

CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS: EFEITOS NA PLANTA E FITORREMEIDAÇÃO

Data de aceite: 01/09/2023

Geórgia Peixoto Bechara Mothé

Universidade Estadual do Norte
Fluminense Darcy Ribeiro, CCT- Campos
dos Goytacazes – Rio de Janeiro
<https://orcid.org/0000-0002-6312-4751>

Guilherme Augusto Rodrigues de Souza

Universidade Estadual do Norte
Fluminense Darcy Ribeiro, CCTA
Campos dos Goytacazes – Rio de Janeiro
<https://orcid.org/0000-0001-8836-1203>

Weverton Pereira Rodrigues

Universidade Estadual da Região
Tocantina do Maranhão, CCANL
Estreito - Maranhão
<https://orcid.org/0000-0002-9137-474X>

Eliemar Campostrini

Universidade Estadual do Norte
Fluminense Darcy Ribeiro, CCTA
Campos dos Goytacazes – Rio de Janeiro
<https://orcid.org/0000-0002-1329-1084>

Allison Bezerra Oliveira

Universidade Estadual da Região
Tocantina do Maranhão UEMASUL
Imperatriz – Maranhão
<http://orcid.org/0000-0003-0320-5661>

RESUMO: O processo de industrialização ocorreu acompanhado do aumento do uso de recursos naturais neste processo, muitos dos quais são obtidos através de técnicas de mineração. Tanto o processo de industrialização quanto de mineração são alguns dos responsáveis pela crescente degradação ambiental observada nas últimas décadas, inclusive no estado do Maranhão, pois grande parte dos resíduos gerados nestes setores são descartados incorretamente gerando a contaminação e poluição do meio ambiente (solo, água, ar, etc.). Na indústria de minério de ferro, a deposição de materiais particulados pode resultar na contaminação no solo com metais pesados, dentre eles o Fe. Apesar de ser caracterizado como um micronutriente importante para as plantas, em concentrações muito altas o Fe pode resultar na contaminação e toxidez das plantas. Nestes casos, em que as concentrações de Fe e demais metais pesados no solo geram danos ao ambiente, é importante o uso de técnicas de mitigação de danos, a exemplo da fitorremediação. Para isso, é importante a seleção das melhores técnicas e do tipo de vegetação ideal para que o processo de fitorremediação seja eficiente e capaz de mitigar possíveis danos decorrentes da

mineração e indústria de ferro.

PALAVRAS-CHAVE: Metais pesados; mineração; fitorremediação.

HEAVY METALS CONTAMINATION: EFFECTS ON THE PLANT AND PHYTOREMEDIATION

ABSTRACT: The industrialization process was followed by an increase in the use of natural resources in this process, many of which are obtained through mining techniques. Both the industrialization and mining processes are some of those responsible for the increasing environmental degradation observed in recent decades, including in the state of Maranhão, as a large part of the waste generated in these sectors is incorrectly disposed of, generating contamination and pollution of the environment (soil, water, air, etc.). In the iron ore industry, the deposition of particulate matter can result in soil contamination with heavy metals, including Fe. Despite being characterized as an important micronutrient for plants, in very high concentrations Fe can result in contamination and toxicity of plants. In these cases, in which the concentrations of Fe and other heavy metals in the soil cause damage to the environment, it is important to use damage mitigation techniques, such as phytoremediation. For this, it is important to select the best techniques and the ideal type of vegetation so that the phytoremediation process is efficient and capable of mitigating possible damages resulting from mining and iron industry.

KEYWORDS: Heavy metals; mining; phytoremediation.

1 | INTRODUÇÃO

O crescente processo de industrialização que se estende desde meados do século XVIII até os dias atuais, apesar de suprir importantes demandas socioeconômicas, é tido como um dos principais responsáveis pela intensa degradação ambiental observada nas últimas décadas. Isso, porque a transformação de matérias-primas em bens manufaturados acarreta a produção de muitas substâncias orgânicas e inorgânicas indesejáveis, e muitas vezes tóxicas ao meio ambiente, que são descartadas incorretamente no solo, na água e/ou no ar, resultando na contaminação e poluição ambiental (Sumaira; Siddique, 2023)

A mineração ou extração de recursos de fontes naturais foi impulsionado pelo processo de industrialização e se consolidou como uma das atividades antrópicas que mais contribuiu para o processo de degradação ambiental, como tem sido observado no estado do Maranhão. O avanço deste setor e das práticas de produção e extração de minério de ferro, em especial, tem resultado em impactos diretos e indiretos pela emissão de diversos poluentes atmosféricos, entre eles os materiais sólidos particulados (MP). Estes MP's, além de gerar danos à saúde humana, podem comprometer a sobrevivência de espécies vegetais sensíveis a este nutriente mineral (Silva *et al.*, 2006; Neves *et al.*, 2009).

