave sisalana*)**

Monografia submetida à coordenação do curso de Agronomia da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de graduado em Agronomia. Área de concentração: Ciências do solo.

Orientadora: Prof(a). Dr(a). Maria Eugenia Ortiz Escobar

FORTALEZA

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S63d Siqueira, Igor Lopes.
Disponibilidade de cádmio em solos tratados com resíduos de sisal (*Agave sisalana*) / Igor Lopes Siqueira. – 2023.
47 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Curso de Agronomia, Fortaleza, 2023.
Orientação: Profa. Dra. Maria Eugenia Ortiz Escobar.

1. Biossorção. 2. Resíduos lignocelulósicos. 3. Metais pesados. 4. Qualidade ambiental. I. Título.
CDD 630

IGOR LOPES SIQUEIRA

**DISPONIBILIDADE DE CÁDMIO EM SOLO TRATADO COM RESÍDUOS DE
SISAL (*Agave sisalana*)**

Monografia submetida à coordenação do curso de Agronomia da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de graduado em Agronomia. Área de concentração: Ciências do solo.

Aprovada em: 29/11/2023.

BANCA EXAMINADORA

Prof(a). Dr(a) Maria Eugenia Ortiz Escobar (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Helon Hébano de Freitas Sousa
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Doutorando Mateus Guimarães da Silva
Universidade Federal do Ceará (UFC)

DEDICATÓRIA

Aos meus pais:
Maria Gorete Lopes da Silva e Francisco de
Assis Torres Siqueira (*in memoriam*)

AGRADECIMENTOS

À minha mãezinha, Maria Gorete Lopes da Silva, a mulher mais especial do mundo e a principal responsável por minha criação e educação. Meu maior orgulho. Reconheço que todas as minhas conquistas nasceram/nasceram da senhora. Saiba que você sempre será minha maior motivação.

Aos meus familiares que sempre estiveram ao meu lado, que são vários e por isso evitarei nomear todos, pois são igualmente importantes. Agradeço por cada demonstração de afeto durante minha caminhada, vocês são minha fortaleza. Em especial ao meu irmão, Luiz Eduardo Lopes Siqueira, e Irismar do Ó de Amorim, quem sempre desejou o bem à minha pessoa.

À minha companheira, Stéphanie Gonçalves, por todo suporte, apoio e vivências. Você nem imagina o quão me faz bem e o quanto isso é positivo.

A todas as minhas amigas que com toda certeza tornaram/tornam meu caminho mais leve através de cada risada e momentos partilhados ao longo da minha vida. Amigas que perduram desde a infância, amigas construídas durante os vários anos de escola, na UFC e em outros círculos sociais - são vários e por isso evitarei nomear todos, para que assim não acabe deixando de nomear alguém.

Ao Dr e Engenheiro Agrônomo Toshik Iarley por toda ajuda prestada durante a produção do trabalho, minha eterna gratidão.

À professora Maria Eugênia Ortiz pela oportunidade e confiança ao me escolher como bolsista de iniciação científica no Laboratório de Química do Solo e por aceitar ser minha orientadora.

A Luis Felipe e Mateus Guimarães por todo auxílio, ensinamentos e momentos de convivência.

A todos os professores e professoras pelos ensinamentos passados durante minha formação.

A todos os funcionários e funcionárias da Universidade com quem pude construir laço e que de certa forma me ajudaram, em especial aos funcionários da Horta Didática do Departamento de Fitotecnia da UFC.

“[...] don't worry about a thing, cause every
little thing gonna be all right [...]”

Bob Marley e The Wailers

RESUMO

A contaminação de solos por metais pesados oriundos das inúmeras atividades antrópicas existentes é uma questão a ser mitigada. Por esse viés e por meio de avanços científicos na área de poluição ambiental e ciências do solo, os resíduos orgânicos passaram a ser caracterizados como materiais capazes de reter metais em sua biomassa devido a presença de sítios químicos e grupamentos funcionais eletricamente atrativos em sua composição. Nesse sentido, objetivou-se avaliar o potencial de biossorção de cádmio (Cd^{2+}) em solos contaminados por este metal, através da adição de três diferentes resíduos de sisal, provenientes do processo de desfibramento de suas folhas para a obtenção das fibras, e buscou-se analisar a relação dos resíduos com a fertilidade do solo. O experimento foi conduzido em casa de vegetação sob um delineamento inteiramente casualizado (DIC) em esquema fatorial $3 \times 5 \times 4$ [3 tipos de resíduos [Mucilagem (MUC), Fibrilas (FIB) e Pó de fibras (PFIB)] 5 doses [0 (controle), 1, 2, 3, e 4 (%m/m)] em 4 épocas diferentes (30, 60, 90 e 120 dias)] com 3 repetições. As amostras de solos foram contaminadas com 30 mg kg^{-1} de Cd^{2+} e posteriormente os resíduos, nas diferentes doses, foram adicionado às unidades experimentais. Para a análise da disponibilidade do metal foi utilizada a solução extratora DTPA ($0,005 \text{ mol L}^{-1}$) (1:2, m/v), sendo o solo das diferentes unidades coletados em 4 épocas (30, 60, 90 e 120 dias). A quantificação da disponibilidade de Cd^{2+} no solo, após extração, foi determinada por espectrometria de absorção atômica. Os dados foram submetidos à análise de variância e, quando significativos ($p \leq 0,05$), foi realizada uma análise de regressão. Por se tratar de dois fatores quantitativos (dose e dias), uma figura de superfície de resposta foi criada quando os fatores tiveram interação. Por fim realizou-se uma análise de componentes principais (PCA) para estimar a relação resíduo - fertilidade. Os fatores dose e dias influenciaram estatisticamente a disponibilidade de Cd^{2+} no solo, de forma que a dose 4% correspondeu às maiores reduções na disponibilidade. A MUC apresentou a maior capacidade na biossorção do Cd^{2+} , com adsorção máxima de 52,80% na dose 4% e a FIB 38,53%. As doses 3% e 4% de MUC correlacionaram-se positivamente com parâmetros de fertilidade do solo. Assim, conclui-se que a MUC e FIB de sisal podem ser considerados uma alternativa potencial de uso na remediação de solos contaminados por Cd^{2+} via biossorção.

Palavras-chave: Biossorção, resíduos lignocelulósicos, metais pesados, qualidade ambiental.

ABSTRACT

Soil contamination by heavy metals from numerous existing human activities is an issue that needs to be mitigated. From this perspective and through scientific advances in the area of environmental pollution and soil science, organic waste began to be characterized as materials capable of retaining metals in their biomass due to the presence of chemical sites and electrically attractive functional groups in their composition. In this sense, the objective was to evaluate the biosorption potential of cadmium (Cd^{2+}) in soils contaminated by this metal, through the addition of three different sisal residues, originating from the process of defibrating its leaves to obtain fibers, aiming to analyze the relationship between residues and soil fertility. The experiment was conducted in a greenhouse under a completely randomized design (DIC) in a 3x5x4 factorial scheme [3 types of waste [Mucilage (MUC), Fibrils (FIB) and Fiber powder (PFIB)] 5 doses [0 (control), 1, 2, 3, and 4 (%m/m)] in 4 different times (30, 60, 90 and 120 days)] with 3 repetitions. The soil samples were contaminated with 30 mg kg^{-1} of Cd^{2+} and subsequently the residues, in different doses, were added to the experimental units. To analyze metal availability, the extracting solution DTPA [(0.005 mol L⁻¹) (1:2, m/v) was used, with the soil from the different units collected in 4 periods (30, 60, 90 and 120 days). The quantification of Cd^{2+} availability in the soil, after extraction, was determined by atomic absorption spectrometry. The data were subjected to analysis of variance and, when significant ($p \leq 0.05$), a regression analysis was performed. As there are two quantitative factors (dose and days), a response surface figure was created when the factors interacted. Finally, a principal component analysis (PCA) was performed to estimate the residue-fertility relationship. The factors dose and days statistically influenced the availability of Cd^{2+} in the soil, so that the 4% dose corresponded to the greatest reductions in availability. MUC showed the highest capacity for Cd^{2+} biosorption, with maximum adsorption of 52.80% at dose 4% and FIB 38.53%. The 3% and 4% doses of MUC were positively correlated with soil fertility parameters. Thus, it is concluded that sisal MUC and FIB can be considered potential alternatives for use in the remediation of soils contaminated by Cd^{2+} via biosorption.

Keywords: Biosorption, lignocellulosic waste, heavy metals, environmental quality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Comportamento de metais no organismo: (a) essencial e (b) não essencial.	20
Figura 2. Origens antropogênicas de metais pesados no solo	21
Figura 3. Esquema básico representativo do fenômeno de biosorção	24
Figura 4 - Municípios cearenses produtores de sisal	29
Figura 5 - Experimento montado na casa de vegetação do Departamento de Ciências do solo (DCS) do Centro de Ciências Agrárias	31
Figura 6 – Pontos de coleta dos resíduos de sisal (1), do solo utilizado (3) e da área de condução experimental (2).....	32
Figura 7 - Superfície de resposta da relação entre os fatores Dose x Dias	37
Figura 8 Desdobramentos entre os fatores Resíduo e Dose, Análise de regressão do fator quantitativo (Dose) e teste de médias do fator qualitativo (Resíduo).....	39
Figura 9 -. Desdobramentos entre os fatores Resíduo e Dias, Análise de regressão do fator quantitativo (Dias) e teste de médias do fator qualitativo (Resíduo)	40
Figura 10 - Gráfico biplot mostrando a relação entre as concentrações dos resíduos aplicados e os parâmetros de fertilidade.....	42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Biossorção de metais utilizando resíduos agroindustriais	25
Tabela 2 – Caracterização físico-química do solo antes da execução do experimento, camada 0-20cm.	34
Tabela 3 - Análise de variância dos fatores independentes em relação à variável dependente disponibilidade de Cd ²⁺ em mg kg ⁻¹	35

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS	17
2.1 Objetivo geral	17
2.2 Objetivo específico	17
3 REVISÃO DE LITERATURA	18
3.1 Poluição Ambiental	18
3.2 Elementos potencialmente tóxicos (ETPs)	19
3.3 Fatores que influenciam a disponibilidade de metais pesados no solo	21
3.4 Técnicas de recuperação de áreas contaminadas com metais pesados	22
3.4.1 <i>Resíduos orgânicos na remediação de solos contaminados</i>	23
3.5 Sisal (<i>Agave sisalana</i>)	25
3.5.1 <i>Processo de beneficiamento das fibras e a consequente geração de resíduos</i>	26
3.5.1.1 <i>Resíduos do sisal</i>	27
4 MATERIAIS E MÉTODOS	29
4.1 Coleta dos resíduos de sisal	29
4.2 Coleta do solo para o experimento	30
4.2.1 <i>Caracterização físico química do solo</i>	30
4.2.2 <i>Determinação de Cd²⁺</i>	30
4.3 Condução do experimento	31
4.4 Análise de dados	32
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
5.1 Caracterização físico química do solo	34
5.2 Análises de Variância (ANOVA) e Teste de médias	34
5.3 Cd²⁺ disponível no solo	35
5.3.1 <i>Interação Dose x Dias</i>	36
5.3.2 <i>Interação Resíduo x Dose</i>	37
5.3.4 <i>Interação Resíduo x Dias</i>	39
5.4 <i>Análise de componentes principais (Cd e parâmetros de fertilidade do solo)</i>	40
6 CONCLUSÕES	43
REFERÊNCIAS	44

1 INTRODUÇÃO

Sabe-se que um ambiente ecologicamente equilibrado é fundamental para a manutenção da vida em nosso planeta e, apesar de tal conhecimento o mesmo acaba sendo comprometido e extremamente afetado por atividades de cunho antropogênico, as quais contribuem com o aumento de áreas contaminadas pelos resíduos gerados, muitas vezes descartados incorretamente (COVARRUBIAS; PENÃ CABRIALES, 2017).

No contexto de poluição ambiental evidencia-se as atividades exploradoras de recursos naturais, como: mineração, agricultura, metalurgia e a vasta cadeia produtiva alimentada por esses segmentos, a exemplo das atividades permanentes geradoras de produtos na tentativa de abastecer a crescente demanda populacional por bens materiais (MATOS, 2013).

