

Potencial fitorremediador de *Ricinus communis* L. em solo contaminado por ferro, nas minas do Camaquã- RS

Phytoremediation potencial of *Ricinus communis* L. in a iron-contaminated soil from Minas do Camaquã - RS

Caroline Wagner^{1*}, Thiago Henrique Lugokenski¹, Maria Carolina Ferreira da Silva¹, Ana Helena Karsburg¹, Ana Julia Lopes de Oliveira Strelow¹

RESUMO

As atividades de mineração contribuem com a contaminação do solo, água e ecossistemas, e a falta de cobertura vegetal em extensas áreas afetadas por rejeito podem levar a casos extremos de degradação ambiental. Para recuperação destas áreas a fitorremediação é uma técnica de destaque, que se vale do uso de plantas para recobrir, estabilizar e/ou absorver os contaminantes. Assim, este trabalho objetiva avaliar o potencial fitorremediador da espécie *Ricinus communis* L. (Mamona), *ex situ*, em solo contaminado por rejeito de minério de Ferro, oriunda da localidade de Minas do Camaquã, distrito de Caçapava do Sul, RS. Foram avaliados parâmetros de crescimento, alterações fisis-morfológicas e potencial de fitoextração da espécie *Ricinus communis* cultivadas em diferentes solos em 90 dias de crescimento. Os grupos submetidos à solos contaminados por rejeito não exibiram sintomas de toxidez, e apresentaram parâmetros de crescimento normais ou até positivos quando comparadas ao solo controle. Apesar de a espécie não ter demonstrado bioacumulação significativa, teve fatores de translocação e bioacumulação positivos. Desse modo, a *Ricinus communis* se mostrou promissora como fitorremediadora para a área em estudos.

Palavras-chave: Rejeito Mineração; Fitorremediação; *Ricinus communis*;

ABSTRACT

Mineral extraction activities contribute with the contamination of soil, water and ecosystems, and the lack of vegetal cover in discard sites can lead to extreme environmental degradation. For the recovery of this sites the phytoremediation is a standout technique, which uses plants to recover, stabilize and/or absorb contaminants. Thus, this work has the purpose of assess the phytoremediator potencial of *Ricinus communis* L., *ex situ*, in a iron-contaminated soil with mineral reject, from the Minas do Camaquã – RS location. We evaluated the growing patterns, the physio-morphological alterations and the direct phytoextraction potencial of *Ricinus communis* cultivad in soils of diferent colection points, during 90 days of growing. The groups submitted to reject-contaminated soil do not show any sign of toxicity, and present normal growing parameters when compared to the control. Also, this specie does not presente direct bioacumulation effect, but had positive Translocation and Bioacumulation Factors. So, we concluded that *Ricinus communis* has great potencial for use in phytoremediation due its high tolerance to the conditions presente in the tested soil, as well as its potencial to bioacumulation.

Keywords: Mineral Reject; Phytoremediation; *Ricinus communis*

¹ Universidade Federal do Pampa

Email: carolinewagner@unipampa.edu.br

INTRODUÇÃO

A atividade de mineração provoca mudanças visíveis na paisagem, alterando significativamente a estética e a biodiversidade local, caracterizada como de elevado potencial de degradação. A mineração subterrânea ou a céu aberto promove a remoção da vegetação, do solo e das camadas geológicas, sobrejacentes ou intercaladas ao minério de interesse, o que muda a topografia permanentemente e interrompe o regime hidrológico superficial e subsuperficial (SHRESTHA; LAL, 2011).

Além disso, limitações ou ineficiências no gerenciamento e no controle de poluentes em quaisquer das etapas da mineração podem contribuir para a redução da qualidade do solo (FU et al., 2011). Segundo Duarte (2008) as barragens de contenção de rejeitos geralmente retêm materiais sólidos e água que podem ser considerados contaminantes, se liberados para o meio ambiente. As ações antrópicas são responsáveis por adições de até 1,16 milhões de toneladas de metais por ano em ecossistemas terrestres e aquáticos no mundo todo (NRIAGU; PACYNA, 1988). No Brasil, a mineração de níquel, ouro, ferro e de outros metais de interesse comercial, têm contribuído com a liberação de rejeitos que se constituem como uma das principais formas de contaminação do solo e da água por metais pesados (GUILHERME et al., 2005). Grandes esforços têm sido feitos para integrar conhecimentos que facilitem a reabilitação de solos contaminados com metais pesados e, assim, possibilitar o retorno da funcionalidade e estabilidade do ecossistema (ANDRADE, 2009).

Especificamente na região de abrangência do presente trabalho, a localidade de Minas do Camaquã, distrito do município de Caçapava do Sul, apresentou atividade mineradora bastante ativa que data do início do século XX (GRAZIA; PESTANA, 2005). Uma antiga área de mineração de cobre, atualmente apresenta altos níveis de contaminação deixados pelos rejeitos, onde por mais de um século, houve a extração de minérios em vários ciclos intermitentes de exploração, e boa parte dos efluentes e rejeitos da atividade mineira foram lançados diretamente nos solos e arroios da região (LAYBAUER, 1995; LAYBAUER; BIDONE, 1998).

Várias técnicas para remediação de áreas degradadas pela mineração vêm sendo desenvolvidas e consolidadas, uma que está em grande destaque é a biorremediação. Esta técnica de despoluição de ambientes é baseada na aceleração do processo natural de biodegradação, ou na bioacumulação de determinadas substâncias no meio ambiente (DINARDI, 2003).

Dentro da biorremediação temos a fitorremediação que pode ser usada em solos contaminados com substâncias orgânicas ou inorgânicas, como metais pesados, elementos contaminantes, hidrocarbonetos de petróleo, agrotóxicos, explosivos, solventes clorados e subprodutos tóxicos da indústria (CUNNINGHAM et al., 1996). O uso desta técnica remediadora é usual e econômico, na qual uma espécie de planta bioacumuladora é empregada para a remoção do agente tóxico em questão. Sob o termo fitorremediação existem diferentes técnicas com objetivos específicos, destacando-se a fitoextração que consiste na extração do metal do solo e acúmulo, preferencialmente, na parte aérea da planta (NASCIMENTO; XING, 2006) e a fitoestabilização, que se baseia no acúmulo do metal nas raízes da planta.

O acúmulo do metal nas plantas, junto ao crescimento destas, é influenciado por diversos fatores, tais como o Potencial Hidrogeniônico (pH), a condutividade elétrica (CE), a mobilidade do metal, e por condições ambientais diversas, como temperatura, luz, umidade gravimétrica (Ug) e fluxo de ar (MA et al., 2011; SINHA et al., 2007). Bem como os mecanismos de absorção, distribuição e o acúmulo destes metais na partes da espécie: raiz, caule e folha (BRIAT; LEBRUN, 1999) podem auxiliar na escolha de plantas com potencial fitorremediador.