O material particulado (MP) está diretamente relacionado com o minério explorado, e os principais agentes poluentes encontrados na indústria de mineração de ferro são o pó de minério de ferro, um material particulado sólido (MSP_{Fe}), e o dióxido de enxofre

(SO₂), um material particulado gasoso emitido principalmente em atividades de combustão, transformando-se em partículas como resultado de reações químicas no ar (Lopes *et al.*, 2000). O dióxido de enxofre pode reagir com a água na atmosfera, e formar o ácido sulfúrico, o que pode ser depositado por meio da chuva ácida sobre a superfície dos vegetais. Os efeitos da chuva ácida somados à deposição de MSP_{Fe} sobre a vegetação possuem um efeito sinérgico, em que um potencializa o efeito do outro, levando às comunidades vegetais a uma nova situação antrópica de distúrbio (Kuki *et al.*, 2008).

Nos últimos anos, houve uma grande preocupação com o meio ambiente, e os possíveis impactos negativos provocados com a emissão de poluentes no solo. Na busca de alternativas para recuperar as áreas contaminadas por diversos compostos orgânicos e inorgânicos, tem-se optado por soluções que englobam eficiência na descontaminação, simplicidade na execução, tempo demandado pelo processo e menor custo. Estas alternativas de recuperação podem ser feitas por meio de vários métodos, tais como escavação, incineração, extração com solvente, oxirredução e outros que são bastante dispendiosos (Cunningham *et al.*, 1996). Alguns processos deslocam a matéria contaminada para local distante, causando riscos de contaminação secundária e aumentando ainda mais os custos com tratamento (Costa; Chaves, 2010). Portanto, métodos *in situ* são preferíveis, uma vez que, garantem menor perturbação ambiental e menores custos de implementação.

Entre os métodos de recuperação *in situ*, alguns dos processos de remediação são tidos como importantes, e consistem na melhoria ou recuperação de solos contaminados de forma natural, física, química e biológica, reduzindo a carga de contaminante, a concentração, a mobilidade ou a toxicidade deste contaminante em um determinado local (Sánchez-Castro *et al.*, 2023).

Uma estratégia na recuperação de áreas contaminadas com metais pesados é a fitorremediação, que visa indicar espécies promissoras para o processo de revegetação de áreas degradadas. Além disso, ela é caracterizada como uma tecnologia barata, com capacidade de atender uma maior demanda, e que apresenta um maior potencial de desenvolvimento (Yan *et al.*, 2020).

Um dos requisitos básicos para o sucesso de qualquer técnica de revegetação é a seleção de plantas tolerantes aos contaminantes. Além da extração de metais biodisponíveis no solo, a introdução de plantas em área contaminada melhora o aporte de material orgânico, aumenta a quantidade de raízes que contribuem para melhorar a estrutura, atenua processos erosivos e melhora o *habitat* para os microrganismos do solo (Khan *et al.*, 2000).

2 | CONTAMINAÇÃO DO SOLO

O solo é constituído por minerais e poros preenchidos por água e ar, além de matéria orgânica e organismos, e é caracterizado como um sistema capaz de sustentar a vida das

plantas na superfície da terra. A fração sólida do solo produtivo típico está formada por aproximadamente 5% de matéria orgânica, e 95% de matéria inorgânica. Quanto maior a quantidade de biomassa do solo, maior será o estoque de nutrientes, por meio do acúmulo de células microbianas, devido à degradação das células por morte ou predação (Araújo; Melo, 2010).

O solo é constituído por componentes minerais e orgânicos, e a composição é extremamente diversa, e heterogênea. Os principais elementos metálicos encontrados com maior frequência no solo são o Cu, Fe, Mn, Mo, Zn, Co, Ni, V, Al, Ag, Cd, Cr, Hg e Pb (WU *et al.*, 2021). Em virtude dessa relação, pode-se relatar que o solo pode ser considerado não-contaminado quando a concentração de um elemento ou substância de interesse ambiental é menor ou igual ao valor de ocorrência natural. Da mesma forma, pode-se dizer que quando esse elemento está em maior grau de concentração do que a ocorrência natural, este solo pode ser considerado contaminado. Assim, um solo contaminado é definido como um local cujo solo foi submetido a um dano ambiental significativo, que o impede de assumir as funções naturais ou legalmente garantidas (CETESB, 2005).