Uma das consequências negativas dessa cadeia exploratória de recursos, considerando o não gerenciamento adequado dos resíduos gerados, é a liberação de metais pesados no ambiente, como cádmio, chumbo, mercúrio, ferro, cobre, manganês e zinco, os quais quando contidos acima dos limites toleráveis representam riscos potenciais ao meio e à toda sua biodiversidade, o que problematiza a sobrevivência de diversos organismos (BIONDI, 2010).

Nesse cenário preocupante de ameaça ambiental em virtude de impactos negativos proporcionados pela presença de metais pesados persistentes e tóxicos no meio, quando em excesso, urge a necessidade de estímulo à pesquisas envolvendo técnicas alternativas e eficientes no campo de recuperação de áreas contaminadas no intuito de contornar e atenuar esse problema.

Essa busca por técnicas alternativas torna-se interessante pois os métodos tradicionais de remediação de áreas contaminadas por metais são metodologias não tão eficientes e por vezes custosas financeiramente. Além disso, Stadnik (2023) aponta para a eficiência da utilização de materiais orgânicos na adsorção de metais.

Dentro desse espectro, surge a utilização de resíduos orgânicos na remediação de solos e efluentes contaminados por metais pesados. A base dessa técnica se dá pelo uso de matéria orgânica, viva ou morta, utilizada como biossorvente de contaminantes em compartimentos ambientais, o que caracteriza o processo de biossorção via dinâmica elétrica entre contaminante - resíduo, sendo esta um exemplo de técnica de recuperação de áreas contaminadas que vem ganhando notoriedade.

A abundância de resíduos agroindustriais das cadeias produtivas confere baixo custo à técnica da biossorção frente às práticas tradicionais mais onerosas como a lavagem do

solo e a solidificação. Soma-se a isso o caráter sustentável da proposta contido no direcionamento de compostos orgânicos para a remediação de áreas contaminadas e tem-se uma técnica com bastante potencial a ser explorado.

Com isso, diversos resíduos agroindustriais passam a ser utilizados em estudos de sorção de espécies metálicas em diferentes meios, ou seja, pesquisas que envolvem a captura de elementos contaminantes através de sítios elétricos atrativos presentes na superfície do resíduo utilizado. Assim, materiais orgânicos das cadeias produtivas agrícolas muitas vezes não aproveitados e ou descartados incorretamente tornam-se ferramentas importantes no contorno à problemática de contaminação de áreas por metais pesados, o que evidencia o possível valor destes materiais; já que além dessa possibilidade de utilização podem agregar futuramente em estudos inéditos em ramos distintos.

Alia-se essa possibilidade de utilização de resíduos agroindustriais no contorno dessa problemática ambiental com um dos maiores expoentes da produção agropecuária do mundo que é o Brasil e tem-se um rico cenário a ser explorado cientificamente no intuito de gerar conhecimento capaz de criar tecnologias versáteis e aplicáveis a favor do ambiente.

O Brasil, por exemplo, figura como o maior produtor mundial de fibras oriundas das folhas de *Agave sisalana*, espécie vegetal adaptada à condições de aridez, e tem o Nordeste como única região produtora do país, representado pelos Estados da Bahia (BA), Paraíba (PB) e Ceará (CE) (IBGE, 2022). A cadeia produtiva dessa espécie tem enfoque na produção de matéria prima para produção de fibra dura de boa qualidade, a qual é utilizada na confecção de produtos de interesse, tais como: cordas, tapetes e artesanatos (FERREIRA, 2017).

Sabe-se que apenas uma pequena parcela da folha do sisal corresponde às fibras almeçadas, ou seja, milhares de toneladas de resíduos são gerados anualmente. Segundo Alves e Santiago (2006), a fibra provinda do processo de desfibramento representa apenas 4% da folha utilizada, enquanto a mucilagem 15%. Ou seja, seguindo essa proporção e considerando o último levantamento do IBGE (2022), para 91.523 toneladas de fibras de sisal produzidas há 343.211,25 toneladas do resíduo mucilagem gerado além das fibrilas e pó de fibra proveniente do beneficiamento das fibras.

Isso evidencia uma fonte de quantidades consideráveis de biomassa vegetal proveniente da cadeia produtiva de sisal, até então sem destinação concreta e não muito utilizada pelos produtores, que pode se tornar uma matéria orgânica com valor agregado e com possível utilização em práticas de sorção de espécies metálicas em solos contaminados com metais pesados.

Esse estudo enfatiza a importância de explorar os potenciais dos resíduos provenientes de diversas cadeias agroindustriais ativas em solo brasileiro, a exemplo do sisal, como alternativa viável para utilização destes compostos como biosorventes no contorno dessa problemática de contaminação ambiental por metais pesados que é tão discutida e presente na atualidade. Para tanto, neste trabalho pretende-se avaliar a capacidade de bioadsorção de Cádmio por três tipos de biosorventes: mucilagem (MUC), fibrilas (FIB) e pó de fibra (PFIB) oriundos da cadeia produtiva do sisal.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a potencialidade do uso de três tipos de resíduos orgânicos (MUC, FIB e PFIB) provenientes do processo de extração das fibras das folhas do sisal (*Agave sisalana*) na redução da disponibilidade de Cd^{2+} da solução do solo.

2.2 Objetivos específicos

- a) Determinar a capacidade e eficiência de biossorção de Cd^{2+} disponível no solo por resíduos orgânicos, utilizando diferentes concentrações dos resíduos supracitados [0 (controle); 1; 2; 3; 4% (m/m)];
- b) Avaliar o efeito do fator tempo sobre a variável resposta;
- c) Analisar o efeito da condução experimental nos parâmetros de fertilidade do solo utilizado.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Poluição ambiental

O crescente avanço do desenvolvimento da sociedade tem resultado em um problema cada vez mais comum e preocupante: a degradação ambiental. A sociedade, organizada em um sistema produtivista, acaba por intensificar as alterações negativas nas condições físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, através de atividades socioeconômicas geradoras de resíduos com potencial contaminante, das quais se destacam a mineração, agropecuária e suas vastas cadeias produtivas (MATOS, 2013).

Os metais pesados, por exemplo, figuram como resíduos oriundos dessas atividades e possuem forte potencial de contaminação ao meio. Contaminação refere-se ao aumento de resíduos, como metais pesados, em relação às concentrações naturais do solo, passando a caracterizar poluição a partir do momento em que o aumento de tais metais passam a degradar o ambiente, considerando a cadeia alimentar estabelecida e os recursos naturais presentes, além de promover uma série de transformações em diferentes aspectos, incluindo os de natureza estética, composicional e morfológica (ALLOWAY, 1995; PEREIRA, 2021).

Sabe-se que o flagelo da poluição ambiental é bastante complexo; visto sua natureza estar ligada a uma vasta rede de fontes, em meio rural ou urbano, e que segundo Matos (2013), podem ser caracterizadas como fontes poluentes pontuais ou não pontuais. Tal processo degradativo é representado por ações ou fenômenos que vão desde a emissão de resíduos tóxicos promovida pela larga utilização de insumos agrícolas em inúmeras culturas a resíduos sólidos destinados e acumulados em locais inapropriados, como lixões. Descarte irregular este que, conforme Pereira *et al.* (2019), representa um empecilho aos gestores públicos responsáveis por esse imbróglio ambiental.

Salienta-se que o aumento da geração, circulação e armazenamento de resíduos passíveis de contaminação ambiental é diretamente proporcional ao avanço dos modelos produtivos vinculados ao embrião do processo de industrialização, o que evidencia maiores possibilidades de poluição ambiental e riscos à sociedade como um todo (GÜNTHER, 2021).

Mediante a isso, vários são os casos de contaminação e degradação ambiental oriundos das diversas atividades socioeconômicas em todo mundo. Santos (2020) chama atenção para a contaminação do solo por metais tóxicos, como o cádmio (Cd), em concentrações relativamente altas após quase 30 anos do encerramento das atividades de uma indústria

metalúrgica em Santo Amaro na Bahia (BA), pondo em risco à saúde do ambiente e dos residentes em áreas próximas à antiga indústria mesmo após décadas.

Alloway (2012) evidencia a presença de metais pesados na composição molecular de agroquímicos assim como em impurezas durante o processo de formulação de tais produtos. Barbosa (2020) associa a aplicação conjunta e em excesso de agrotóxicos, fertilizantes e água de irrigação contaminada em áreas de produção agrícola intensiva com aumento dos metais pesados no solo.

3.2 Elementos potencialmente tóxicos (EPTs)

Os elementos potencialmente tóxicos (EPTs) derivam do conceito de metal pesado, o qual passou por evoluções ao longo do tempo devido à crescente necessidade da articulação de abordagens envolvendo diversos aspectos interdisciplinares, de forma que os impactos ao ambiente e à saúde humana são atribuídos aos fatores ambientais e toxicológicos desses elementos. Esse processo de evolução conceitual é responsável pela existência de múltiplas perspectivas ao longo de seu histórico literário (LIMA e MERÇON, 2011).

Dessa maneira, os EPTs podem se enquadrar como metais pesados, que segundo Longo (2020) são elementos cuja propriedade química da densidade específica ultrapassa 5 g cm^{-3} . Alloway (1995) destaca a exigência de que o valor do peso específico do elemento seja igual ou superior a 6 g cm^{-3} , ou ainda que o número atômico do elemento seja superior a 20, a fim de que possa ser categorizado sob essa classificação.

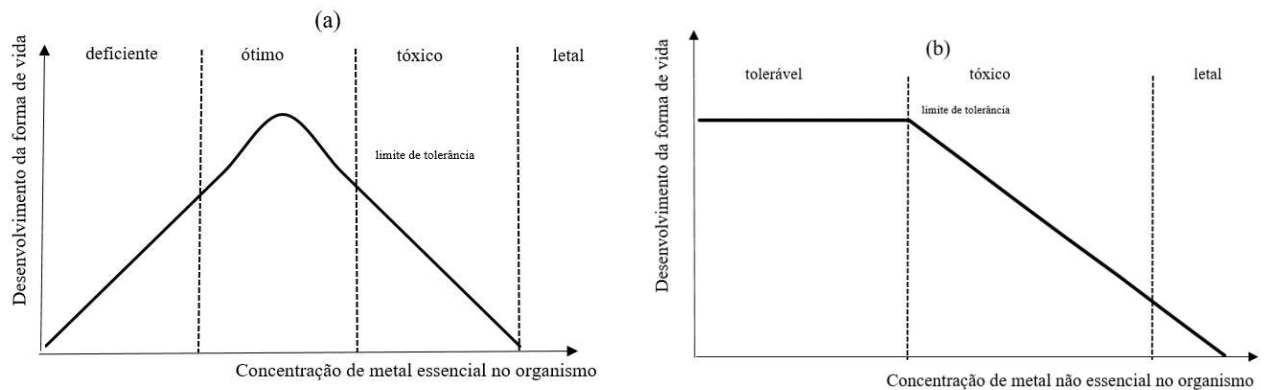
Semimetais e ametais entram na composição dos EPTs, formado por elementos como arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobalto (Co), cobre (Cu), crômio (Cr), manganês (Mn), mercúrio (Hg), níquel (Ni), prata (Ag), selênio (Se), e zinco (Zn) (BOULOU, 2023).

No rol desses elementos emergem os micronutrientes, elementos requeridos em pequenas quantidades pelas plantas e essenciais ao desenvolvimento destas. Cobre, ferro, manganês e zinco enquadram-se como micronutrientes e desempenham papéis cruciais como componentes fundamentais e catalisadores enzimáticos nos processos biológicos. Por outro lado, há metais não essenciais às plantas, a exemplo do cádmio, chumbo e mercúrio (McBRIDE, 1994).

Quanto à toxicidade dos metais, Biondi (2010) salienta que quando a concentração desses metais é superior aos limites de tolerância dos seres vivos tornam-se tóxicos,

independentemente de serem micronutrientes ou metais não essenciais, e passam a ocasionar efeitos deletérios em inúmeros organismos, podendo leva-los à morte (Figura 2).

Figura 1. Comportamento de metais no organismo: (a) essencial e (b) não essencial.



Fonte. Adaptado de Lima e Merçon (2011).