Em estudo recente Kiran e Prasad (2017) avaliaram a eficiência da espécie *Ricinus communis* conhecida como Mamona, em uma área industrial de Hyderabad, cidade da Índia, onde os solos e a planta possuíam altas concentrações de metais como cádmio (Cd), chumbo (Pb), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), fósforo (P). A tendência de acúmulo desses metais na planta foi decrescente, $Fe > Zn > Mn > Pb > Cd$, sendo encontrados em diferentes partes, visando a espécie como boa fitorremediadora.

Poucas são as informações na literatura sobre os efeitos do excesso de Fe em espécies vegetais tropicais e sua absorção, acúmulo e toxicidade, e como estas poderão contribuir para a fitorremediação do ferro em ambientes contaminados (JUCOSKI, 2011). Assim como estudos relacionados à Mamona, seu crescimento e alterações fisiomorfológicas em contato com solo contaminado por rejeito de minério, também são escassos na literatura.

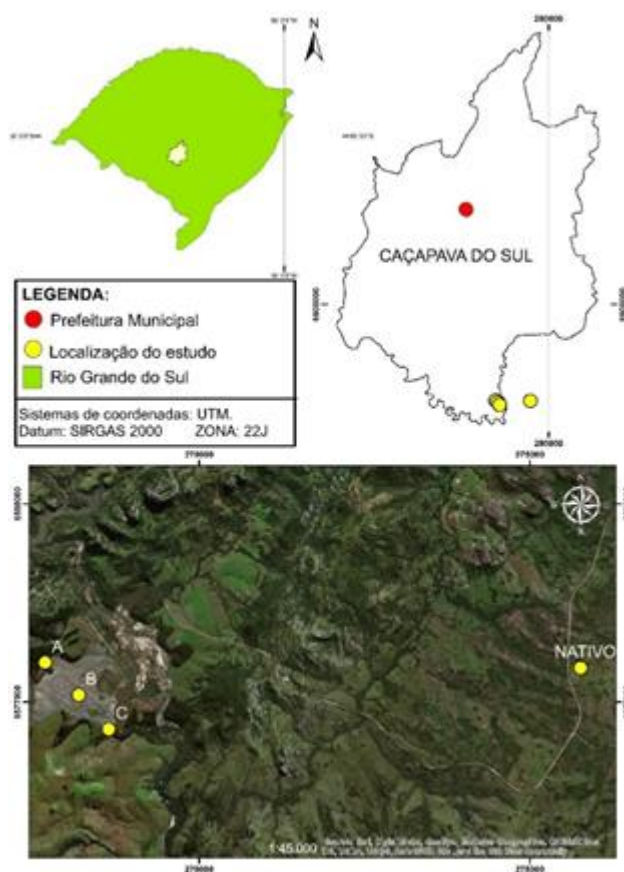
O presente trabalho tem como objetivo avaliar o potencial da *Ricinus communis*, *ex situ*, em solo contaminado por Fe^{2+} proveniente de rejeito de mineração. O local de estudos conta com uma extensa área degradada (área total: 122,28 ha), em Minas do Camaquã, próximo à Caçapava do Sul, RS.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

O local do estudo, Minas do Camaquã, é distrito de Caçapava do Sul que se encontra à 70 km de distância da mesma, o clima é quente e temperado. Existe uma pluviosidade significativa ao longo do ano em Minas do Camaquã. Segundo Köppen e Geiger o clima é classificado como Cfa. A área em estudo apresenta pouca cobertura vegetal onde há o mínimo de desenvolvimento de diferentes espécies e vasta degradação do solo- rejeito.

Figura 1 - Mapa com a Localização da área de estudo e pontos de coleta.



Fonte: Autora, 2022.

Coleta do solo

Todas as amostras de solo foram coletados de 0-20 cm de profundidade, em três pontos (A, B e C) foram coletadas amostras de rejeito, com coordenadas: 22J 30267673 e UTM7797; 22J 0268180 e UTM 6577107, 22J 39267663 e UTM 65 76588,

respectivamente. Um quarto ponto foi determinado sendo o ponto de coleta do solo nativo (N) com coordenada: 22J 275639 e 6577431, distante do terceiro ponto da bacia de rejeito.

Preparação das amostras de solo

Após a coleta foi realizado o processo de quarteamento, segundo Góes (2004), dividiu-se uma porção de cada amostra em quatro setores iguais e novamente em duas novas pilhas. Após esse processo de quarteamento, as amostras foram secas em estufa com temperatura de 40°C, por 8 horas, e posteriormente as amostras foram pesadas para uso nas análises químicas e para a semeadura da espécie teste.

Análises químicas do Solo

A quantificação da concentração de ferro nas amostras de solo, foi baseada no método: Ferro no extrato sulfúrico, do Manual de Solos da Embrapa (1997), onde para cada amostra foi solubilizado 1,000 g de solo em 20 mL de Ácido Sulfúrico (H_2SO_4) (diluído em água 1:1) e colocados em balão para ferver durante meia hora, usando condensador de refluxo. Após deixar esfriar, adicionou-se 50 mL de água, filtrou-se e aferiu-o em balão de 100 mL. O filtrado foi utilizado para as determinações de ferro, sendo usado 2 mL da solução, 1 mL de Ácido Nítrico $HN_3(3M)$, e 2 mL de Tiocianato de Amônio $SCN(2M)$. Posteriormente, foram lidas no espectrofotômetro Uv-V em comprimento de onda de 480 nm, utilizando como padrão, a curva de calibração feita com solução estoque de Ferro (III) nas concentrações de 1 mg/L, 2mg/L e 4 mg/L.

Para a análise qualitativa das amostras foi usado a técnica de espectroscopia por Raio-X. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e enviadas para a análise com o Espectrômetro de Raio X (Modelo S1turboSD), no Laboratório de Lavra e Tratamento de Minérios (LATRAM) da UNIPAMPA.

Propriedades Físico-químicas do solo

As propriedades físicas e químicas do solo foram avaliadas antes da semeadura da mamona, sendo as três análises baseadas no Manual de Métodos de Análises de Solos da EMBRAPA (1997).

Para analisar o pH foi utilizado a medição por Potenciômetro. Foi pesado 20 g de cada amostra de solo seca, adicionado 20 mL de água destilada. Após agitação por 30 minutos, foi lida no potenciômetro. Para a determinação dos sais solúveis nos solos foi utilizado o mesmo extrato solubilizado na determinação do pH e lido em Condutivímetro digital. Para a análise de umidade gravimétrica, foi pesada uma amostra de cada um dos

4 pontos de solo coletados, e determinado o peso da amostra úmida de cada solo. Depois, a mesma amostra foi transferida para estufa à 100°C, deixando nesta condição durante 24 horas. Após o tempo de estufa, a amostra foi pesada novamente para se obter o peso da amostra seca. Para o cálculo de umidade gravimétrica foi utilizado a seguinte equação (1):

$$\text{Umidade gravimétrica} = \frac{100 \times (a - b)}{b} \quad (1)$$

Onde a = peso da amostra úmida (g);
b = peso da amostra seca (g).