Os termos poluição e contaminação podem ser confundidos em função do uso no dia a dia, mas na área científica, estes termos são distintos. O termo contaminação é utilizado para designar uma substância química em uma amostra, sem que ela cause algum dano; já o termo poluição, é usado nos casos em que a presença da substância é danosa (Crathorne *et al.*, 1996).

Os poluentes ambientais podem ser definidos como substâncias químicas naturais ou sintéticas, que ao serem liberadas no ambiente apresentam efeitos indesejáveis aos seres vivos e ao equilíbrio dos ecossistemas (Appannagari, 2017). Dentre os diversos tipos de poluentes orgânicos, podem ser citados os inseticidas, os fungicidas e os herbicidas. Com relação os poluentes inorgânicos, neste grupo estão inseridos os metais como zinco, cádmio, mercúrio, cobre, alumínio, ferro e compostos como cianetos, sulfetos e material sólido particulado, entre vários outros (Kurwadkar *et al.*, 2020).

Por meio da intensificação das atividades industriais, agrícolas e de urbanização, a contaminação do solo com metais pesados é um problema crescente e responsável por sérios impactos ao ambiente. Uma das atividades que mais contribuem para a poluição do solo com esses agentes é a atividade de mineração e a indústria metalúrgica (Terrones-Saeta *et al.*, 2021). Nestes locais, a concentração desses elementos pode atingir valores tóxicos às plantas, ao solo e aos organismos do solo.

A atividade mineradora, quando comparada a outras fontes de degradação do ambiente, como a agricultura e a pecuária, afeta diretamente pequenas áreas. Contudo, os elementos solubilizados de rejeitos, se atingirem os cursos d'água, podem impactar negativamente as áreas localizadas a centenas de quilômetros da mineração (Artiola *et al.*, 2019). O solo contaminado acaba afetando as plantações, e os vegetais absorvem essas substâncias, que podem ser ingeridas pelos humanos e por outros animais. A extração de

ferro, por exemplo, e sua entrada na superfície e nos solos, decorrente das perdas durante os processos de mineração e industrialização do minério resulta no aumento do conteúdo de ferro na camada superficial dos solos, fazendo com que quantidades significativas de elementos contaminantes tornem-se tóxicas ao desenvolvimento vegetal (Zamotaev *et al.*, 2017).

3 | EFEITOS POSITIVOS DO Fe NA PLANTA

As plantas necessitam do nutriente mineral ferro (Fe) intracelular como catalisador para a síntese da clorofila, o qual está presente em uma série de enzimas fundamentais (Kroh; Pilon, 2020). A alta afinidade do Fe para formar complexos com vários ligantes (por exemplo, ácidos orgânicos e fosfatos) e a capacidade em alterar a valência são as duas características importantes que formam a base dos numerosos efeitos fisiológicos deste nutriente (Rai *et al.*, 2021). O Ferro pode estar disponível em duas formas de oxidação, a férrica (Fe^{2+}) e ferrosa (Fe^{3+}), e é um micronutriente importante para as plantas (Rai *et al.*, 2021)

O Fe é transportado via xilema até a parte aérea da planta. Quando incorporado nos cloroplastos, a translocação do Fe tem mobilidade bastante limitada, o que está de acordo com a observação de que os sintomas de deficiência deste micronutriente são restritos às brotações jovens. Entretanto, durante a senescência das folhas, há relatos de que o Fe pode ser translocado através do floema (Schmidt, 2003).

O Ferro tem importante função no metabolismo das plantas, como a capacidade de transferir elétrons, uma vez que este nutriente é reversivelmente oxidado de Fe^{+2} a Fe^{+3} (KROHLING *et al.*, 2016). O Fe é o componente de uma série de enzimas, a maioria das quais, participam de reações de oxirredução no metabolismo, e é essencial para a síntese de clorofila. As funções do ferro nos vegetais estão associadas ao crescimento e produtividade, fotossíntese, respiração, assimilação de nitrogênio e enxofre e na fixação biológica do nitrogênio (Krohling *et al.*, 2016). No metabolismo vegetal, o ferro está envolvido na fotossíntese, respiração mitocondrial, assimilação do nitrogênio, biossíntese hormonal (etileno, ácido giberélico e ácido jasmônico), produção e sequestro de espécies reativas de oxigênio e proteção contra patógenos (Krohling *et al.*, 2016).