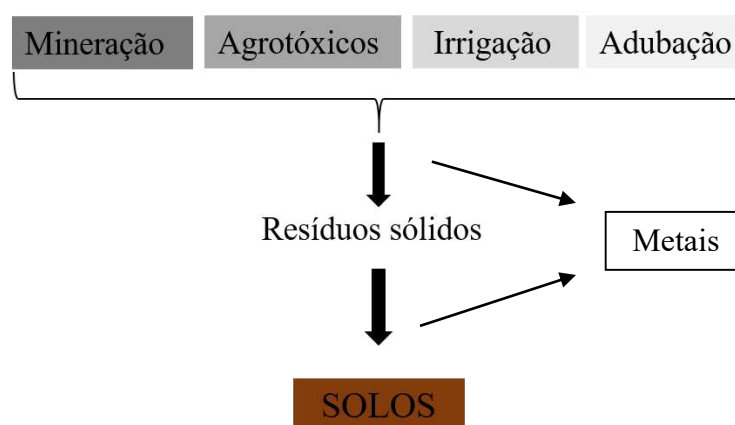
Os EPTs podem naturalmente ser encontrados em solos, oriundos de rochas matrizes, as quais são agregados de minerais formados por um conjunto de interações físico-químicas ao longo do tempo, compostas por elementos químicos em diferentes proporções (VALE, 2018). Isto conceitua a origem primária desses metais, isto é, a disponibilização desses elementos nos mais diversos ambientes a partir da ação de fenômenos ambientais diretos e indiretos responsáveis pelo intemperismo e degradação dos materiais de origem (MARTINS *et al*, 2011).

Fadigas (2002) aponta para a relação existente entre a formação do solo e a localização do seu material de origem na variação da concentração desses elementos, de forma que solos formados diretamente sob a rocha apresentam tendências de concentrar mais EPTs quando comparados a solos oriundos de materiais sedimentares provindos de outras áreas, considerando a presença natural destes metais na composição química da rocha matriz.

Por outro lado, Rizvi et al (2020) aponta para a origem antropogênica dos metais. Representada por atividades socioeconômicas do ramo industrial e agrícola, tais como: fundição e galvanoplastia de aço, produção de ligas metálicas, produção de produtos químicos agrícolas, mineração, gestão e descarte inapropriado de resíduos (Figura 2).

A intensificação dessas atividades antrópicas nas últimas décadas propicia a liberação de altas concentrações de EPTs no ecossistema, de modo que o elevado nível destes poluentes põe em risco a saúde do meio. A absorção destes metais pela fauna e flora pode comprometer teias alimentares, já que são elementos caracterizados por possuírem alta reatividade e alto potencial de bioacumulação (SOUZA; MORASSUTI; DEUS, 2018). Sendo assim, a origem desse tipo de elemento está atrelada ou ao caráter de disponibilização natural, dito litogênico, ou ao caráter antropogênico (ALLOWAY, 1995).

Figura 2 – Origens antropogênicas de metais pesados no solo



Fonte: Adaptado de Martins *et al* (2011).

3.3 Fatores que influenciam a disponibilidade de metais pesados no solo

A disponibilidade de metais pesados no solo é influenciada por uma série de fatores inerentes ao meio em que estão presentes. Alleoni *et al.* (2005) relacionam a adsorção de metais pesados com vários fatores, tais como: teores de argila; matéria orgânica; óxidos de Fe, Al e Mn pH, superfície específica, além da composição mineralógica do solo, fatores estes que influenciam as várias reações químicas possíveis de ocorrer entre os componentes do solo, tais como reações de sorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução (NASCIMENTO; XING, 2006).

Partindo de tais fatores e sabendo que as cargas elétricas induzem reações diversas no solo, as superfícies das partículas surgem como entraves para com a mobilidade dos elementos no solo, visto suas superfícies eletricamente carregadas em virtude do excesso ou déficit de elétrons atuarem como receptor de elementos metálicos (BRADL, 2004). Com

relação às superfícies reativas de matérias presentes no solo destaca-se os compostos orgânicos, os quais são caracterizados por possuírem em suas cadeias grupamentos funcionais de caráter ácido responsáveis por atraírem eletrostaticamente cátions metálicos, retendo-os (PETRONI; PIRES; MUNITA, 2000).

Nesse contexto de retenção de cátions metálicos, o pH surge como um fator governante desse fenômeno. Conforme Alleoni *et al.* (2005), o aumento do pH provoca dissociação de H^+ de grupos funcionais da MOS e de óxidos de Fe e Al, o que resulta em maiores proporções de sítios negativos tendendo a adsorver metais. Os autores ainda elencam a questão do teor de argila na adsorção de metais às superfícies reativas (superfície específica), a qual é favorecida pelos minerais secundários não silicatados predominantes, como a gibsitita na fração argila.

Moreira e Alleoni (2010) também apontam para a competição entre os metais no solo pela ocupação dos sítios de trocas disponíveis ao estudarem adsorção dos elementos (Cu, Zn, Cd e Ni) em diferentes solos evidenciaram a seguinte ordem de afinidade de adsorção $Cu > Zn > Ni > Cd$ quando analisados de forma independente e $Cu > Cd > Zn > Ni$ quando analisados de forma simultânea.

3.4 Técnicas de recuperação de áreas contaminadas com metais pesados

A grande quantidade de áreas contaminadas em virtude das mais diversas atividades antrópicas é uma problemática a ser mitigada, visto que compartimentos ambientais com concentrações de compostos inorgânicos persistentes acima de valores de intervenção (VI) (SÃO PAULO, 2021), valores estes considerados pontos críticos à situação de fato poluidora, evidenciam riscos associados a efeitos deletérios à saúde humana e ambiental (BIONDI, 2010).

Desse modo, e sabendo dos riscos desses compostos ao meio ambiente, ações articuladas visando a correta intervenção nessas áreas afetadas a fim de reduzir o nível de contaminação através da diminuição das concentrações do contaminante no meio, além de suavizar sua dispersão tornam-se necessárias (TAVARES, 2013).

As técnicas de intervenção criadas e destinadas a reduzir as quantidades de contaminantes, abrange: eletroextração, solidificação, fitorremediação e biorremediação. Através de mecanismos de contenção, extração/remoção e imobilização atinge-se o objetivo de atenuar a presença dos contaminantes por intermédio de processos de remediação físicos, químicos, biológicos, elétricos e térmicos (LI *et al.*, 2022).

Os processos de remediação de áreas contaminadas podem ser classificados em processos *in situ* ou *ex situ*. Diz-se *in situ* quando o local onde a matriz contaminada é tratada no próprio local da contaminação, já *ex situ* quando é necessária a retirada do material contaminado para ser tratado em outro local. Ou seja, os processos de mitigação são classificados de acordo com a natureza e a localidade onde o princípio da técnica é utilizado (LEITE; SHINZATO; FREITAS, 2020).

As variadas técnicas de remediação diferenciam-se por meio de fatores como o tempo de execução, eficiência do método empregado na descontaminação, efeito visual, custo-benefício, dentre outros que acabam por influenciar a escolha da tecnologia a ser empregada (ESTRELA; CHAVES; SILVA, 2018). Para além das características da tecnologia de remediação, Tavares (2013) enfatiza a importância da seleção do método conforme o tipo de contaminação e das propriedades físico-químicas das substâncias visadas no tratamento da área.

Uma técnica de recuperação de áreas contaminadas com metais pesados que vêm ganhando destaque nos últimos anos é a fitorremediação, técnica bastante difundida na Europa e nos Estados Unidos e caracteriza-se pela utilização de plantas, sua microbiota associada (Fitoestimulação), além da possibilidade de ser conciliada com o emprego de amenizantes, como corretivos (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000; HABER; FARIAS, 2023).

Pesquisas avaliando a dinâmica dos metais no solo e a relação do acúmulo destes na biomassa vegetal em ambiente contaminado por metais pesados é um exemplo de como a fitorremediação pode ser empregada. Veloso *et al* (2021) obtiveram bons resultados ao destacar o biochar de palha de arroz (RSB) como impulsionador de fitoatenuação, garantindo diminuição da biodisponibilidade de Cd e Zn no solo, redução da mobilidade destes metais no solo, assim como a redução da concentração metálica na parte aérea das plantas avaliadas e submetidas a condição da pesquisa.

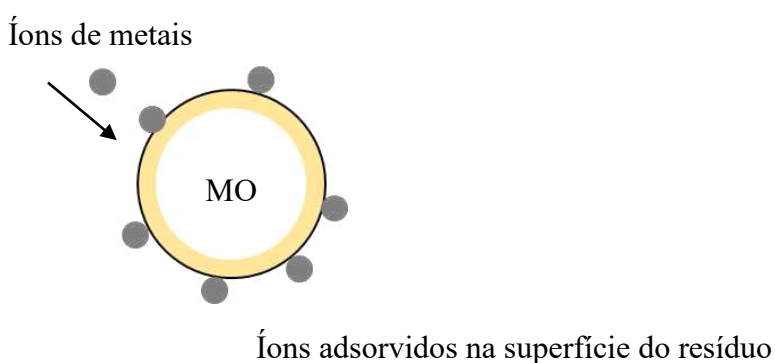
3.4.1 Resíduos orgânicos na remediação de solos contaminados

A utilização de resíduos orgânicos na remediação de solos contaminados pode se dar pelo uso de matéria orgânica morta, utilizada como bioissorvente de contaminantes em compartimentos ambientais. O emprego desses materiais orgânicos é a base da técnica conhecida por bioissorção (SILVA *et al.*, 2014). Conforme Volesky (2001) bioissorção pode ser entendida como uma técnica baseada na retenção de metais em biomassa devido a presença de

sítios químicos e grupamentos funcionais atrativos a estes em sua composição, atração esta associada às cargas eletrostáticas.

Silva *et al* (2013) complementam elencando os grupos funcionais, tais como carboxila, hidroxilas fenólicas e alcoólicas, carbonila a estas associações entre o bioissorvente e os metais pesados consequentemente adsorvidos nos mesmos (Figura 3).

Figura 3. Esquema básico representativo do fenômeno da Biosorção.



Fonte. Adaptado de Yang (2015).

Pelo fato da técnica poder se basear no uso de resíduos orgânicos, uma de suas vantagens é o baixo custo, visto que se tem a possibilidade de explorar grandes quantidades de compostos orgânicos oriundos de cadeias produtivas (DEMIRBAS, 2008). Assim, a biomassa é obtida de fontes distintas, derivadas de espécies vegetais ou de resíduos agroindustriais, como evidencia a tabela 1, a qual destaca algumas pesquisas relacionadas com o uso de resíduos agroindustriais no processo de biossorção de metais.

Nesse contexto, autores buscam bioissorventes alternativos na intenção de utilizá-los na remoção de íons metálicos em compartimentos ambientais. Blagojev (2019) utiliza a casca de beterraba como bioissorvente para remoção de íons de cromo, Rani et al. (2019) analisa a efetividade do uso de resíduos da indústria madeireira coletado em forma de serragem na biossorção de íons de Cobre. Já no campo da indústria alimentícia, Kalak (2020) faz uso de bagaço de sabugueiro como bioissorvente para íons de Ferro em solução aquosa.

Tabela 1. Biosorção de metais utilizando resíduos agroindustriais

Resíduo Agroindustrial	Referências
Casca de pomelo (<i>Citrus maxima</i>)	DINH, 2020
Casca de alho	WANG, 2020
Sementes de açaí (<i>Euterpe oleracea</i>)	LOBO, 2023
Pseudocaule de bananeira	GROSSL, 2022
Casca de híbrido (<i>Eucalyptus urograndis</i>)	GARCIA, 2023

Fonte. Autor (2023)

Verifica-se, portanto, um leque de materiais que podem ser utilizados em processos de biossorção, o qual necessita da presença de um adsorvente sólido natural para ocorrência das interações com os poluentes alvos via atratividade física, forças e trocas iônicas, além de ligações químicas que acabam imobilizando contaminantes (HASHEM, 2007).

A eficiência de remoção dos metais via adsorvente orgânico é fator chave responsável por impulsionar a pesquisa com tais tipos de materiais (STADNIK et al., 2023). Moreira *et al* (2018) utilizaram casca de ovo de galinhas poedeiras evidenciando seu potencial para remoção de íons metálicos (Cu, Ni, Zn e Cr). Em outro trabalho, Pereira (2020) analisa o potencial do biochar na remoção de Cd e Cu de soluções aquosas e chegou a conclusão que a remoção de metais podia chegar a valores acima de 90%. Estes resultados revelam possibilidades da aplicação destes materiais diretamente em solos contaminados no intuito de mitigar a contaminação, visando assim ampliar seus campos de aplicação.