Análises na espécie *Ricinus Communis L.*

Grupos experimentais

A espécie utilizada neste estudo, foi *Ricinus communis L.* também conhecida como Mamona, as mesmas são de origem AL Guarany. A Mamona foi cultivada através de sementes, com a introdução de 6 sementes por vaso (1 kg de solo/vaso). O experimento foi conduzido com quatro grupos experimentais principais, com solos coletados dos pontos A, B e C, e do solo controle aqui nomeado como solo Nativo (grupo N). Além destes, devido às grandes concentrações de metal encontrados no solo, optamos por fazer solos proporcionais para garantir o crescimento da mamona, utilizando o solo C como solo contaminado, de acordo com a tabela abaixo:

Grupo Experimental	Solo Nativo (em gramas)	Solo Ponto C (em gramas)	Porcentagem Solo Contaminado
P1	100	900	10%
P2	250	750	25%
P3	750	250	75%
P4	500	500	50%

Nos grupos controle e contaminados de todos os pontos, foram semeados 8 vasos (n=8) contendo 1 kg de solo nativo. Já para os grupos P1, P2, P3 e P4 foram semeados 4 vasos nas mesmas condições (n=4).

As análises do crescimento e concentração de ferro pela planta foram realizadas ao final de 90 dias após a semeadura (90 D).

Análise Fisio-morfológica

A avaliação fisio-morfológica foi realizada em 45 e 90 dias e foi avaliada segundo Kotz (2012) às dimensões lineares: altura da planta (ALT), diâmetro do caule (DC), tamanho da raiz principal (TRP). E as unidades estruturais foram acompanhadas a partir da contagem de unidades morfológicas e anatômicas (folhas e raízes). Esta utilizada para detectar diferenças entre os tratamentos estabelecidos pelo ambiente (PEIXOTO et. al., 2004).

Teores de Ferro nos tecidos vegetais

Após 90 dias da semeadura da *Ricinus communis*, foram avaliadas as concentrações de ferro nos diferentes órgãos: raiz, caule e folha. Sendo que na primeira parte do experimento de digestão do vegetal, foi utilizado 0,5 g de material vegetal seco e moído adicionado a 4,0 mL de HNO₃ (65%). A mistura ficou em repouso por aproximadamente 12 horas para digestão, após, foi aquecida gradativamente até 120°C (em chapa aquecedora), até o extrato se apresentar incolor. Após esfriar, o volume foi completado até 100ml, com água deionizada. Depois do preparo do extrato, 2 ml da amostra foi adicionada a 1 mL de HNO₃ (3M) e 2 mL de SCN (Tiocianato de Amônio) (2M) em tubos Falcon, para quantificar cada amostra em Espectrofotômetro UV-Vis, lidos em 480 nm, utilizando curva de calibração, realizada com solução estoque de Ferro (III), com concentrações variando de 0,5 mg/L à 10 mg/L. Este experimento foi uma adaptação do método: Solubilização Nítrico Perclórica, do Manual de Análise de Tecido Vegetais da EMBRAPA (1997).

Fatores de fitorremediação

O acúmulo de metais nas porções dos vegetais foi avaliado por dois indicadores. O fator de bioconcentração (FBC), que relaciona a concentração do metal na raiz com a concentração acumulada no total da porção do vegetal (raízes, caule e folhas) equação 2. E o Fator de translocação (FT), que representa a capacidade do vegetal em deslocar o elemento do sistema radicular para a parte aérea (Equação 3) (PINTO, 2016).

$$FBC = \frac{[\circ] \text{Metal total planta}}{[\circ] \text{Metal raiz}} \quad (2)$$

$$FT = \frac{[\circ] \text{Metal nas folhas}}{[\circ] \text{Metal na raiz}} \quad (3)$$

Análise estatística

A análise estatística foi realizada pelo programa Graphpad, por meio do teste ANOVA de uma via. Quando a diferença de significância foi observada entre os

tratamentos ($P \leq 0,05$), foram realizadas pós teste com o teste de Dunnett ($p < 0,05$) e Bartlett's ($p < 0,0001$).

RESULTADOS

Conforme podemos verificar na tabela 1 os valores de potencial hidrogênionico (pH) cresceram à medida que a condutividade elétrica (CE) aumentou simultaneamente com a concentração de Fe das amostras de solo. Nascimento (2015) reforça que o aumento de CE esta correlacionado com o aumento de sais solúveis na solução do solo.

No solo nativo, foram encontrados valores médios de pH= 5,58, CE= 45,6 $\mu\text{s cm}^{-1}$, já no solo do Rejeito C, foram encontrados valores de pH=8,22, CE= 101,6 $\mu\text{s cm}^{-1}$. Em relação a umidade gravimétrica do solo, o Ra mostrou-se mais úmido que os demais, como o solo do Rejeito C com Ug= 1,05%.

Chandra (2015), encontrou em solo contaminado por lodo de destilaria (com metais pesados) valores para pH igual à 8,0, CE= 2.292 $\mu\text{s cm}^{-1}$ médio no solo antes da utilização de Mamona para descontaminação do solo. Andrezza (2015) analisou fatores físico-químicos de solo de viticultura, de rejeito de cobre das Minas Camaquã e um solo nativo do local, para utilização dos mesmos para fitorremediação. Sua análise foi de pH para o rejeito de cobre de 7,9 e para o solo nativo 5,8.

Tabela 1 - Valores médios físico-químicos e de concentração de Fe das amostras de solo.

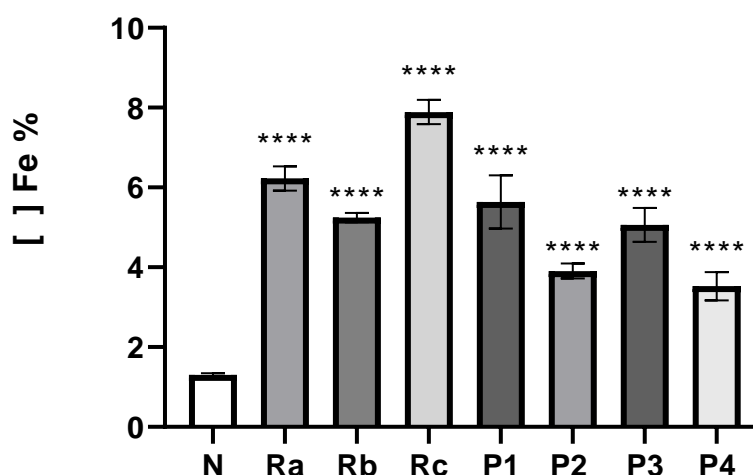
Amostra	pH	CE	Mumida g	Mseca g	Ug %
N	5,58	45,6	21,3103	20,6797	3,0494
Ra	6,76	93,9	20,9416	20,0683	4,3516
Rb	7,75	65,9	21,5047	17,7295	2,2933
Rc	8,22	101,6	21,0042	20,7845	1,0570

Sabe-se que condições de pH acima de cinco se reduz a mobilidade de metais pesados no solo, sendo desfavorável ao crescimento de plantas por tornar alguns micronutrientes, menos biodisponíveis (BARROS et al., 2011). No entanto como veremos a seguir o pH elevado do solo, no geral não influenciou no crescimento da *Ricinus communis* em 90 dias de experimento. De acordo com a Embrapa (2006), O ideal para o cultivo da mamona é que o solo tenha pH próximo da neutralidade, sendo tolerado o pH na faixa de 5,5 à 8,0, sem prejuízo drástico à planta.