Uma forma do Fe ser absorvido pela planta é por meio do material particulado depositado no solo, e sob determinadas concentrações pode ser benéfico ou até mesmo desencadear toxidez às plantas. O material sólido particulado de ferro (MSP_{Fe}) afeta as plantas, tanto por mecanismos físicos, como alterar o balanço de radiação, causar abrasão e aquecimento foliar, e prejudicar o controle estomático; ou por mecanismos químicos associados a lixiviação de nutrientes das folhas, alteração de pH, comprometendo assim o estado nutricional, e a microflora do solo (Grantz *et al.*, 2003).

4 | TOXICIDADE E ESTRESSE POR EXCESSO DE Fe NA PLANTA

Na planta, a toxicidade produzida por um metal vai depender da concentração do elemento no solo. Desta forma, a planta terá diferentes respostas ao mesmo metal. Há muitos graus de resistência à toxicidade dos metais como os mecanismos fisiológicos, a amplitude e a distribuição das espécies, e inclusive variedades e tipos dentro de uma mesma espécie (Barceló; Poschenrieder, 1992).

Frequentemente, a toxicidade das plantas ao ferro é encontrada nos solos que possuem pH muito baixo ou em solos com drenagem deficiente (Lapaz *et al.*, 2022). No solo, o excesso de ferro pode interferir na adsorção de manganês, zinco, cobre, fósforo, cobalto e cálcio (Schmidt, 2003), além de potencializar o estresse oxidativo, aumentando a produção de espécies reativas de oxigênio (EROs) (Lapaz *et al.*, 2022). As EROs podem ser altamente destrutivas, levando a severas lesões nos componentes celulares e a uma diversidade de alterações morfológicas, bioquímicas e fisiológicas (Huang *et al.*, 2019), como exemplo as alterações na fotossíntese, a inibição do crescimento, e a diminuição da concentração de clorofila (Lapaz *et al.*, 2022).

Algumas plantas possuem a capacidade de adaptar-se às condições adversas à sua sobrevivência, adquirindo mecanismos de tolerância. Uma maneira diferente que a planta tem de evitar a toxicidade é armazená-lo na forma de proteína ferritina (Connolly; Guerinot, 2002). Os estudos com espécies vegetais têm mostrado as plasticidades fisiológicas e anatômicas em função das condições ambientais de cultivo.

Os principais sintomas de toxidez por excesso de ferro são o bronzeamento das folhas, inicialmente as mais velhas, e a deposição de pigmentos marrons, podendo levar o retardo do crescimento, a baixa produtividade, e em casos mais severos, morte da planta (Lapaz *et al.*, 2022). A depender da espécie estudada, podem existir diferentes respostas as condições estressantes do acúmulo de ferro na planta (Adamski, 2011).

O ambiente poluído com material particulado pode alterar a fisiologia e a estrutura anatômica de folhas. As diferenças podem ocorrer na área foliar, peso seco, densidade estomática, área foliar específica, espessura do mesofilo e no teor de clorofila (Bujokas, 2001). Além disso, o MSP_{Fe} pode causar perdas em propriedades funcionais como a fotossíntese, a redução de biomassa, a reprodução e, em um grau mais severo de risco ambiental, podem interferir na distribuição de espécies numa determinada área, e consequentemente, na sucessão ecológica (Oliveira *et al.*, 2007).

Em função do intemperismo, o acúmulo do MSP_{Fe} no solo por meio do processo de percolação passa a ser um local para acondicionamento desses resíduos, tornando esse solo com altas concentrações de ferro em um solo contaminado. Isto é um sério problema para o crescimento de plantas, pois por mais que a fonte poluidora esteja distante, num raio de 40 km, as espécies vegetais podem apresentar necroses pontuais e aspectos cloróticos, e deposição do MSP_{Fe} na superfície foliar (Oliveira *et al.*, 2007). Por isso, o cultivo de

espécies tolerantes é importante nestas situações.

As adaptações das plantas aos ambientes poluídos mais descritas na literatura se referem às modificações que ocorrem nas folhas, pois este órgão é de rápido crescimento e renovação constante. Como consequência adaptativa, as folhas podem responder com alterações anatômicas à poluição, disponibilidade de água, temperatura, radiação e a concentrações de nutrientes (Menezes *et al.*, 2003).