Evidentemente que para considerar um biossorvente como efetivo é necessário analisar e referenciar a espécie metálica e a composição do meio a ser tratado, o pH do ambiente contaminado, além do método escolhido para sua aplicação (FARIAS, 2014). Soma-se a isso a competitividade entre os metais presentes na área a ser tratada, a área superficial do adsorvente e suas propriedades, propriedades do adsorvato, temperatura do sistema, concentração do metal, fatores estes que sugerem tamanha complexidade envolvida no processo de sorção (SILVA *et al*, 2014).

3.5. Sisal (*Agave sisalana*)

Agave sisalana (Perr.) mais conhecida como sisal, é uma espécie vegetal monocotiledônea produtora de fibra natural pertencente à família das *Agavaceae*, a qual é endêmica das Américas e tem o México como centro de maior riqueza e diversidade. Distribui-se desde o sul do Canadá à América do Sul, englobando naturalmente países como Colômbia, Venezuela, Peru, Paraguai, Bolívia, Guianas e Suriname, tendo chegado ao Brasil através de introduções antrópicas (GARCÍA-MENDOZA et al, 1995).

Espécie originária de ambientes tropicais, notadamente áridos ou semiáridos, tem sua importância econômica pautada em suas fibras, considerada a principal fibra dura natural em utilização no mundo (FERREIRA, 2002). Estima-se que mais da metade das fibras duras utilizadas e comercializadas ao redor do globo provém da exploração do sisal (FAO, 1996). Sua utilização é direcionada à produção de vassouras, cordas, barbantes, bolsas, dentre outros gêneros de interesse.

Vê-se assim a importância comercial das fibras oriundas da *Agave sisalana*, gênero este que possui como maior região produtora no Brasil o Nordeste, concentrando sua produção no interior dos Estados da Bahia - BA (87.924 t ~ 94,46%), Paraíba - PB (3.942 t ~ 5,41%) e Ceará – CE (57 t ~0,07%). Considerando a área destinada a colheita em hectares nestes Estados tem-se a seguinte distribuição: BA (93.823 ha ~ 94,96%); PB 4.943 ha ~ 5 %) e CE (35 ha ~ 0,02%) (IBGE, 2022).

O Brasil configura-se em destaque como grande produtor mundial do sisal. Nos últimos 24 anos a quantidade produzida em 2009 destaca-se como a maior, tendo o país produzido 280.005 toneladas de fibras de Agave (IBGE, 2009). Segundo o último levantamento do IBGE (2022), atualizado em 2023, o país produziu mais de 90 mil toneladas de fibras de sisal. Conforme Ferreira (2017) o Brasil é o maior produtor de sisal do mundo e exportador de fibras e manufaturados de sisal, com 58% da produção e 70% da exportação.

Evidentemente que a produção do complexo sisaleiro em regiões semiáridas contribui para a movimentação do mercado de trabalho nas regiões produtoras, assim como contribui com impacto econômico positivo, gerando divisas aos Estados, pelo seu potencial exportador, fonte de renda e emprego gerado, o qual é necessário desde a fase de implantação da cultura a fases de colheita e beneficiamento das fibras propriamente ditas (ALVES et al., 2005).

3.5.1 Processo de beneficiamento das fibras e a consequente geração de resíduos

Dentre os processos de extração das fibras das folhas de sisal e seu beneficiamento visando agregar valor à matéria-prima (fibras), há uma geração de resíduos bastante considerável. Muito do resíduo gerado resulta da prática do desfibramento, etapa responsável pela retirada da polpa que envolve as fibras de interesse das folhas com uso de máquinas apropriadas (SILVA; BELTRÃO, 1999). Segundo Alves e Santiago (2006), a fibra provinda do processo de desfibramento representa apenas 4% da folha utilizada no processo. Ou seja, o restante da massa bruta (96%), em média, da folha, corresponde à resíduos, sendo eles: mucilagem (15%), suco (80%) e bucha (1%).

Oliveira (2010) aponta para o acúmulo desses resíduos em locais das propriedades produtoras de sisal, tendo como consequência problemáticas relacionadas à proliferação de insetos e doenças, assim como a contaminação ambiental.

Diante disso, a utilização e aplicação desses resíduos em atividades diversas surge como uma solução. Alves et al (2005) apontam que a mucilagem, após separada da bucha, pode ser armazenada e utilizada como uma alternativa para a alimentação animal em períodos de estiagem. Os autores atribuem a utilização da bucha como adubo orgânico por agricultores da região sisaleira da Paraíba, além disso, evidencia-se a possível utilização do suco como agente bio-inseticida no controle de lagartas, nematoides e carrapatos, devido ser rico em ecogenina e saponinas esteroidais, as quais conferem-lhe diferentes propriedades farmacológicas (ALVES; SANTIAGO, 2006; ARALDI *et al.*, 2018).

3.5.1.1 Resíduos do sisal

Por considerar que apenas 4%, em média, das folhas do sisal correspondem às fibras, estima-se que milhares de toneladas de resíduos sejam gerados durante seu processo de beneficiamento todos os anos, sendo a mucilagem representativa nesse cenário - (15%). Entretanto, Santos *et al* (2011) relacionam de maneira inversamente proporcional a abundância destes resíduos com sua utilização de forma alternativa devido à ausência de pesquisas científicas destinadas à exploração dos seus possíveis potenciais.

A mucilagem pode ser entendida quimicamente como um polímero constituído por longas cadeias de açúcares, contendo pectinas, ácidos orgânicos e água. Fisicamente pode ser considerada um sistema coloidal líquido, liofílico, o que lhe caracteriza como sendo um hidrogel (MISAKI; ITO; HARADA, 1972). As fibrilas, unidades básicas da constituição das fibras de sisal e sem valor comercial, assim como o pó de fibra proveniente do processo de

secagem das fibras são tidos como resíduos do processo produtivo das fibras duras naturais do sisal (SILVA et al, 2023).

Segundo Severino, Lima e Beltrão (2006) a mucilagem do sisal apresenta-se como um ingrediente alternativo para a composição de substratos. Os autores apontam a mucilagem como sendo um ingrediente caracterizado quimicamente por conter baixos teores de N (0,12%), P (0,10%), K (0,10%), Mg (0,24%), Ca (0,40%) e apesar de ser quimicamente pobre é um material que pode ser utilizado em formulações com misturas de materiais orgânicos que se complementam química e fisicamente, tornando-se uma via de utilização da grande quantidade de mucilagem gerada durante o processo de beneficiamento do sisal.

4. MATERIAL E MÉTODOS

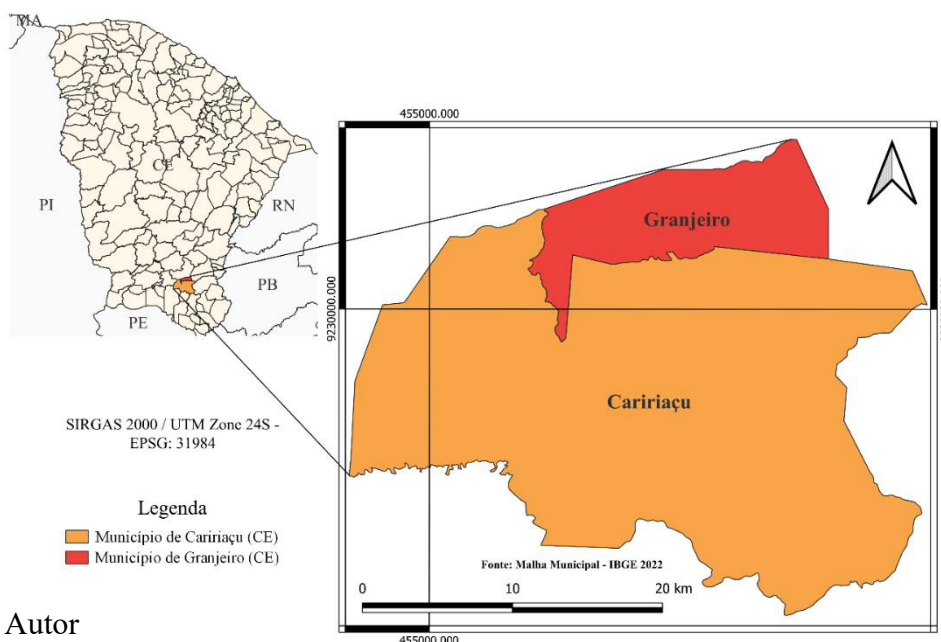
4.1. Coleta dos resíduos de sisal

Foram coletados resíduos de sisal (*Agave sisalana*) no Sítio São Paulo, município de Caririaçu, Ceará (7° 02' 32" S e 39° 17' 01" W, altitude de aproximadamente 715 m). O clima local, segundo a classificação de Köppen, é do tipo 'BSh' (tropical quente semiárido), com temperaturas médias anuais de 24 a 26 °C e precipitação média 1120 mm (IPECE, 2009). No último levantamento realizado pelo IBGE (2022) o município foi responsável pela produção de 52 toneladas de fibras de sisal, o que corresponde a 91,22% da produção Estadual, quantidade disposta em 27 hectares de área destinada a colheita do produto; enquanto os outros 8,77% da produção provém do município vizinho (Granjeiro) (Figura 4).

Os resíduos orgânicos, provenientes do processamento das folhas de sisal para obtenção de fibras, utilizados no presente experimento são denominados de mucilagem (MUC), os quais consistem em fragmentos da raspagem mecânica das folhas de sisal, fibrilas (FIB), unidades básicas menores presentes na constituição das fibras de sisal separadas por peneiramento e sem valor comercial, e também testou-se a capacidade biosorvente do pó de fibra (PFIB), resíduo obtido por meio de batidas das fibras após secagem ao sol.

Após a coleta, os resíduos passaram por uma pré-secagem em casa de vegetação e em seguida foram secos em estufa de circulação forçada de ar a 65 °C por 72 horas. Após secos, foram triturados em moinho tipo Willey, com auxílio de peneira com diâmetro de malha 2,0 mm (SILVA et al, 2023).

Figura 4. Municípios cearenses produtores de sisal.



Fonte. Autor

4.2. Coleta do solo para o experimento

O solo utilizado para o experimento foi coletado na Fazenda Experimental Vale do Curu (FEVC), pertencente à Universidade Federal do Ceará (UFC) (3° 48' 37" S e 39° 20' 49" W, altitude de 47 m), localizada no município de Pentecoste, Ceará. O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo BSw^h, semiárido com chuvas irregulares e com precipitações pluviais médias de 800 mm, com período crítico de déficit hídrico ocorrendo nos meses de junho a janeiro (AGUIAR et al., 2004).

Foram coletadas amostras com estrutura deformada de solo (Planossolo Háptico de textura arenosa) em uma área de mata nativa, na profundidade de 0-20 cm. A preferência por textura arenosa deu-se para reduzir a probabilidade de competição entre o solo e o resíduo de sisal; já que solos com maiores proporções de argila em sua composição são caracterizados por possuírem maiores concentrações de cargas elétricas negativas em sua superfície, o que influenciaria a dinâmica da sorção.

As amostras foram secas ao ar para obtenção de (TFSA) e passadas por peneira de malha de 2 mm, em seguida retirou-se uma amostra para caracterização química e física antes do estabelecimento dos experimentos.

4.2.1. Caracterização físico-química do solo

Para a caracterização física do solo, foi realizada uma análise granulométrica pelo método da pipeta (GEE & BAUDER, 1986). A caracterização química seguiu as metodologias descritas por Teixeira et al. (2017). Resumidamente, o pH foi determinado em água (1:2,5); condutividade elétrica (CE) em extrato de saturação; bases trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+) extraídas com solução de acetato de amônio a pH 7,0, determinada por fotometria de chama (K^+ e Na^+) e espectrometria de absorção atômica (Thermo Scientific iCE 3000 Series AA) (Ca^{2+} e Mg^{2+}); acidez potencial (H+Al) extraída com acetato de cálcio a pH 7,0 e titulada com NaOH 0,0606 N, enquanto o alumínio foi extraído com cloreto de potássio e titulado com NaOH 0,025 N; micronutrientes (Cu, Zn, Fe e Mn) extraídos em solução Mehlich-1 e determinados por espectrometria de absorção atômica (Thermo Scientific iCE 3000 Series AA) (SILVA et al, 2023).