Além disso, quando pH for acima de 8,0, pode ter influenciado na capacidade de bioacumular o Ferro, pois micronutrientes como manganês e zinco são pouco assimiláveis ao vegetal, também interferindo em seu desempenho.

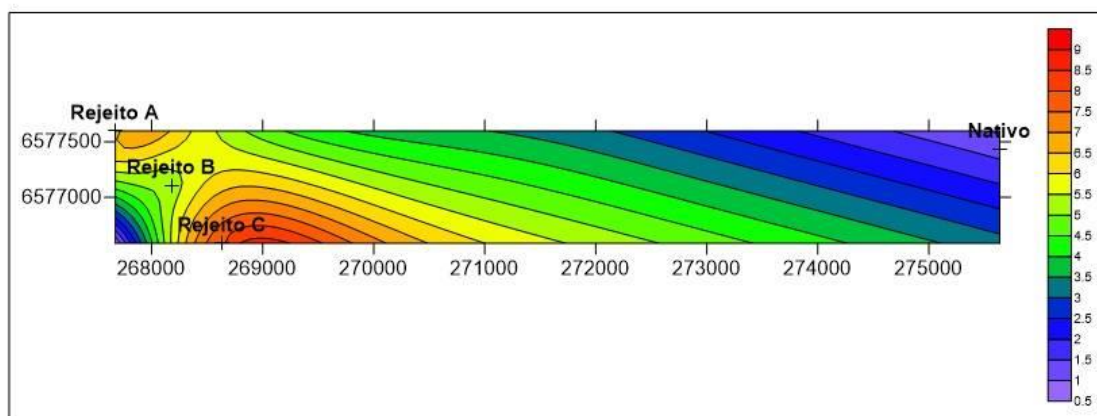
Com os resultados de teores de Fe no solo, após 90 dias de crescimento das plantas (figura 1), foi observado que o rejeito C (valor médio de 7,9%) apresentou o maior teor de ferro, sendo seguido pelas amostras no RA (6,2%) e depois no RV (5,4%). Os três solos apresentaram teores estatisticamente significativamente elevados quando comparados ao solo N (1,3%). Para as misturas proporcionais, observamos uma variação na concentração de Fe, todas estatisticamente maiores que controle. As misturas proporcionais entre solo nativo e rejeito também apresentaram concentrações de ferro estatisticamente diferente do grupo controle, sendo $P1 > P3 > P2 > P4$. Sugerimos que ocorreu devido ao processo de mistura com solo do rejeito e do nativo, pelo quarteamento, onde a fração de solo utilizada para a realização da quantificação do metal, pode não ter ficado homogênea.

Figura 1- Concentração de Fe nas amostras de solo 90D. N: Nativo(n=8), Ra: Rejeito A(n=8), Rb: Rejeito B(n=8), Rc: Rejeito C(n=8); e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4:50%R/50%N (todos os solos tiveram n=4). Os dados foram submetidos à análise estatística Oneway ANOVA, seguido comparações múltiplas de Dunnett. As diferenças foram consideradas significativas quando $P < 0,05$. **** Representam diferença estatística quando comparados ao grupo controle(N).



Baseado nos teores de Fe encontrado nas amostras, utilizamos o software Surfer 2D para estimar a distribuição do Fe na área e linhas de isotores, que podem ser vistas na figura 2.

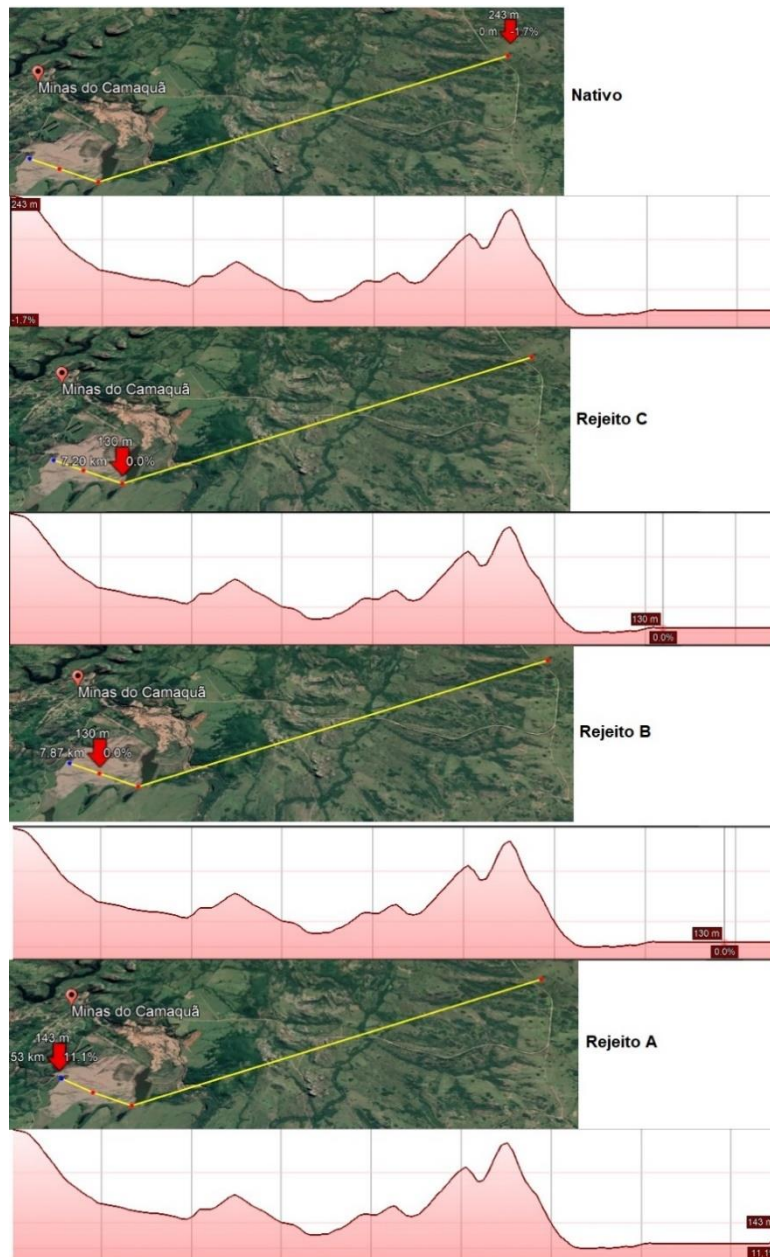
Figura 2 - Mapa de isotores da % Fe no solos: Nativo, Rejeito A, Rejeito B e Rejeito C com suas coordenadas.