5 | FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS POR Fe E OUTROS METAIS PESADOS

A biorremediação é o processo de tratamento que utiliza a ocorrência natural de microrganismos e/ou plantas para degradar substâncias toxicamente perigosas transformando-as em substâncias menos ou não-tóxicas. Este processo é um mecanismo de estímulo de situações naturais de biodegradação, para a limpeza de derramamentos de óleos, e tratamento de ambientes terrestres e aquáticos contaminados com compostos xenobióticos (substância sintética que polui o meio ambiente) (Sánchez-Castro *et al.*, 2023).

Dentre os inúmeros processos de biorremediação, a fitorremediação envolve o emprego de plantas associado a microbiota do solo e agentes amenizantes (corretivos, fertilizantes, matéria orgânica, etc.), além de práticas agrônômicas que, se aplicadas em conjunto, removem, imobilizam ou tornam os contaminantes inofensivos ao ecossistema (Yan *et al.*, 2020). A fitorremediação pode ser usada em solos contaminados com substâncias orgânicas ou inorgânicas, como metais (chumbo (Pb), Zinco (Zn), Cobre (Cu), Níquel (Ni), Mercúrio (Hg)); compostos inorgânicos (nitrito (NO_3^-), amônio (NH_4^+), Fosfato (PO_4^{3-})); elementos químicos radioativos (Urânio (U), Césio (Cs)); hidrocarbonetos de petróleo (BTEX); agrotóxicos; explosivos (TNT, DNT); solventes clorados (TCE, PCE); herbicidas (atrazine, bentazona, compostos clorados e nitroaromáticos); subprodutos tóxicos da indústria (PCPs, PAHs), entre outros (Cunningham *et al.*, 1996; Kafle *et al.*, 2022).

Essa técnica promove a degradação, a volatilização, a acumulação dos contaminantes e a estimulação da microbiota do solo e da rizosfera. A fitorremediação pode ser decorrente da assimilação direta dos contaminantes, e subsequente acumulação de metabólitos não-tóxicos nos tecidos vegetais. Estes compostos na planta estão associados a componentes estruturais, e do estímulo da atividade microbiana provocada pela planta. Nesta condição, por ação dos microrganismos, a planta pode liberar exsudatos que favorecem o aumento da mineralização do contaminante na região da rizosfera (Yan *et al.*, 2020; Kafle *et al.*, 2022).

A utilização desta técnica é baseada na seletividade natural ou desenvolvida, que algumas espécies exibem a determinados tipos de compostos ou mecanismos de ação. Esse fato é de ocorrência comum em espécies agrícolas e daninhas, tolerantes a certos herbicidas. A seletividade deve-se ao fato de que os compostos orgânicos podem ser

translocados para outros tecidos da planta e subsequentemente volatilizados; podem ainda estar submetidos a uma parcial ou completa degradação, ou ser transformados em compostos menos tóxicos, especialmente menos fitotóxicos, combinados e/ou ligados a tecidos das plantas (Accioly; Siqueira, 2000). Antes de serem isolados em vacúolos, ou ligarem-se a estruturas celulares insolúveis, como a lignina, a maioria dos compostos orgânicos parece estar submetida a algum grau de transformação nas células das plantas (Kafle *et al.*, 2022).

A fitorremediação apresenta seis funções básicas, entre elas a fitodegradação, fitoextração, rizofiltração, rizodegradação, fitoestabilização e fitovolatilização (Yan *et al.*, 2020; Kafle *et al.*, 2022; Raklami *et al.*, 2022). Estas funções podem ser consideradas exemplos destacados da ecofisiologia das plantas e das aplicações destes organismos na recuperação do meio ambiente.

- **Fitodegradação** - os contaminantes orgânicos são degradados ou mineralizados dentro das células vegetais por enzimas específicas.
- **Fitoextração** - envolve a absorção dos contaminantes pelas raízes, os quais são nelas armazenados, ou são transportados e acumulados na parte aérea. Esta técnica utiliza as plantas chamadas hiperacumuladoras, que tem a capacidade de armazenar altas concentrações de metais específicos.
- **Fitoestabilização** - os contaminantes orgânicos ou inorgânicos são incorporados à lignina da parede vegetal ou ao húmus do solo, precipitando os metais sob formas insolúveis, sendo posteriormente aprisionados na matriz. Essa técnica objetiva evitar a mobilização do contaminante e limitar a difusão no solo, por meio de uma cobertura vegetal.
- **Fitoestimulação** - as raízes em crescimento (extremidades e ramificações laterais) promovem a proliferação de microrganismos degradativos na rizosfera, que usam os metabólitos exudados da planta como fonte de carbono e energia. Além disso, as plantas podem secretar enzimas biodegradativas. A aplicação da fitoestimulação limita-se aos contaminantes orgânicos.
- **Fitovolatilização** - ocorre por meio da ascensão e transpiração do poluente pela planta e a liberação do poluente é feita para a atmosfera, na forma original ou modificada. Este mecanismo é empregado também para compostos orgânicos.
- **Rizofiltração** - as plantas terrestres absorvem, concentram e/ou precipitam os contaminantes de um meio aquoso, particularmente metais pesados ou elementos radiativos, por meio do sistema radicular.