4.2.2 Determinação de Cd^{2+}

A determinação do teor de Cd^{2+} foi realizada seguindo o método 3051A da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA,1996) (EMBRAPA, 2009). As leituras foram realizadas no próprio extrato e quantificadas utilizando a espectrometria de absorção atômica (Thermo Scientific iCE 3000 Series AA).

4.3. Condução do experimento

O experimento foi conduzido em casa de vegetação do Departamento de Ciências do Solo (DCS) do Centro de Ciências Agrárias da UFC (Figura 5) ($3^{\circ} 45' 47''$ e $38^{\circ} 31' 23''$ W, altitude de aproximadamente 47 m). O clima local, segundo a classificação de Köppen, é do tipo 'Aw' (tropical quente), com temperaturas médias anuais de 27°C e precipitação média 1600 mm (PESSOA e CAMPOS, 2015).

Figura 5. Experimento montado na casa de vegetação do Departamento de Ciências do solo (DCS) do Centro de Ciências agrárias.



Fonte: Autor.

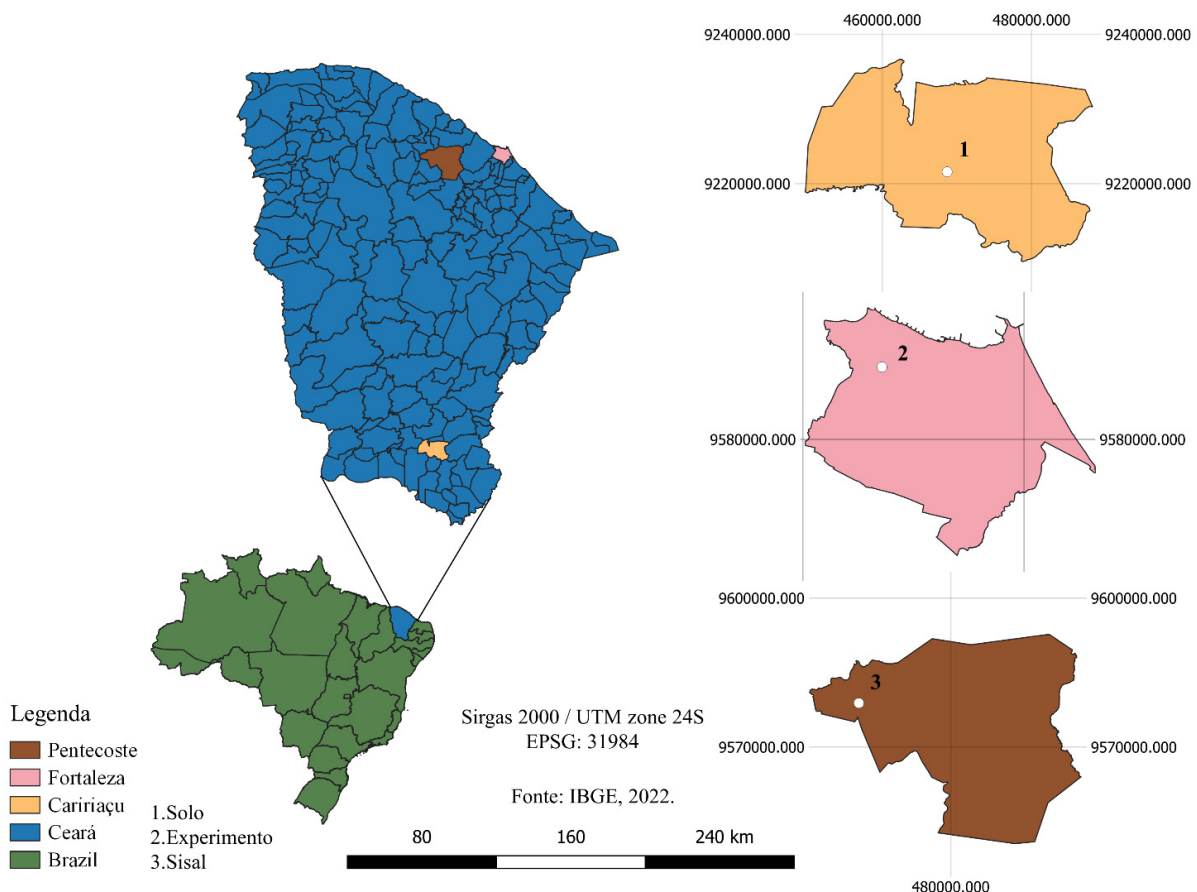
Foram transferidos 2 kg de solo a vasos plásticos correspondendo às unidades experimentais (UE).

As UEs receberam aplicações de Cd (30 mg kg^{-1}) - Rajaie et al (2006) - e submetidas a um período de incubação de 7 dias. Por fim, foram aplicadas as diferentes doses dos resíduos de sisal (MUC, FIB e PFIB) nas UEs, as quais foram posteriormente homogeneizadas, e buscou-se manter a umidade de 60% da capacidade de campo durante o período de avaliação do experimento.

Foi utilizado um delineamento inteiramente casualizado em um esquema fatorial $3 \times 5 \times 4$, com 3 repetições, sendo 3 tipos de resíduos (MUC, FIB e PFIB), cinco concentrações para os resíduos utilizados [0 (controle), 1, 2, 3 e 4%, m/m] e quatro épocas de avaliação (30, 60, 90 e 120 dias), totalizando 180 UE.

Em cada época de avaliação (30, 60, 90 e 120 dias) foram coletadas amostras de solo em cada UE para determinar a disponibilidade de Cd^{2+} , tais amostras foram secas ao ar para obtenção de TFSA, destorroadas e peneiradas em malha 2mm. Foram pesadas 25g dos solos coletados em balança de precisão, transferidas para Erlenmeyers e adicionados 50 mL de DTPA – Ácido Dietilenotriaminopentacético (DTPA 0,005 mol L⁻¹) (Abreu et al, 2001), (1:2, m/v), agitados em mesa agitadora (TE- 140) com movimento circular horizontal durante 2 horas a 220 rpm. Posteriormente, foram centrifugadas (Centrífuga 5804 R da Eppendorf) durante 5 minutos. Por fim, foram tomadas amostras, filtradas em papel filtro faixa azul (filtração lenta) e o extrato final foi submetido a determinação de Cd^{2+} por espectrofotometria de absorção atômica em chama (AAS).

Figura 6. Pontos de coleta dos resíduos de sisal (1), do solo utilizado (3) e da área de condução experimental (2).



Fonte. Autor

4.4 Análise de dados

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e, quando significativos

($p \leq 0,05$), uma análise de regressão foi realizada, considerando os fatores quantitativos (dose e dias) uma superfície de resposta foi criada na ocorrência de interação. O fator qualitativo (resíduo) foi submetido a testes de médias na ocorrência de interação com os outros fatores – Tukey 5%. As análises foram realizadas no programa estatístico R (R Core Team, 2022), assim como os pacotes ExpDes (FERREIRA et al., 2021), rsm (LENTH, 2009) e GA (SCRUCCA 2013) foram utilizados.

Ademais realizou-se uma análise multivariada, análise de componentes principais (PCA) através do software Programa Estatístico Universal (SAS) para verificar a relação entre os resíduos utilizados no experimento e os atributos vinculados à fertilidade do solo avaliado pós experimento.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização físico química do solo

O solo utilizado no experimento enquadra-se como de classe textural areia franca, caracterizado pela predominância das proporções de partículas arenosas, 84,15%, em sua composição granulométrica e baixa proporção de argila. Quanto ao pH e a sua fertilidade, mostrou-se ser um solo de características ácidas (5,10), baixas concentrações de bases trocáveis (K^{2+} , Na^{2+} , Ca^{2+} e Mg^{2+}) ($1,96 \text{ cmolc kg}^{-1}$) e baixa disponibilidade de P e micronutrientes (Tabela 2).

Tabela 2. Caracterização físico-química do solo antes da execução do experimento, camada 0-20cm. M.O = Matéria Orgânica; CE = Condutividade elétrica; nd = não detectado; * = Quantidade semi-total no solo obtida pela metodologia USEPA 3051A.

pH	CE	K	Na	Ca	Mg	Al	H + Al
H ₂ O	dSm -1	cmolc kg ⁻¹					
5,10	1,40	0,170	0,09	1,18	0,52	0,05	1,80
P	Cu	Fe	Mg	Zn	Cd	Cd*	M.O
mg k ⁻¹							
1,21	0,48	14,21	10,92	0,63	nd	0,03	6,19
Análise granulométrica							
Prof.	Areia	Silte	Argila	Areia	Silte	Argila	Classe textural
cm	g kg ⁻¹			%			
0-20	841,5	90,53	67,97	84,15	9,05	6,8	Areia Franca

Fonte. Autor

5.2 Análises de Variância (ANOVA) e Teste de médias

As variáveis independentes analisadas (resíduo, dose e tempo) diferiram-se significativamente ao nível de 1% (Tabela 3), ou seja, há um intervalo de confiança de 99% que confere diferenças estatísticas existentes entre as médias das amostras dos fatores analisados. Desse modo, é possível evidenciar interações entre essas variáveis independentes implicando na variação dos valores de disponibilidade do Cd^{2+} na solução do solo. Nota-se na Tabela 3 coeficientes de variação (CV) abaixo de 15% (6,74%), o que mostra confiabilidade e uma baixa dispersão entre os dados analisados.

A interação tripla entre os fatores avaliados não foi significativa, pois não houve interação significativa entre os fatores na estatística tradicional (dose x tempo), como pode ser observado na tabela 3, para tanto gerou-se um gráfico superfície de resposta para analisar os

padrões e tendências proporcionados pelos possíveis efeitos das combinações entre esses fatores sobre a variável resposta (Figura 7). Por outro lado, as interações entre os fatores (resíduo x tempo) e (resíduo x dose) foram significativas em 5% e 1%, respectivamente (Tabela 3). Dessa forma analisou-se essas interações duplas significativas de forma isolada por meio da análise de regressão considerando o desdobramento do fator quantitativo (dose e dias) e teste de médias (Tukey 5%) considerando o fator qualitativo (Resíduos).

Tabela 3. Análise de variância dos fatores independentes em relação à variável dependente disponibilidade de Cd em mg kg^{-1} . FV = Fontes de Variação; GL = Graus de Liberdade; QM - Quadrado Médio; * = significância dos dados ($p \leq 0,05$); ** = significância dos dados ($p \leq 0,01$).

FV	GL	QM
Dose do Resíduo	4	312,5515 **
Dias	3	20,7 **
Resíduo	2	352,0964 **
Resíduo x Tempo	6	4,5451 *
Resíduo x Dose	8	56,2245 **
Tempo x Dose	12	2,1743 ns
Interação tripla	24	2,8029 ns
Resíduo	120	1,7915
Total	179	
CV (%)	6,74	

Fonte: Autor.

5.3 Cd^{2+} disponível no solo

De acordo com os desdobramentos das interações duplas significativas (resíduo x dias) e (resíduo x dose), a disponibilidade de Cd no solo foi analisada de forma independente avaliando-se o efeito da interação entre os fatores dose [0, 1, 2, 3, 4% (m/m) e resíduo (Figura 8). Ademais também avaliou-se o efeito das interações entre o fator dias (30, 60, 90 e 120 dias) e resíduo (Figura 9).

Ao analisar o efeito da concentração dos diferentes resíduos durante a condução experimental em ordem de eficiência, os tratamentos MUC mostraram-se mais eficientes na remoção de Cd do solo seguidos pelos tratamentos FIB, os quais evidenciaram boa capacidade de redução da disponibilidade do elemento alvo no solo. Já os tratamentos PFIB apresentaram baixa capacidade de adsorção de Cd quando comparados à MUC e FIB (Figura 8).

As reduções da disponibilidade de Cd no solo promovida principalmente pelos tratamentos MUC e FIB podem estar estritamente relacionadas às suas composições. Os resíduos utilizados nesse estudo tiveram a mesma origem dos resíduos utilizados no trabalho

de Silva et al (2023), os quais constataram durante o processo de caracterização físico-química a presença mais evidente de compostos lignocelulósicos e extrativos nos resíduos mucilagem e fibrilas do sisal. Por outro lado, evidenciaram menores quantidades de extrativos e lignina total na composição do PFIB, o que pode refletir nos menores teores de adsorção de Cd^{2+} , em consequência da menor disposição de sítios ativos à adsorção de metais.