Através do mapa de isotores, observa-se que os teores de Fe estão distribuídos de forma heterogênea, apesar da pouca quantidade de pontos coletados na barragem de rejeito de minério. Onde as concentrações de Fe na bacia, são representadas pelas seguintes escalas de cores: Laranja (6,5% à 7,0%), Verde (5,0% à 5,5%), Vermelho (7,5% à 8,0%) e Roxa (1,0 à 1,5%).

Na figura 3, podemos observar a diferença de declividade pelo perfil de elevação de cada ponto, citado à cima, este mapa foi confeccionado através do programa Google Earth Pro. Podemos observar que o solo Nativo tem um declive de 243m, apresentando uma declividade de 113m em relação aos pontos de coleta: Rejeito C (130m), Rejeito B (130m) e o Rejeito A (143m), resultados sugerem que não há influência do solo contaminado da bacia do rejeito no solo controle.

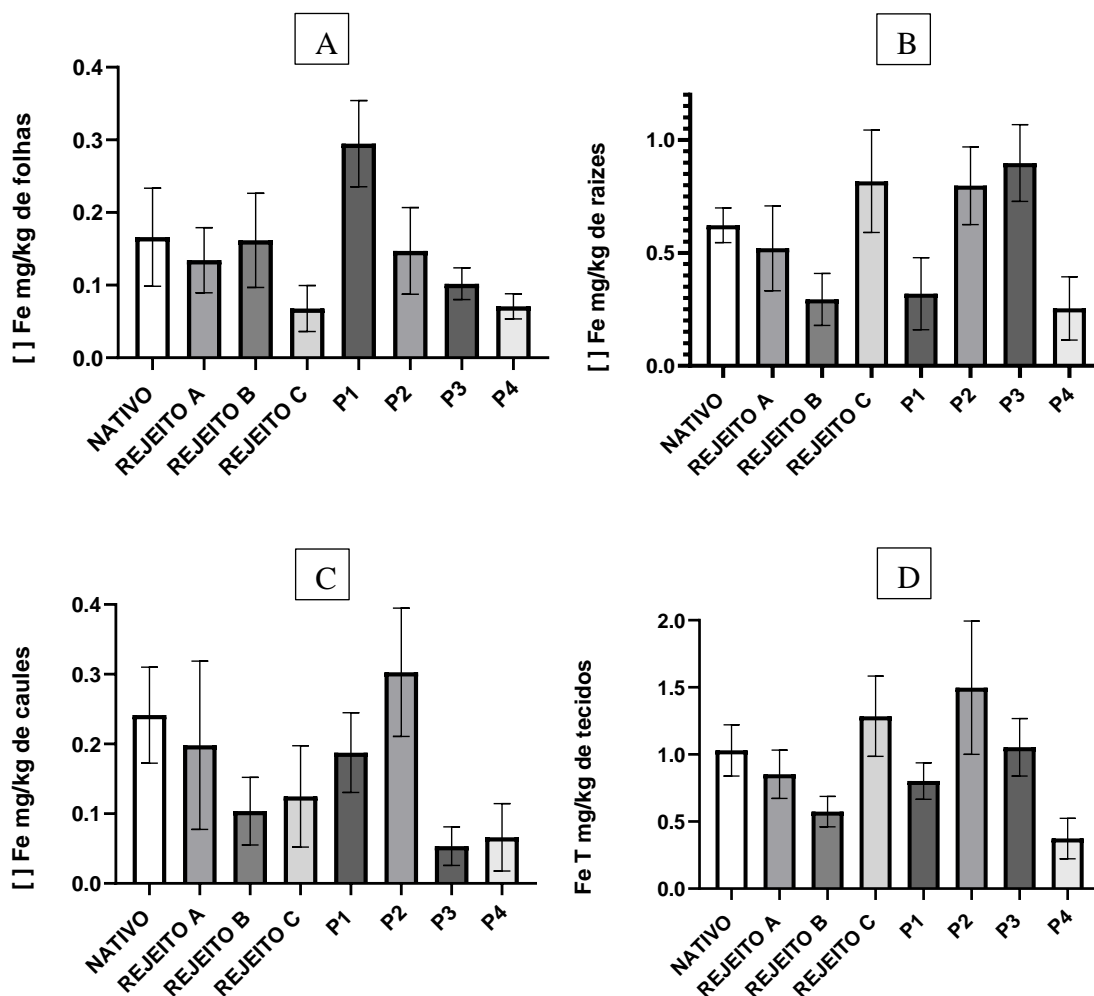
Figura 3 - Mapa de perfil de elevação com as declividades (na seta vermelho) de cada ponto de estudo Nativo, Rejeito A, Rejeito B e Rejeito C; Plotado pelo programa Google Earth Pro.



Porém analisando em conjunto as figuras 2 e 3 podemos sugerir que as concentrações maiores de Ferro encontrados para o ponto Rejeito C, pode estar sofrendo influência de deslocamento da pluma de contaminação dos pontos Rejeito A e Rejeito B. Além disso, observamos a presença de pequenas áreas alagadas no local de controle do Rejeito C o que pode facilitar a dissolução do metal no solo, e com isso levar a maior concentração do mesmo.

Além da análise dos teores de Fe no solo, foi avaliado, pelo método quantitativo de espectrofotometria de Uv-visível, as concentrações de Fe nos diferentes órgãos (caule, folhas e raízes) da planta cultivada *Ricinus communis* bem como foi determinada a concentração total de ferro absorvido pela planta (Figura 4).

Figura 4 - Os gráficos representam as concentrações de Fe nos diferentes órgãos: a) caule, b) folha, c) raiz, e d) Fe total, da *Ricinus communis* L. cultivados em diferentes solos N: Nativo, Ra: Rejeito A, Rb: Rejeito B, Rc: Rejeito C; e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4:50%R/50%N, 90 dias após a semeadura. Os dados foram submetidos a análise estatística Oneway ANOVA e Bartlett's teste, seguidas de teste Dunnetts e estão representados com a média \pm erro padrão.



Podemos observar na figura 4 que não houve diferença estatística significativa entre os diferentes solos para o caule, folhe e raiz. Porém, foi possível observar uma maior absorção do metal nas raízes da espécie quando comparadas aos demais órgãos da planta.

Em estudo de Chandra (2016) foram utilizadas diferentes espécies nativas para fitorremediação de solo contaminado com lodo de destilaria, este em presença de oito

metais como Fe, Ni, Zn, Cr, Cd, Pb, Cu e Mn. Uma das espécies analisadas foi a Mamona (n=3) que concentrou Fe=5.655 mg kg⁻¹ nas raízes, 4.785 mg kg⁻¹ nas folhas e 4.515 mg kg⁻¹ caules em valores bem mais elevados do que encontramos aqui. Possivelmente a pH elevado dos solos contaminados estão limitando a capacidade de absorção de Ferro pela Mamona. Também, em análise de espectrometria por raio-X, aqui usado para quantificar os teores de Ferro no solo, também demonstraram presença em níveis altos de Alumínio, Cobre, Zinco e Cádmio, levantando a possibilidade alternativa de que esses metais competem com Fe na área radicular das plantas e afetam sua absorção.