6 | SELEÇÃO DE PLANTAS DESTINADAS À FITORREMEDIAÇÃO

Para as plantas destinadas à fitorremediação é desejável que elas possuam algumas características que devam ser usadas como indicativos para sua seleção. As

características destas plantas estão associadas a capacidade de absorção, concentração e/ou metabolização e tolerância ao contaminante; retenção do contaminante nas raízes (no caso da fitoestabilização, como oposto à transferência para a parte aérea, evitando a manipulação e disposição); apresentar sistema radicular profundo e denso; alta taxa de crescimento e produção de biomassa; capacidade transpiratória elevada (especialmente em árvores e plantas perenes); fácil colheita quando necessária a remoção da planta da área contaminada; elevada taxa de exsudação radicular; resistência a pragas e doenças; fácil controle ou erradicação; elevado crescimento em ambientes diversos; e ocorrência natural em áreas poluídas, que é um fator importante na identificação (Kafle *et al.*, 2022).

A espécie *Ricinus communis*, por exemplo, comumente conhecida como mamoneira é uma planta de fácil ocorrência no Brasil e com grande potencial de uso na fitorremediação de solos contaminados. Isto porque, é uma espécie rústica, que se adapta a ambientes impactados e de solo pobre, possui uma estratégia de dispersão eficiente e tem apresentado tolerância a metais pesados (Rosenfield, 2007). As mamoneiras podem ser utilizadas como fitorremediadoras, utilizando o processo de fitoextração, devido ao seu potencial hiperacumulador (Lima *et al.*, 2010).

Portanto, a seleção das espécies a serem utilizadas em processos de fitorremediação é de extrema importância para que a aplicação da técnica seja efetiva na eliminação de substâncias tóxicas e descontaminação ambiental. Apesar das inúmeras espécies com potencial de uso devido à sua capacidade de hiperacumulação, muitas delas podem apresentar crescimento lento e acúmulo de biomassa baixo, além de baixa tolerância a metais pesados (Oladoye *et al.*, 2022). Estudos recentes têm demonstrado que com o avanço das abordagens ômicas a seleção de espécies destinadas à fitorremediação pode se tornar cada vez mais facilitada (Yadav *et al.*, 2023).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com o avanço das atividades de mineração, o descarte e deposição de resíduos e rejeitos da indústria de minério de ferro no solo aumentam o risco de ocorrência de contaminação e/ou poluição do solo por metais pesados. Este processo de contaminação impacta diretamente o crescimento de plantas e a possibilidade de revegetação de áreas degradadas pelo processo de mineração. Portanto, a implementação de técnicas de biorremediação, especialmente a fitorremediação, é uma importante aliada no controle da contaminação do solo, e em muitos casos, da água subterrânea. Para que o emprego da técnica seja eficiente é importante a seleção de espécies vegetais que sejam tolerantes aos metais depositados no solo, e que estas espécies tenham plena capacidade de possibilitar o acúmulo ou mineralização destes resíduos, a partir da sua interação com microrganismos do solo. Assim, a aplicação da técnica pode tornar-se eficiente, possibilitando a redução de danos ambientais decorrentes da mineração e indústria metalúrgica.