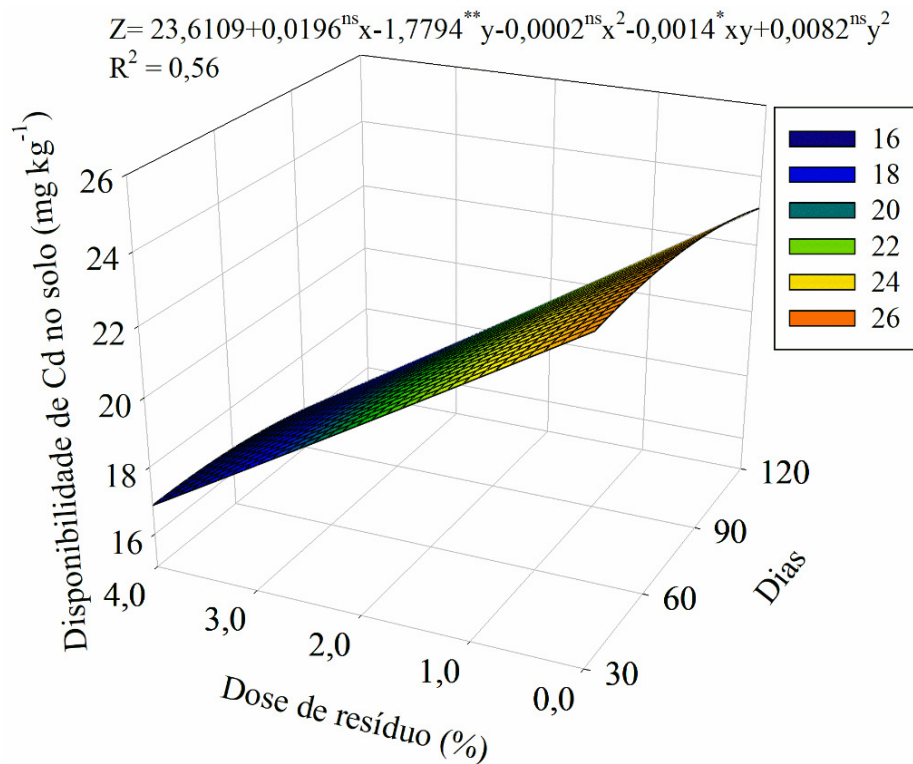
Gebretsadik et al (2023), por exemplo, caracteriza as fibras de *Agave sisalana* como um material com expressivo conteúdo de carbono, grupos funcionais como carbonila, além de superfícies porosas e irregulares, ou seja, fatores diretamente associados ao potencial de adsorção de íons metálicos. Rodrigues et al (2017) fortifica essa tese ao abordar que uma das propriedades que governa a sorção de espécies metálicas em compostos orgânicos são os sítios químicos atrativos presentes nas superfícies específicas desses resíduos, representado pelos grupamentos funcionais existentes atuando na formação de complexos com os íons metálicos.

5.3.1 Interação dose x dias

Apesar da interação não significativa entre esses fatores, é possível inferir através da análise do gráfico superfície de resposta o efeito da combinação desses fatores (eixos dose e dias) afetando a variável resposta (eixo disponibilidade de Cd^{2+} no solo). Observa-se um padrão de redução da disponibilidade do Cd no solo em virtude do aumento da dose dos resíduos assim como no transcorrer do tempo (Figura 7).

É possível notar uma tendência de não variação expressiva sobre o valor da variável resposta considerando as diferentes doses de resíduo dentro dos diferentes períodos, o que pode ser explicada pela não interação significativa entre esses fatores. Entretanto é possível observar uma variação acentuada da variável resposta quando se analisa a combinação do fator dose 4% ao longo do tempo. Além disso, é possível inferir que as concentrações 3% e 4 % estão relacionadas aos menores teores da variável resposta, representados pela área azulada, sendo nesse mesmo contexto as áreas do gráfico com colorações verde, amarelo e laranja relacionadas às menores doses de resíduos. (Figura 7).

Figura 7. Superfície de resposta da relação entre os fatores dose x dias. ns = não significativo; ** = significativo ao nível de 1% ($p \leq 0,01$); * significativo ao nível de 5% ($p \leq 0,05$).



Fonte. Autor

5.3.2 Interação resíduo x dose

As interações significativa entre o fator dose e os resíduos propostas pelos modelos de regressão evidenciam uma relação linear com tendência decrescente para todos os resíduos, o que significa que o aumento da concentração do resíduo reflete em menores disponibilidades da variável resposta, independentemente do resíduo utilizado (Figura 8).

Isso fica evidente através das regressões provenientes do desdobramento da interação entre o fator quantitativo dose e cada nível de resíduo (MUC, FIB e PFIB), na qual para todos os resíduos a dose apresenta significância estatística ao nível de 1% assim como coeficientes de determinação (R^2) (0,97 FIB; 0,96 MUC e 0,79 PFIB) que explicam dentro de ajustes aceitáveis a variação da variável resposta proposta pelos modelos apresentados (Figura 8).

A aplicação de MUC, FIB e PFIB reduziu linearmente a disponibilidade de Cd no solo conforme o aumento de suas concentrações, com decréscimos lineares de 2,84 mg kg⁻¹, 2,31 mg kg⁻¹ e 0,39 mg kg⁻¹ respectivamente. O tratamento MUC difere-se dos demais tratamentos e sobressai como o resíduo com maior potencial de redução da disponibilidade do Cd na solução do solo para todas as concentrações, sendo a dose 4% correspondente à maior redução (11,60

mg kg⁻¹), uma diminuição de mais da metade do Cd disponível no tratamento controle, 51,80% (Figura 8).

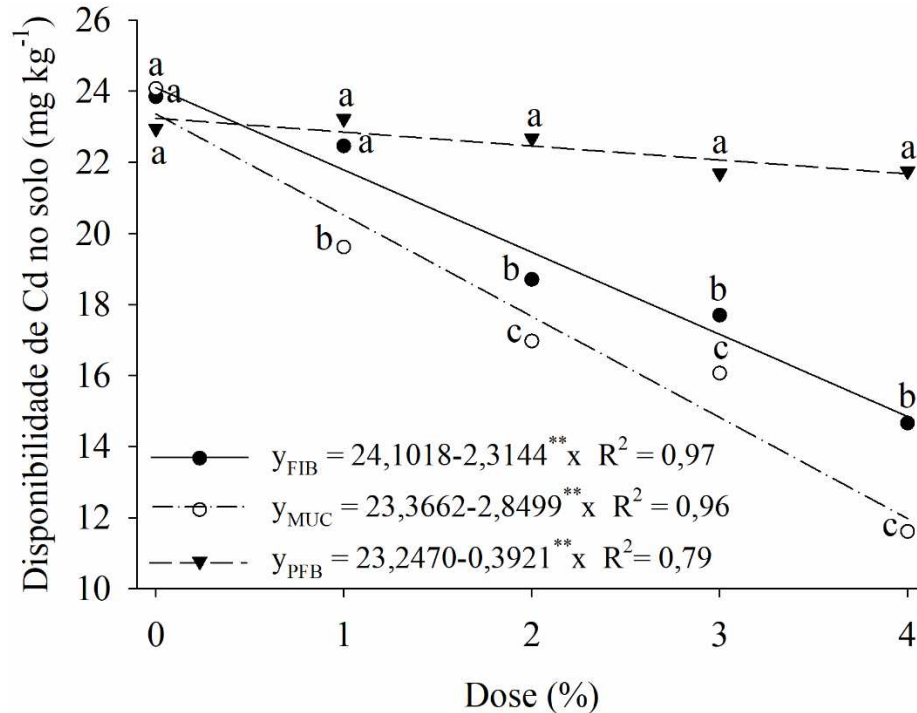
Para isso, Shaban et al (2017) aponta para a influência diretamente proporcional entre quantidade de biomassa e o processo de biossorção, visto que em maiores quantidades de resíduo há um aumento dos sítios químicos atrativos presentes ao longo da sua superfície específica, até que seja atingida a saturação. Bendjeffal et al (2017) evidenciaram maiores taxas de adsorção em virtude do aumento da concentração de fibras de sisal usados como adsorvente de espécies metálicas, o que pode relacionar as maiores porcentagens de adsorção nas maiores doses de resíduos.

Interessante ressaltar as reduções na disponibilidade de Cd promovidas pelas menores concentrações de MUC 1, 2 e 3%, as quais também diferiram-se estatisticamente dos outros resíduos. O tratamento MUC 1% promove uma redução de 18,55% do metal. As outras doses 2% e 3% contribuíram com uma redução de 29,54% e 33,30% respectivamente. Silva et al (2023), ao caracterizar a mucilagem do sisal, aponta que para além da composição lignocelulósica esse resíduo possui maiores quantidade de extrativos em comparação à FIB e PFIB.

O tratamento FIB diferiu-se dos demais tratamentos, exceto para o PFIB 1%, e embora não tenha desempenhado uma redução tão acentuada como a promovida pelo MUC apresentou um resultado potencial na redução da disponibilidade de Cd no solo, contribuindo com uma redução de 38,53% (14,65 mg kg⁻¹) em maior concentração, 4%. Importante ressaltar que o tratamento FIB 2% responde com uma redução do metal de 21,55% (18,70 mg kg⁻¹).

Já o tratamento PFIB não apresentou resultados satisfatórios na redução da disponibilidade de Cd, visto que mesmo em maior concentração o tratamento PFIB na dose 4% foi capaz de contribuir com uma redução de apenas 5,20% (21,75 mg kg⁻¹) tomando como referência o tratamento controle (22,95 mg kg⁻¹) apresentando-se como o resíduo relacionado aos maiores teores de disponibilidade de Cd dentro de todas as concentrações.

Figura 8. Desdobramentos entre os fatores resíduo e dose, análise de regressão do fator quantitativo (dose) e teste de médias do fator qualitativo (Resíduo). ** = significativo ao nível de 1% ($p \leq 0,01$).



Fonte. Autor

5.3.3 Interação resíduo x dias

Na figura 9 fica evidente uma relação contrária da disponibilidade de Cd^{2+} no solo frente ao aumento da quantidade de dias, representada pela interação significativa entre o fator dias e resíduo. As regressões do desdobramento da interação do fator quantitativo dias dentro dos níveis dos resíduos (MUC, FIB e PFIB) fornece equações com coeficientes estatisticamente significativos e R^2 (0,95 FIB; 0,87 MUC e 0,64 PFIB) que explica dentro de ajustes aceitáveis a variação da variável resposta proposta pelos modelos apresentados.

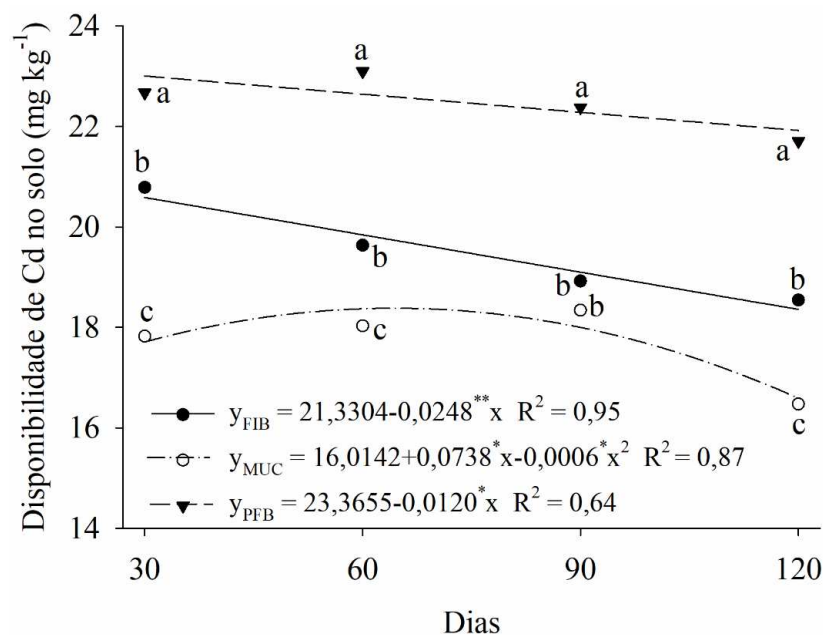
A aplicação de FIB e PFIB diminuiu linearmente a disponibilidade de Cd conforme o tempo (dias) da aplicação desses resíduos no solo, com decréscimo linear de 0,0248 e 0,0120 mg kg^{-1} . A aplicação de MUC teve um comportamento quadrático, e o momento de maior disponibilidade do metal foi observada aos 62 dias (18,28 mg kg^{-1}) (Figura 9).