De forma decrescente de acumulo a *Ricinus communis*, mostrou que as concentrações de Ferro foram Raízes> Caules>Folhas. Segundo Yoon (2006) uma das estratégias de fitorremediação de solo contaminado por metais é a fitoextração, ou seja, através da absorção e acumulação de metais nas raízes das plantas. O padrão similar para a acumulação do Fe na raiz de plantas foi relatado também por vários investigadores (GUPTA; SINHA 2007; BAUDDH et al., 2015)

Com o gráfico dos valores totais de Fe na planta (figura 4d), também não foi observada diferença significativa no acumulo do metal nas plantas, submetidas aos diferentes tipos de solo quando comparadas ao grupo controle.

Na figura 5 podemos observar a quantificação do crescimento das plantas nos diferentes grupos experimentais. A germinação da espécie iniciou após 30 dias do plantio, sendo que de 6 sementes plantadas, germinaram em média 4 por vaso, não havendo desbaste no ciclo, com intuito de obter uma maior massa final de tecido vegetal para as quantificações.

Na figura 5a, após 90 dias do cultivo, podemos observar que o grupo P2 apresentou um maior crescimento, o qual foi estatisticamente significativo em relação ao grupo controle. A menor média de altura para os 90 dias foi Rc=8,3cm e maior P2=24,7cm. Mas, no geral não houve grande alteração no crescimento em altura das plantas nas plantas cultivadas em solo de rejeito, de fato houve uma tendência de maior crescimento nestes grupos.

Rodrigues et al., (2009) observou, trabalhando com aplicação de água residuária doméstica na cultura da mamoneira, que a altura das plantas cresceu de forma mais acentuada entre 48 e 90 dias. Esses dados corroboram com este trabalho, uma vez que observamos um grande crescimento na segunda metade do experimento, a partir do dia 45.

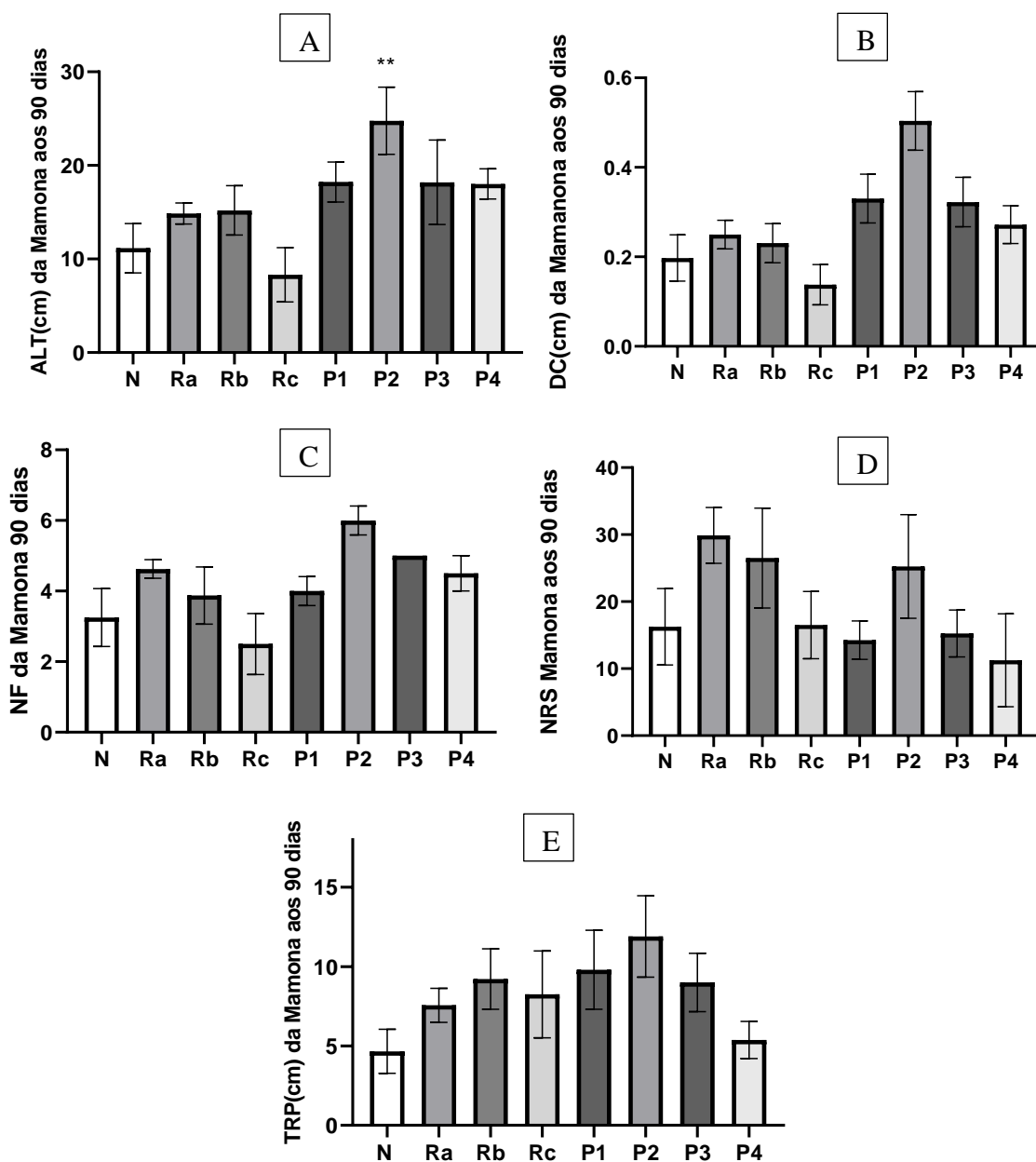
Na figura 5b, observamos os valores do Diâmetro dos Caules (DC). Não houve diferença significaria nos grupos com solo de rejeito quando comparado ao solo nativo. Contudo, no solo RC é visível uma tendência a menor diâmetro do caule, possivelmente relacionado a um teor elevado de pH e a presença de outros contaminantes, já que observamos na figura 4 que este grupo não apresentou maior absorção de Fe do que os outros grupos. Nos grupos com solo particionado o grupo P2 novamente se destacou pelo grande crescimento e vigor das plantas.

Na avaliação do número de Número de Raízes Secundárias (NRS) (figura 5d) não houve diferença significativa entre os dados. Contudo, houve heterogeneidade entre os grupos mesmo não sendo estatisticamente significativo, para o número de raízes totais nos diferentes solos. Os valores médios de NRS para 90D respectivamente são da N=6,3, Ra=29,87, Rb=26,5, Rc= 16,5, P1=35,5, P2=25,25, P3=15,25 e P4=11,25. Avaliação do Tamanho da Raiz Principal (TRP), figura 5e, também não houve diferença significativa entre o tamanho da raiz nos diferentes solos. Foi observado, aos 90 dias, a menor medida foi para o solo, TRP= 4,66cm o maior para o solo P1, com TRP=11,9cm.