REFERÊNCIAS

- ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. **Tópicos em ciências do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciências do solo, 200. v. 1. p. 299-352.
- ADAMSKI, J. M. **Respostas morfofisiológicas de *Ipomoea batatas* L. em função da concentração de ferro**. Dissertação. Universidade Federal de Pelotas, Programa de Pós-Graduação em Fisiologia Vegetal. 64p, 2011.
- APPANNAGARI, D. R. R. Environmental Pollution Causes and Consequences: A Study. **North Asian International Research Journal of Social Science & Humanities**, v. 3, n. 8, pág. 151-161, 2017.
- ARAÚJO, A. S. F.; MELO, W. J. Soil microbial biomass in organic farming system. **Ciência Rural**, v. 40, p. 2419-2426, 2010.
- ARTIOLA, J. F.; WALWORTH, J. L.; MUSIL, S. A.; CRIMMINS, M. A. **Soil and land pollution**. In: Environmental and pollution science. Academic Press, p. 219-235. 2019.
- BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C. H. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. **Suelo y Planta**, Madrid, v. 2, p. 345-361, 1992.
- BUJOKAS, M. W. **O impacto da poeira de cimento em *Schinus terebinthifolius* Raddi**. Curitiba, 2001. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.
- CRATHORNE, B.; DOBBS, A. J.; REES, Y. Chemical pollution of aquatic environment by priority pollutants and its control. In: HARRISON, R. M. (Ed.) **Pollution causes, effects, and control**. 3.ed. London: The Royal Society of Chemistry, 1996.
- COSTA, C. M. DA; CHAVES, E. V. Atividade fitorremediadora da espécie *Melissa officinalis* em solo contaminado por chumbo. **Anais...Congresso norte-nordeste de pesquisa e inovação**, Maceió - Alagoas 2010
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de atendimento a acidentes ambientais em postos e sistemas retalhistas de combustíveis**. 1984 a 2004. 2005. 23p. Série Relatórios / Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo, 2005. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em 28/07/2023.
- CONNOLLY, E. L.; GUERINOT, M. L. Iron stress in plants. **Genome biology**, v.2, p.1-4, 2002.
- CUNNINGHAM, S. D.; ANDERSON, T. A.; SCHWAB, A. P.; HSU, F. C. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. **Advance in Agronomy**, New York, V. 56, P. 55-114, 1996.
- GRANTZ D. A, GARNERB J. H. B, JOHNSON D. W. Ecological effects of particulate matter. **Environment International**, v. 29, p. 213–239, 2003.
- HUANG, H.; ULLAH, F.; ZHOU, D. X.; YI, M.; ZHAO, Y. Mechanisms of ROS regulation of plant development and stress responses. **Frontiers in plant science**, v. 10, p. 800, 2019.

- KHAN, A. G.; KUEK, C.; CHAUDHRY, T. M.; KHOO, C. S.; HAYES, W. J. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. **Chemosphere**, v.21, p.197-207, 2000.
- KROH, G. E.; PILON, M. Regulation of iron homeostasis and use in chloroplasts. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 21, n. 9, p. 3395, 2020.
- KROHLING, C. A.; EUTRÓPIO, F. J.; BERTOLAZI, A.A.; DOBBSS, L.B.; CAMPOSTRINI, E.; DIAS, T.; RAMOS, A.C. Ecophysiology of iron homeostasis in plants. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 62, n. 1, p. 39-47, 2016.
- KUKI, K. N.; OLIVA, M. A.; PEREIRA, E. G.; COSTA, A. C.; CAMBRAIA, J. Effects of simulated deposition of acid mist and iron ore particulate matter on photosynthesis and the generation of oxidative stress in *Schinus terebinthifolius* Raddi and *Sophora tomentosa* L. **Science of the Total Environment**, v.403, p.207-214, 2008.
- KURWADKAR, S.; KANEL, S. R.; NAKARMI, A. Groundwater pollution: Occurrence, detection, and remediation of organic and inorganic pollutants. **Water Environment Research**, v. 92, n. 10, p. 1659-1668, 2020.
- LAPAZ, A.M.; YOSHIDA, C. H. P.; GORNI, P.H.; FREITAS-SILVA, L. D.; ARAÚJO, T. D. O.; RIBEIRO, C. Iron toxicity: effects on the plants and detoxification strategies. **Acta Botanica Brasilica**, v. 36, p. e2021abb0131, 2022.
- LIMA, A. M de.; **Avaliação do potencial fitorremediador da mamona (*Ricinus communis* L.) e girassol (*Helianthus annuus* L.) quanto à remoção de chumbo e tolueno em efluentes sintéticos.** Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 2010.
- LOPES, A. S.; OLIVA, M. A.; MARTINEZ, C. A. Impacto das imissões de dióxido de enxofre e deposição de material particulado de ferro em espécies vegetais de restinga: avaliação ecofisiológica. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; PASCHOAL, C. M. R.; ROCHA, O.; BOHRER, M. B. C.; OLIVEIRA NETO, A. L. (eds), **Ecotoxicologia - Perspectivas para o século XXI**. RiMa Artes e Textos, São Carlos, p 53-71, 2000.
- MENEZES N. L.; SILVA D. C.; PINNA G. F. M. Folha. In: PAOLI, A. et al. **Anatomia Vegetal**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2003.
- NEVES, N. R.; OLIVA M. A.; CENTENO, D. C.; COSTA, A. C.; RIBAS, R. F.; PEREIRA, E. G. Photosynthesis and oxidative stress in the restinga plant species *Eugenia uniflora* L. exposed to simulated acid rain and iron ore dust deposition: Potential use in environmental risk assessment. **Science of Total Environment**, v. 407, p. 3740-3745, 2009
- OLADOYE, P. O.; OLOWE, O. M.; ASEMOLAYE, M. D. Phytoremediation technology and food security impacts of heavy metal contaminated soils: A review of literature. **Chemosphere**, v. 288, p. 132555, 2022.
- OLIVEIRA, C. R. M.; OLIVA, M. A.; E PEREIRA, E. G. Efeito do Material particulado de Ferro no Teor de Pigmentos de *Schinus terebinthifolius* Raddi. **Revista brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 2, p. 681-683, 2007.
- RAI, S.; SINGH, P. K.; MANKOTIA, S.; SWAIN, J.; SATBHAI, S. B. Iron homeostasis in plants and its crosstalk with copper, zinc, and manganese. **Plant Stress**, v. 1, p. 100008, 2021.