Pode-se inferir que a disponibilidade de Cd^{2+} reduz conforme o tempo, independentemente da dose dos resíduos utilizados. A aplicação de MUC foi o tratamento que mais diminuiu a disponibilidade de Cd ao longo do tempo, diferindo dos demais tratamentos,

exceto para o FIB aos 90 dias. Por outro lado, a aplicação de PFIB foi o tratamento que manteve a maior disponibilidade de Cd no solo em todos os períodos de avaliação (Figura 9).

Garcia (2023) aponta para o tempo como um fator de importância no processo de adsorção de íons metálicos via adsorvente orgânico. É necessário tempo de contato para que haja influência em reduções na disponibilidade visto maiores chances de interação entre íon metálico em solução e o resíduo presente. As variações existentes entre diferentes tempos podem ser explicados pelo dinamismo existente nos compartimentos ambientais, no qual fatores como pH, concentrações de soluto (Bendjeffal et al. 2017), ações da microbiota (Cavalcante et al. 2023) podem influenciar a disponibilidade do metal pesado.

Figura 9. Desdobramentos entre os fatores resíduo e dias, análise de regressão do fator quantitativo (dias) e teste de médias do fator qualitativo (Resíduo). ** = significativo ao nível de 1% ($p \leq 0,01$); * significativo ao nível de 5% ($p \leq 0,05$).



Fonte. Autor

5.4 Análise de componentes principais para o Cd e para os parâmetros de fertilidade do solo

Os dados dimensionalizados pelo gráfico biplot (Figura 10) indica uma correlação positiva entre o Cd e a acidez (H + Al) (Quadrantes I e IV, respectivamente), os quais estabelecem uma relação inversamente proporcional à variável pH, o que significa que a condução experimental ocorreu em um ambiente com redução de acidez. Similar a isso

Gonçalves et al. (2018) obtiveram resultados mais satisfatórios em pH tendendo à neutralidade ao utilizar resíduo orgânico do açai na adsorção de Cd^{2+} .

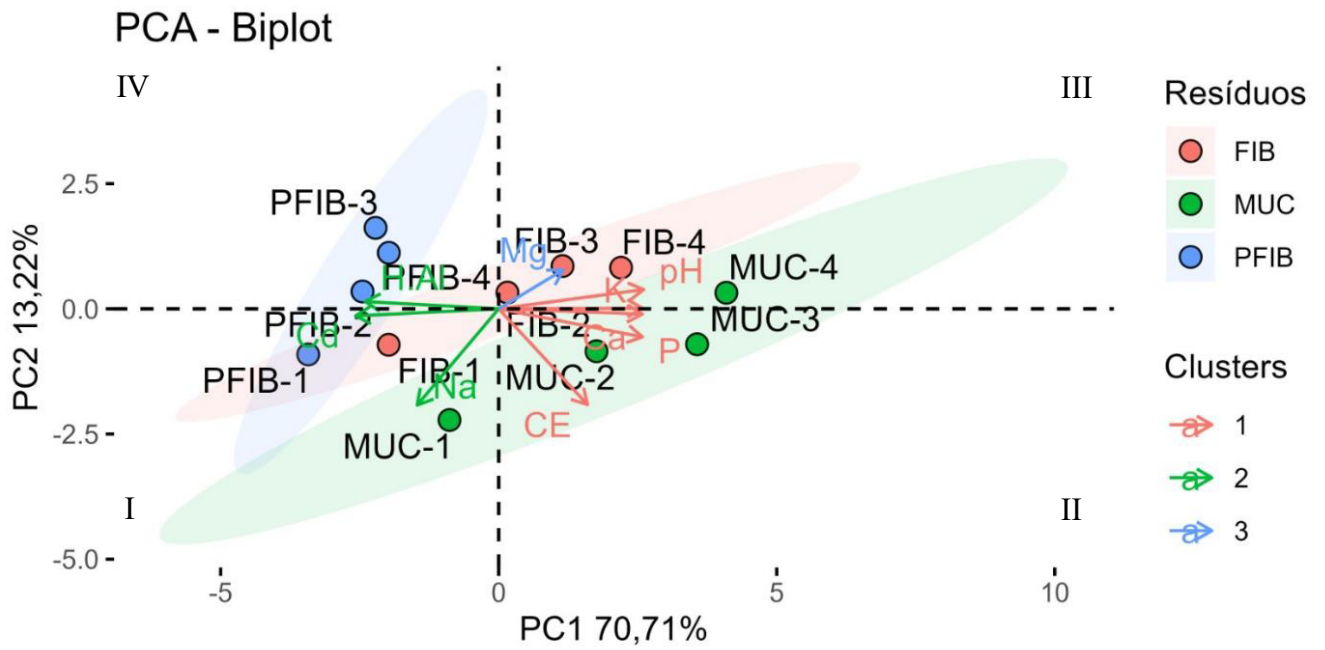
A análise de componentes principais indica que o parâmetro de Cd no solo (quadrante 1) possui uma maior influência negativa para as maiores doses 3% e 4% dos tratamentos MUC, indicando que essas doses respondem pelas maiores capacidades na retenção do elemento disponível no solo. Por outro lado, não verifica-se influência negativa para todas as doses de PFIB (quadrante I e IV), ou seja, tal resíduo não influi sobre o potencial de retenção de Cd no solo (Figura 10), o que corrobora com os resultados das análises estatísticas (Figuras 8 e 9).

Pode-se observar no quadrante 3 uma forte correlação entre o pH e a dose 4% de MUC e FIB, tratamentos os quais mais influenciaram a redução da disponibilidade de Cd. Isso pode estar relacionado ao aumento do pH promovendo a redução de íon H^+ na solução, os quais competem com os íons metálicos por sítios dos grupos funcionais presentes nas superfícies desses resíduos, acarretando assim em um maior potencial de adsorção do metal.

Os parâmetros de fertilidade (P, K, Ca e Mg) apresentaram uma forte correlação em virtude da proximidade entre suas variáveis e foram influenciados principalmente pelos resíduos MUC (3% e 4%). Isso mostra que para além da capacidade de adsorção estes resíduos ainda podem agregar fertilidade ao solo (Figura 10).

Tal incremento na fertilidade do solo pode ocorrer devido à mineralização dos resíduos orgânicos ao longo do tempo contribuindo aos parâmetros indicadores de fertilidade (SOUZA, et al. 2023). Cavalcante et al (2023) colocam os microrganismos do solo como fator chave à esse processo de degradação dos resíduos orgânicos, visto que através de seus metabólitos degradam os biopolímeros, como a celulose, a qual está bastante presente nos resíduos de sisal (SILVA et al., 2023). Por outro lado, a não correlação positiva entre PFIB e os parâmetros de fertilidade podem estar associado a sua maior relação C/N, a qual é responsável por conferir maior resistência à degradação dos seus compostos estruturais e consequente disponibilização de nutrientes ao solo no decorrer do conforme o tempo (PINTO, 2022).

Figura 10. Gráfico biplot mostrando a relação entre as concentrações dos resíduos aplicados e os parâmetros de fertilidade



Fonte. Autor

6 CONCLUSÕES

- A MUC e FIB de *Agave sisalana* apresentaram potencial como possível alternativa de uso na remediação de solos contaminados por Cd^{2+} via biosorção;
- A mucilagem (MUC) apresentou a maior capacidade na redução da disponibilidade de Cd tanto entre todas as doses quanto ao longo tempo;
- A dose 4% está relacionada às maiores taxas de redução da disponibilidade do Cd^{2+} no solo, independentemente do resíduo utilizado;
- Pode-se inferir que a disponibilidade de Cd^{2+} reduz conforme o tempo, independentemente da dose dos resíduos utilizados;
- A aplicação de PFIB está relacionada às maiores disponibilidades de Cd no solo em todos os períodos e doses avaliadas, ou seja, apresentou resultados não satisfatórios na biosorção de Cd^{2+} ;
- A MUC promoveu um efeito positivo em relação aos parâmetros de fertilidade do solo avaliado.

REFERÊNCIAS

- ABREU, C. A.; Abreu, M. F.; Andrade, J. C. *Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais*. Instituto Agrônomo, 2001.
- ACCIOLY A, M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. A.; SCHAEFER, C. E. G. R. (eds). *Tópicos em Ciência do Solo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 299 – 315, 2000.
- AGUIAR, M. J.N. et al. *Dados climatológicos: Estação de pentecoste*, 2003. ed. Fortaleza. Embrapa Agroindústria Tropical, 2004.
- ALLEONI, L. R. F. *et al.* Atributos do solo relacionados à adsorção de cádmio e cobre em solos tropicais. **Acta Scientiarum - Agronomy**, v. 27, n. 4, p. 729–737, 2005.
- ALLOWAY, Brian. J. *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. Springer Science & Business Media, 2012.
- ALLOWAY, Brian. J. *Heavy metals in soils*. 2 ed. Glasgow: Blackie Academic, 1995.
- ALVES, M. O.; SANTIAGO, E. G. Tecnologia e Relações Sociais de Produção no Setor Sisaleiro. **Revista Econômica do Nordeste, Fortaleza**, v. 37, n. 3, p. 368–381, 2006.
- ALVES, M. O.; SANTIAGO, E. G.; LIMA, A. R. M. Diagnóstico socioeconômico do setor sisaleiro do Nordeste brasileiro. v. 04, p. 90, 2005.
- ARALDI, R. P. et al. Analysis of antioxidant, cytotoxic and mutagenic potential of Agave sisalana Perrine extracts using Vero cells, human lymphocytes and mice polychromatic erythrocytes. **Biomedicine & Pharmacotherapy**, v. 98, p. 873–885, 1 fev. 2018.
- BARBOSA, F. L. A.. *Teores semitotais de metais pesados na fração orgânica de solos da região de ibiapaba, ceará.*, 2020.
- BENDJEFFAL, H. et al. Effect of the chelating agents on bio-sorption of hexavalent chromium using Agave sisalana fibers. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 26, n. 5, 2017.
- BIONDI, C. M. Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do estado de pernambuco. p. 1–46, 2010.
- BLAGOJEV, N. et al. A new approach for modelling and optimization of Cu(II) biosorption from aqueous solutions using sugar beet shreds in a fixed-bed column. **Journal of Hazardous Materials**, v. 363, n. Ii, p. 366–375, 2019.

- BOULOU, H.E.S. Procedimentos e técnicas para a recuperação de solos contaminados por metais pesados em áreas de mineração no Brasil. 2023. 54 f. Monografia (Graduação em Engenharia de Minas) - Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2023.
- BRADL, H.B. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science*, v.277, p.1-18, 2004
- CAVALCANTE, F. G. et al. Grupos Funcionais do Solo: Papel das Comunidades Microbianas Especializadas na Ciclagem de Nutrientes e Sensores de Distúrbios Ambientais. **Cuadernos de Educación y Desarrollo**, v. 15, n. 9, p. 8676–8698, 2023.
- COVARRUBIAS, S. A.; PENÃ CABRIALES, J. J. Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación. **Revista Internacional de Contaminación Ambiental**, v. 33, n. 0, p. 7–21, 5 abr. 2017.
- DEMIRBAS, A. Heavy metal adsorption onto agro-based waste materials: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 157, 220-229, 2008.
- DINH, V. P. et al. Primary biosorption mechanism of lead (II) and cadmium (II) cations from aqueous solution by pomelo (*Citrus maxima*) fruit peels. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 45, p. 63504–63515, 2021.
- EMBRAPA. **Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes**. 2009
- ESTRELA, M.; CHAVES, L.H. G; SILVA, L.N. Fitorremediação como solução para solos contaminados por metais pesados. **Revista Ceuma Perspectivas**, v. 31, p. 160–172, 31, 2018.
- FADIGAS, F. de Souza. *et al.* Concentrações naturais de metais pesados em algumas classes de solos brasileiros. **Bragantia**, v. 61, n. 2, p. 151–159, 2002.
- FAO, Roma. Sisal and henequem: summary note on developments in 1995 and 1996. Roma, 1996.
- FARIAS, Y. M. M. BIOSSORÇÃO DE METAIS PESADOS PELO FUNGO *Penicillium corylophilum*. 2014.
- FERREIRA, E. B; CAVALCANTI, P. P; NOGUEIRA, D. A. ExpDes: Experimental Designs Package. R package version 1.2.1. 2021. <https://CRAN.R-project.org/package=ExpDes>
- FERREIRA, G. B. A nutrição mineral e a adubação do sisal. p. 0–4, 2002.