Tendo em vista crescimento da parte aérea, sem sintomas de toxidez de Fe nas folhas e nem pontos de abscisão de folhas mais velhas das plantas, as quais se encontravam na coloração verde. Os aspectos morfológicos do comprimento e da coloração clara das raízes mostrou-se saudável, assim como os caules com coloração rosada. Segundo Baird (2002), o problema das plantas hiperacumuladoras de metais pesados é o seu crescimento vagaroso, o que indica um acúmulo lento de metais em sua fitomassa, fazendo-se necessário um período maior que 90dias para este tipo de estudo. Podemos correlacionar isso aos resultados encontrados para o solo proveniente do rejeito c, o qual apresentou de forma geral uma maior concentração de ferro (figura 5), ao mesmo tempo que apresentou uma tendência menor de crescimento.

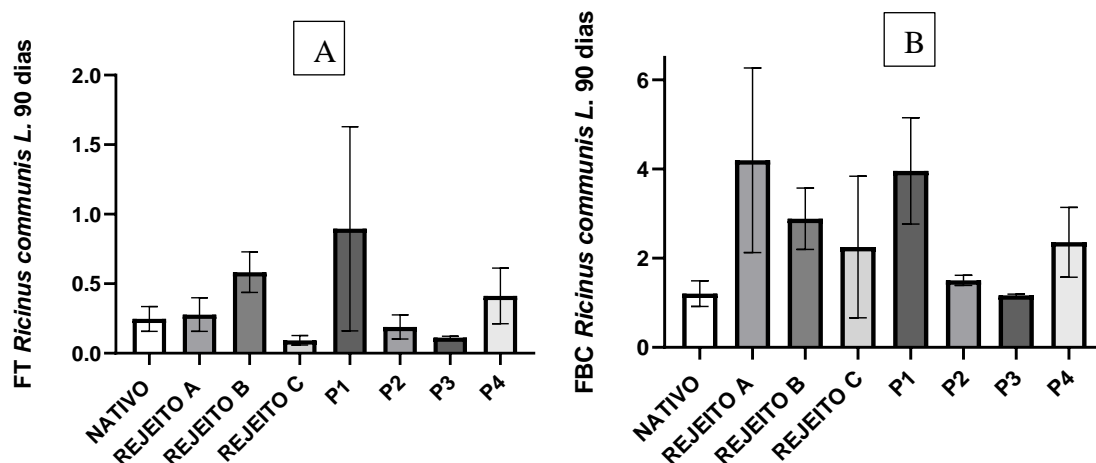
Tomado de forma geral, nosso estudo não demonstrou afeito acumulador de Fe pela Mamona, mas aponta para ao menos uma forte tolerância desta espécie a condições de solo com excesso de metais. Neste sentido, calculamos Fatores de Translocação (FT) e Bioconcentração (FBC), conforme equações(2) e (3) vistas a cima, os resultados estão representados na figura 6, que ajudam a avaliar o potencial fitorremediador de uma planta, ou seja a sua capacidade de acumular ou transportar um contaminante.

Figura 5 – Altura (a), Diâmetros dos Caules (b), Número de Folhas (c), Número de Raízes Secundárias (d), Tamanho de Raiz Principal (e) das amostras de *Ricinus communis* aos 90 dias crescendo em diferentes solos: Nativo (controle), Rejeito A, Rejeito B, Rejeito C; e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4:50%R/50%N. Para fins de não germinação, os valores foram considerados 0. Os dados estão representados com a média \pm erro padrão, e foram submetidos à teste ANOVA($p < 0,05$) e *representam diferença estatisticamente significativa para teste Dunnett.



Considerando que as plantas com FBC superior a 1 e FT inferior a 1 são consideradas boas estabilizadoras (YOON et al. 2006), visto que apresentam, dessa forma, capacidade de acumular contaminantes e mantê-los principalmente nas raízes. Para a técnica de fitoextração, é necessário que ambos FT e FBC sejam superiores a 1 (FITZ; WENZEL 2002), sendo necessário a planta acumular e translocar até a parte aérea.

Figura 6 - Gráficos dos Fatores de Bioconcentração(FBC) e Translocação(FT) de *Ricinus communis* L. nos 90 dias(b e d) de exposição em solos Nativo (controle), Rejeito A, Rejeito B, Rejeito C; e proporcionais P1: 10%R/90%N, P2: 75%R/25%N, P3: 25%R/75%N e P4:50%R/50%N. Analisados pelo teste estatístico ANOVA ($p < 0,05$), valores médios \pm erro.



Siqueira-Silva et al. (2012) obtiveram valores de fator de translocação de 0,20 e 0,41 para as espécies *Ipomoea pes-caprae* e *Canavalia rosea*, respectivamente, quando expostas por 10 dias ao tratamento com 126 mg L^{-1} de Fe. Esta baixa capacidade de translocação do Fe das raízes para a parte aérea tem sido sugerida como um mecanismo de defesa ao estresse causado por níveis tóxicos de Fe (STEIN et al., 2008).

Aos 90 dias do nosso experimento, conforme a figura 6, obteve-se os valores de FBC para os diferentes solos, o que resultou em $FT < 1$ e $FBC > 1$ consideradas plantas fitoestabilizadoras. Os resultados foram significativos para $p < 0,05$, pelo teste ANOVA para FT, não mostrando valores significativos para múltiplas comparações por teste de Dunnett. E para FBC, significativo pelo teste de Bartlett $p < 0,0001$.

Cheraghi et al. (2011) ao analisar o FT de diversas espécies em solos contaminados (incluindo as famílias *Asteraceae* e *Poaceae*), detectou também valores inferiores a 1,0 para a maioria das plantas estudadas. Nascimento Jr, (2011) descobriu que, os valores de bioconcentração para todas as plantas amostradas foram na faixa de 0,01 (Umbu-cajá) à 0,50 (Capim Buffel).

A Mamona não apresentou valores significativos de bioconcentração de ferro nas partes áreas da planta, provavelmente pelo pequeno período experimental de 90 dias. Contudo, se acompanhado além dos 3 meses a planta poderia apresentar valores de translocação (raiz parte área) maiores. Em conjunto com outros dados da literatura, que indicam bioacumulação e Fe em condições experimentais diferentes das aqui apresentadas, a *Ricinus communis* pode ser indicada como uma planta de primeira linha em projetos de fitorremediação.