RAKLAMI, A.; MEDDICH, A.; OUFDOU, K.; BASLAM, M. Plants - Microorganisms-based bioremediation for heavy metal cleanup: Recent developments, phytoremediation techniques, regulation mechanisms, and molecular responses. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 23, n. 9, p. 5031, 2022.

ROSENFELD, M. F.; AZZOLINI M.; PORTO, M. L. E RODRIGUES, G. G. Influência dos resíduos carboníferos na decomposição de *Ricinus communis* L. Nota científica, **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 690-692, 2007

SÁNCHEZ-CASTRO, I.; MOLINA, L.; PRIETO-FERNÁNDEZ, M. A.; SEGURA, A. **Past, present and future trends in the remediation of heavy-metal contaminated soil-Remediation techniques applied in real soil-contamination events**. Heliyon, 2023.

SCHMIDT, W. Iron solutions: acquisition strategies and signaling pathways in plants. **Trends in plant science**, v.8, p.188-193, 2003.

SILVA L. C. D.; OLIVA M. A.; AZEVEDO A. A.; ARAÚJO J. M. Responses of restinga plant species to pollution from an iron pelletization factory. **Water Air Soil Pollut.**, v. 17, p. 241–56, 2006.

SUMAIRA; SIDDIQUE, H. M. A. Industrialization, energy consumption, and environmental pollution: evidence from South Asia. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 2, p. 4094-4102, 2023.

TERRONES-SAETA, J. M.; SUÁREZ-MACÍAS, J.; BERNARDO-SÁNCHEZ, A.; ÁLVAREZ DE PRADO, L.; MENÉNDEZ FERNÁNDEZ, M.; & CORPAS-IGLESIAS, F. A. Treatment of Soil Contaminated by Mining Activities to Prevent Contamination by Encapsulation in Ceramic Construction Materials. **Materials**, v. 14, n. 22, p. 6740, 2021.

WU, W.; LI, Y.; YAN, M.; YANG, L.; LEI, J.; LIU, H. B. Surface soil metal elements variability affected by environmental and soil properties. **Plos one**, v. 16, n. 7, p. e0254928, 2021

YADAV, R.; SINGH, G.; SANTAL, A. R.; SINGH, N. P. Omics approaches in effective selection and generation of potential plants for phytoremediation of heavy metal from contaminated resources. **Journal of Environmental Management**, v. 336, p. 117730, 2023.

YAN, A., WANG, Y., TAN, S. N., MOHD YUSOF, M. L., GHOSH, S., CHEN, Z. Phytoremediation: a promising approach for revegetation of heavy metal-polluted land. **Frontiers in Plant Science**, 11, 359, 2020

ZAMOTAEV, I. V.; IVANOV, I. V.; MIKHEEV, P. V.; BELOBROV, V. P. Transformation and contamination of soils in iron ore mining areas (a review). **Eurasian Soil Science**, v. 50, p. 359-372, 2017.