- FERREIRA, B. T. **Compósitos híbridos reforçados com fibras de sisal/vidro e micropartículas de sílica**. [s.l.] Universidade Federal de São João del Rei, 2017.
- GARCÍA-MENDOZA, A.; GALVÁN, R. V. Riqueza de las familias Agavaceae y Nolinaceae en México. **Boletín de la Sociedad Botánica de México**, n. 56, p. 7–24, 26 abr. 1995.
- GARCIA, M. M. A. **BIOSSORÇÃO DE METAIS UTILIZANDO CASCA DE HÍBRIDO Eucalyptus urograndis: UMA ALTERNATIVA DE PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DA INDÚSTRIA DE PAPEL E CELULOSE**. 2023.
- GEBRETSADIK, T. T. et al. Characterization and Comparative Insights on Agave Americana and Agave Sisalana Leaf Fibers for High-Performance Applications. **Journal of Natural Fibers**, v. 20, n. 2, 2023.
- GEE, G. W.; BAUDER, J. W. Particle-size analysis. In: Klute A (ed) *Methods of soil analysis. Part 1: Physical and mineralogical methods*. Madison, Soil Science Society of America, pp 383-412, 1986.
- GONÇALVES, A. C. et al. Removal of toxic metals using endocarp of açai berry as biosorbent. **Water Science and Technology**, v. 77, n. 6, p. 1547–1557, 2018.
- GÜNTHER, Wanda Maria Risso. **Área contaminada por disposição inadequada de resíduos industriais de galvanoplastia**. 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**, 2021
- GROSSL, Gabriela. **Biossorção de Selênio por Pseudocaulis de Bananeira e Levedura Residual de Indústria Cervejeira**. 2022.
- HABER, E. P. Z.; FARIAS, M. S. Respostas fisiológicas, nutricionais, morfoanatômicas de plantas fitorremediadoras em solos contaminados por metais pesados: uma revisão de literatura. 2023.
- HASHEM, M. A. Adsorption of lead ions from aqueous solution by okra wastes. **International Journal of Physical Sciences**, v. 2, n. 7, p. 178–184, 2007.
- IBGE. Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA. **Produção Agrícola Municipal: Quantidade produzida (toneladas)**. Disponível em: Tabela 1613: Área destinada à colheita, área colhida, quantidade produzida, rendimento médio e valor da produção das lavouras permanentes (ibge.gov.br). 2009.

- IBGE. Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA. **Produção Agrícola Municipal: Quantidade produzida (toneladas)**. Disponível em: [Tabela 1613: Área destinada à colheita, área colhida, quantidade produzida, rendimento médio e valor da produção das lavouras permanentes \(ibge.gov.br\)](#). 2022.
- IPECE (2009). Perfil Básico Municipal de Caririçu (2009). Instituto de pesquisa e estratégia econômica do Ceará.
- KALAK, T. et al. Effective use of elderberry (*Sambucus nigra*) pomace in biosorption processes of Fe(III) ions. **Chemosphere**, v. 246, 2020.
- LEITE, E. C. P.; SHINZATO, M. C.; FREITAS, J. G. DE. Principles and applications of thermal processes to the remediation of contaminated sites. **Revista do Instituto Geológico**, v. 41, n. 2, p. 33–55, 2020.
- LENTH, R. V. (2009). Response-Surface Methods in R, Using rsm. *Journal of Statistical Software*, 32(7), 1-17. URL <https://www.jstatsoft.org/v32/i07/>
- LI, Y.; JIA, S.; LIU, J. Solidification, remediation and long-term stability of heavy metal contaminated soil under the background of sustainable development. *Scientific Reports*, v. 12, n. 1, p. 1–16, 2022.
- LIMA, V.F; MERÇON, F. Conceitos científicos em destaque: Metais pesados no Ensino de Química. **Química nova na escola**, v. 33, n. 4, p. 199–205, 2011.
- LOBO, Wyvirlany Valente et al. Aplicação de resíduos da produção de polpa do açaí (*Euterpe oleracea* Mart.) como bioadsorvente no tratamento de efluentes sintéticos. 2023.
- LONGO, Regina Márcia. *et al.* Vista do Atributos químicos e metais pesados em solos de remanescentes florestais urbanos. **Revista Cerrados**, v. 18, n. 02, p. 183–207, 2020.
- MARTINS, Camila Aparecida da Silva. *et al.* A dinâmica de metais-traço no solo. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v.17, n.3-4, p.383-391, jul-set, 2011.
- MATOS, Antônio Teixeira de. **Poluição ambiental: impactos no meio físico**. 1. ed. Viçosa: UFV, 2013.
- McBRIDE, Murray. B. *Environmental chemistry of soils*. New York: Oxford University, 1994. 406 p.
- MISAKI, A.; ITO, T.; HARADA, T. Constitutional Studies on the Mucilage of "Yamanoimo" *Dioscorea batatas* Decne, *forma Tsukune*: isolation and structure of a

- mannan. **Agricultural and Biological Chemistry**, Bethesda, v. 36, n. 5, p. 761-771, 1972.
- MOREIRA, D. A. *et al.* Biossorção de metais pesados pela casca de ovo de galinhas poedeiras. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 7, p. 289–295, 24 set. 2018.
- MOREIRA, C. S.; ALLEONI, L. R. F. Adsorption of Cd, Cu, Ni and Zn in tropical soils under competitive and non-competitive systems. *Scientia Agricola*, v. 67, n. 03, p. 301-307, 2010.
- NASCIMENTO, C. W. A; D; XING, B. Phytopextraction phytoextraction: a review on enhanced metal availability and plant accumulation. **Sci. Agric**, n. 3, p. 299–311, 2006.
- OLIVEIRA, L de. Eficiência do resíduo de sisal para a compostagem com esterco animal e farinha de rocha natural. [s.l.] Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2010.
- PEREIRA, A. A. R. *et al.* Diagnóstico socioambiental: Análise da qualidade dos corpos hídricos situados no entorno do lixão da cidade de Teófilo Otoni - MG e estudo social de sua circunvizinhança. 2019.
- PEREIRA, E. J. M. Remoção de metais pesados de solução aquosa usando biochar e biomassa seca de planta aquática. 2020.
- PEREIRA, José Almir Rodrigues. Geração de resíduos industriais e controle ambiental. 2021.
- PESSOA, F. E. P.; CAMPOS, J. N. B. Ciclo diário de precipitações pluviais em intervalos de cinco minutos no município de Fortaleza. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 30, p. 195-204, 2015.
- PETRONI, S. L. G.; PIRES, M. A. F.; MUNITA, C. S. Adsorção de zinco e cádmio em colunas de turfa. **Química Nova**, v. 23, n. 4, p. 477–481, 2000.
- PINTO, A. M. D. C. .Resíduos do processamento de sisal (*Agave sisalana*) como alternativa na remediação de solos contaminados com metais. 2022.
- RANI, S. *et al.* Biosorption of copper(II) ions using timber industry waste based biomass. **Rasayan Journal of Chemistry**, v. 12, n. 3, p. 1247–1261, 2019.
- RAJAIE, M. *et al.* Chemical forms of cadmium in two calcareous soil textural classes as affected by application of cadmium-enriched compost and incubation time. **Geoderma**, v. 136, n. 3–4, p. 533–541, 2006.
- R Core Team. (2022). R: A language and environment for statistical computing. Viena, Austria.

- RIZVI, A.; ZAIDI, A.; AMEEN, F.; AHMED, B.; ALKAHTANI, M. D. F.; KHAN, M. S. Heavy metal induced stress on wheat: phytotoxicity and microbiological management. *RSC Advances*, 2020.
- RODRIGUES, A. C. D. et al. Biosorption of Toxic Metals by Water Lettuce (*Pistia stratiotes*) Biomass. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 228, n. 4, 2017.
- SCRUCCA, L. (2013). GA: A Package for Genetic Algorithms in R. *Journal of Statistical Software*, 53(4), 1-37. URL <https://www.jstatsoft.org/v53/i04/>
- SANTOS, R. D. *et al.* Consumo e desempenho produtivo de ovinos alimentados com dietas que continham coprodutos do desfibramento do sisal [Intake and productive performance of sheep fed sisal coproducts based diets]. **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.**, v. 63, n. 6, p. 1502–1510, 2011.
- SANTOS, A. S. Dos. Evolução da contaminação do solo por metais tóxicos: O caso da Plumbum mineração e metalurgia LTDA, Santo Amaro, Bahia, Brasil. [s.l.] Universidade Federal da Bahia, 2020.
- SÃO PAULO. Decisão de diretoria nº 125/2021/E, de 09 de dezembro de 2021. 2021a. Disponível em: I – RELATÓRIO (cetesb.sp.gov.br)
- SEVERINO, L. S; LIMA, R. DE L. S. de; BELTRÃO, N. E. de M. Composição Química de Onze Materiais Orgânicos Utilizados em Substratos para Produção de Mudas. 2006.
- SHABAN, M. et al. Removal of Ammonia from Aqueous Solutions, Ground Water, and Wastewater Using Mechanically Activated Clinoptilolite and Synthetic Zeolite-A: Kinetic and Equilibrium Studies. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 228, n. 11, 2017.
- SILVA, O. R.R. Ferreira da; BELTRÃO, N. E. de Macêdo. **Agronegócio do sisal no Brasil**. Serviço de Produção de Informação, 1999.
- SILVA, M. G da. *et al.* Reduction of Cd²⁺ and Pb²⁺ Bioavailability in Contaminated Soil Treated with Sisal Residues (*Agave sisalana*). **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 234, n. 2, 2023.
- SILVA, K. M. Dema da. *et al.* Caracterização físico - química da fibra de coco verde para a adsorção de metais pesados em efluente de indústria de tintas. **Engvista**, v. 15, n. 1, p. 43–50, 16 nov. 2013.
- SILVA, J. L. B. Cruz da. *et al.* Biossorção de metais pesados: uma revisão. **Revista Saúde e Ciência**, n. 3, p. 137–149, 2014.
- SOUZA, Ana Kely Rufino; MORASSUTI, Claudio Yamamoto; DEUS, Warley Batista de. Poluição do ambiente por metais pesados e utilização de vegetais como bioindicadores. **Acta Biomédica Brasiliensia**, v. 9, n. 3, p. 95–106, 15 dez. 2018.

- SOUZA, M. N. et al. Revegetação, matéria orgânica e a sustentabilidade nos procedimentos de recuperação de solos degradados. 2023. 72–93.
- STADNIK, J.; GIUSTI, E. D.; BORGES, A. R. Investigation of the zero-charge point of orange biomass for further use as a metal biosorbent. **a Look At Development**, 2023.
- TAVARES, SR de L. Técnicas de remediação. **Embrapa Solos-Capítulo em livro científico (ALICE)**, 2013.
- TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. Manual de métodos de análise de solo. Embrapa, Distrito Federal, 2017.
- U.S. EPA. 1996. “Method 3050B: Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils,” Revision 2. Washington, DC.
- VALE. **Descubra a diferença entre minério, metal, minerais e rochas**. Rio de Janeiro, 2018.
- VELOSO, Venâncio de. L.V; DA SILVA, F.B.V; DOS SANTOS, N.M ; DO NASCIMENTO, C.W.A . Phytoattenuation of Cd, Pb, and Zn in a Slag-contaminated Soil Amended with Rice Straw Biochar and Grown with Energy Maize. **ENVIRONMENTAL MANAGEMENT**, v. 69, p. 1, 2021.
- VOLESKY, B. Detoxification of metal-bearing effluents: Biosorption for the next century. **Hydrometallurgy**, v. 59, p. 203–216, 2001.
- WANG, Y.; HUANG, K. Biosorption of tungstate onto garlic peel loaded with Fe(III), Ce(III), and Ti(IV). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 27, p. 33692–33702, 2020.
- YANG, T.; CHEN, M. L.; WANG, J. H. Genetic and chemical modification of cells for selective separation and analysis of heavy metals of biological or environmental significance. **TrAC - Trends in Analytical Chemistry**, v. 66, p. 90–102, 2015.