CONCLUSÕES

As plantas de *Ricinus communis* L. submetidas à solos contaminados por rejeito, não exibiram sintomas de toxidez típicas de Fe ou desordem nutricional causada por ele, como as caracterizadas por bronzeamento foliar e escurecimento das raízes. O excesso de Fe também não reduziu as variáveis de crescimento da mesma, até o final de estudo. Sob nossas condições experimentais, não houve efeito bioacumulador de Fe por parte desta espécie, apesar de resultados sugestivos quando calculados o Fator de Bioconcentração e Translocação. Tomado como um todo, nosso estudo demonstra grande potencial de uso da Mamona em aplicações para fitorremediação de áreas degradadas por rejeito de mineração.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, M. G.; MELO, V. F.; GABARDO, J.; SOUZA, L. C. P.; REISSMANN, C. B. Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo: I - fitoextração. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.33, p.1879-1888, 2009.
- BAIRD, C. **Química ambiental**. 2ª ed. Porto Alegre: Bookman. Brasil. 2002.
- BARROS, Y. J.; MELO, V. F.; KUMMER, L.; SOUZA, L. C. P.; AZEVEDO, J. C. Indicadores físicos e químicos de qualidade de solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. Semina: **Ciências Agrárias**, v.32, p.1385-1404, 2011.
- BAUDDH, K., SINGH, K., SINGH, B., SINGH, R.P. *Ricinus communis*: A robust plant for bio-energy and phytoremediation of toxic metals from contaminated soil. **Ecological Engineering** Volume 84, November 2015, Pages 640-652. 2015.
- BRIAT, J. F; LEBRUN M; Plant responses to metal toxicity. **Academie des Science**, Paris, 322:43-54,1999
- CHANDRA R. **Phytoextraction of heavy metals by potential native plants and their microscopic observation of root growing on stabilized distillery sludge as a prospective tool for in situ phytoremediation of industrial waste**. 2014.
- CHERAGHI M; LORESTANI B; KHORASANI N; YOUSEFI N; KARAMI M. **Finding south phytoextraction and phytostabilization of soils contaminated with**, 2011.

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.

DINARDI, Ana Lúcia et al. Fitorremediação: III Fórum de estudos contábeis, facultades integradas claretianas. **Anais**. Rio Claro, São Paulo, 2003.

DUARTE, A. P. Classificação das barragens de contenção de rejeitos de mineração e de resíduos industriais no estado de Minas Gerais em relação ao potencial de risco. UFMG: Belo Horizonte (Dissertação de Mestrado), 2008.

EMBRAPA, **Analises de tecido vegetal: manual de laboratório** / editores técnicos, Moller, MRF; VIEGAS, IJM; MATOS, AO; PARRY, MM. Embrapa CPATU, Belém-PA. 1997.

EMBRAPA, Mamona : o produtor pergunta, a Embrapa responde / editores técnicos, Liv Soares Severino, Máira Milani, Napoleão Esberard de Macêdo Beltrão. – Brasília, DF : **Embrapa Informação Tecnológica**, 2006. 248p. : il. – (Coleção 500 perguntas, 500 respostas), 2006.

EMBRAPA, Manual de métodos de análise de solo, Centro Nacional de Pesquisa de Solos. – 2. Ed. **Rev. Atual**. – Rio de Janeiro, 1997.

FITZ, W.J. AND WENZEL, W.W. Arsenic Transformations in the Soil-Rhizosphere-Plant System: Fundamentals and Potential Application to Phytoremediation. **Journal of Biotechnology**, 99, 259-278. 2002.

FU, S. S.; LI, J.; FENG, Q.; LI, X. J.; LI, P.; SUN, Y. B.; CHEN, Y. Soil quality degradation in a magnesite mining area. **Pedosphere**, 21(1):98-106, 2011.

GÓES, M.A.C; **Livro de Tratamento de Minérios, Amostragem**. Cap 2. 4ª Edição. 2004.

GRAZIA, C. A.; PESTANA, M. H. D. Contaminação por mercúrio antrópico em solos e sedimentos de corrente de Lavras do Sul, RS, Brasil. In: **International Workshop on Medical Geology**, 2005, Rio de Janeiro. CPRM, Rio de Janeiro, 2005.

GUILHERME, L.R.G., MARQUES, J.J., PIERANGELI, M.A.P., ZULIANI, D.Q. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos Ci. Solo**, 4:345-390, 2005

GUPTA, A.K. SINHA, S. **Phytoextraction Capacity of the Plants Growing on Tannery Sludge Dumping Sites**. **Bioresource Technology**, 98, 1788-1794. 2007.

JUCOSKI, G O. et al . Universidade Federal de Viçosa, **Toxicidade de ferro e metabolismo antioxidativo em *Eugenia uniflora***. 2011.

LAYBAUER, L.. Análise das transferências de metais pesados em águas e sedimentos fluviais na região das Minas do Camaquã, RS. Dissertação de Mestrado. **Curso de PósGraduação em Geociências**, UFRGS. 164p., 1995

KIRAN, B.R., PRASAD, M.N.V. Ricinus communis L.(Castor bean), a potential multi-purpose environmental crop for improved and integrated phytoremediation. **EuroBiotech**. J. 1 (2): 101-116. 2017.

LAYBAUER, L.; BIDONE, E. D. 1998. Mass Balance Estimation of Natural and Anthropogenic Heavy Metal Fluxes in Streams Near Camaquã Copper Mines, Rio Grande do Sul, Brazil. In: WASSERMAN, J. C.; SILVAFILHO, E. V.; VILLAS-BOAS, R. (eds.) **Environmental Geochemistry in the Tropics**. Berlin: Springer-Verlag. p. 127-137.

MA, Y; PRASAD, MNV, RAJKUMAR; M, FREITAS (2011). Plantgrowthpromotingrhizobacteriaandendophytesacceleratephytoremediationofmetalliferoussoils. **Biotechnoladvan** 29:248–25

NASCIMENTO, C.W.A. & XING, B. Phytoextraction: A review on enhanced metal availability and accumulation. **Sci. Agríc.**, 63:299-311, 2006.

NRIAGU, J.O. AND PACYNA, J.M. Quantitative Assessment of Worldwide Contamination of Air, Water and Soils by Trace Metals. **Nature**, 333, 134-199, 1988.

PEIXOTO, C.P; **Dinâmica do Crescimento Vegetal(Princípios Básicos)**, Cruz das Almas. 2004.

PINTO, A. F. **Fatores de bioconcentração e disponibilidade de bário, cádmio, cobre, níquel e zinco em solos e em culturas de interesse agrônômico**. 2016.

RODRIGUES, L. N.; NERY, A. R.; FERNANDES, P. D.; BELTRÃO, N. E. DE M., GHEYI, R. H. Crescimento e produção de bagas da mamoneira irrigada com água residuária doméstica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, p.825-835, 2009.

SHRESTHA, R.; LAL, R. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. **Geoderma**, v.161, p.168-176, 2011.

SINHA, A.K. GUPTA, K. BhattUptake and translocation of metals in fenugreek grown on soil amended with tannery sludge: involvement of antioxidants. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 67 (2) (2007), pp. 267-277

STEIN, RR,J, DUARTE, G.L., SPORH, M.G., LOPES, S.I.G., FETT, J.P. Distinct physiological responses subjected to iron toxicity under field conditions. **Annals of Applied Biology**, 154: 269-277. 2008.

YOON J. Accumulation of pb,Cu, and Zn in native plants grow in gon a contaminated Florida site. **Sci Total Environ** 368(2):456–464, 2006.

Recebido em: 08/11/2022

Aprovado em: 10/12/2022

Publicado em: 15/12/2022