

Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo

Zinc and iron: micronutrients to soil contaminants

Juliana R Alexandre^{1,*}, Maria LF Oliveira¹, Tamires C dos Santos¹, Gabriela C Canton¹, Juliana M. da Conceição¹, Frederico J Eutrópio¹, Zilma MA Cruz¹, Leonardo B Dobbss¹, Alessandro C Ramos¹

¹ Laboratório Microbiologia Ambiental e Biotecnologia - LMAB, Universidade Vila Velha (UVV). Rua Comissário José Dantas de Melo, 21, Ed. Biomédicas, Boa Vista, Vila Velha-ES, CEP: 29102-770.

*E-mail para correspondência: juliana.rabbi@hotmail.com

Resumo As atividades antrópicas têm causado a poluição de ambientes naturais, principalmente por metais pesados. No solo, esses elementos podem impedir o crescimento vegetal bloqueando moléculas como transportadores e enzimas. O zinco e o ferro são metais pesados que estão constantemente entrando em contato com o substrato, causando degradação de áreas e difícil revegetação no local. Entretanto, em níveis adequados, estes metais são micronutrientes essenciais para manutenção da vida dos organismos, pois além de participarem de vários processos biológicos, atuam como componentes estruturais de muitas proteínas. Com o intuito de amenizar os efeitos deletérios gerados por esses metais, se faz necessária a busca de organismos tolerantes, que possam auxiliar na biorremediação dos solos contaminados e na recuperação da cobertura vegetal dos ambientes. O uso de ectomicorrizas em estudos relacionados à tolerância a metais pesados tem se mostrado uma alternativa eficiente para a recuperação de áreas contaminadas, pois estas são constituídas por uma relação mutualística entre fungos presentes no solo e raízes de plantas, conferindo a planta uma maior tolerância a presença de metais pesados no solo, devido a imobilização destes no micélio fúngico. Além disso, a associação micorrízica aumenta a produção de biomassa vegetal, o qual é um fator indispensável para que ocorra a fitorremediação dos solos, ou seja, a micorriza torna essa técnica viável. Sendo assim, a realização de estudos sobre a influência das micorrizas na recuperação de áreas contaminadas faz-se necessário, visto que estas desempenham papel fundamental no ecossistema solo.

Palavras chaves: metal pesado, ectomicorriza, fitorremediação, toxidez.

Abstract Human activities have caused the pollution of natural environments, especially by heavy metals. These elements in the soil can prevent plant growth by blocking molecules such as enzymes and

transporters. Zinc and iron are heavy metals that are constantly coming into contact with the substrate, causing degradation of the revegetation and difficult site. However, at appropriate levels, these metals are essential micronutrients for the maintenance of life of organisms as well as participate in various biological processes, serve as structural components of many proteins. In order to mitigate the deleterious effects produced by these metals, it is necessary to search for tolerant organisms that can assist in the bioremediation of contaminated soils and vegetation recovery environments. The use of ectomycorrhizae in studies related to heavy metal tolerance has been shown to be an efficient alternative for the recovery of contaminated areas, because they consist of a mutualistic relationship between fungi in the soil and plant roots, make it more tolerant of heavy metals in soil due to immobilization of the fungal mycelium. In addition, the mycorrhizal association increases the production of plant biomass, which is a factor indispensable for the occurrence of the phytoremediation of soils, ie, mycorrhizae makes this technique feasible. Thus, studies on the influence of mycorrhizae in the recovery of contaminated areas is necessary, since they play a fundamental role in soil ecosystem.

Keywords: Heavy metal, ectomycorrhiza, phytoremediation, toxicity

Introdução

Os metais pesados (MP) são classificados de acordo com a densidade relativa ($MP > 5 \text{g.cm}^{-3}$) e podem estar presentes naturalmente no solo, devido a ação de intemperismo e de outros processos pedogênicos em rochas e no material de origem do solo. Entretanto, devido a industrialização e o rápido crescimento populacional, a produção de rejeitos antrópicos,

biossólidos e agroquímicos, têm aumentado o risco de poluição do solo (Baker *et al.* 1994, Bisinoti *et al.* 2004, Santos 2005).

No Brasil, esse problema se iniciou na década de 1970, e se intensificou nos últimos anos (Santos 2005). No entanto, existem indícios de que a contaminação do solo com metais pesados teve início na idade Média devido a atividades mineradoras, mas foi acelerada no início do século XIX com o processamento de metais e fundição (Bisinoti *et al.* 2004).

Atualmente esse é um dos principais problemas ambientais, visto que os metais ao atingirem o solo, acabam por depreciar toda uma área (ar, fauna, flora, águas superficiais e subterrâneas). Em concentrações tóxicas prejudicam as plantas e os organismos vivos, afetando seus órgãos, alterando processos bioquímicos, organelas e membranas celulares, além de originar problemas de saúde pública (Dias-Juiniór *et al.* 1998, Santos 2005, Oliveira e Oliveira 2011). A principal causa deste problema está relacionada ao fato dos metais pesados serem altamente reativos e bioacumuláveis, ou seja, os organismos são incapazes de eliminá-los quimicamente (Oliveira e Oliveira 2011), ficando retidos no ecossistema (Carneiro *et al.* 2011).

Os principais metais pesados presentes no solo são o Cádmio (Cd), Cobre (Cu), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), Cromo (Cr), Níquel (Ni), Bário (Ba), Argônio (Ag), Cobalto (Co), Mercúrio (Hg) e Antimônio (Sb) (Marsola *et al.* 2004, Oliveira e Oliveira 2011), sendo alguns desses elementos essenciais para várias funções fisiológicas nos seres vivos, enquanto outros, não possuem funções biológicas conhecidas (Carneiro *et al.* 2001, Lasat 2002, Oliveira e Oliveira 2011). Contudo, o emprego desses elementos em fungicidas, fertilizantes, esterco de animais, lixo urbano, lodo de esgoto no solo e deposição de poeiras industriais, pode elevar suas concentrações no solo, tornando-os tóxicos (Marsola *et al.* 2004, Oliveira e Oliveira 2011). Todavia, mesmo em pequenas quantidades, alguns desses metais podem ser prejudiciais aos organismos, por formarem complexos estáveis com as biomoléculas (Bisinoti *et al.* 2004).

Dessa forma, acabam inibindo o crescimento das plantas, causam alterações nas comunidades vegetais e de microrganismos (Vangronsveld *et al.* 1997, Chen *et al.* 2003). Para isto, procura-se amenizar o efeito da fitotoxicidade dos metais no solo, visando o estabelecimento da vegetação (Carneiro *et al.* 2001), implicando eficientes processos de descontaminação, como por exemplo, a biorremediação, que é caracterizada como uma técnica que objetiva descontaminar o solo por meio de organismos vivos, como microrganismos e plantas (Pires *et al.* 2003).

A fitorremediação é uma técnica de biorremediação bastante utilizada, pois mantém as propriedades biológicas e estrutura física do solo, além de ser barata e não prejudicar o meio ambiente (Khan *et al.* 2000). Ela consiste na utilização de plantas para remover contaminantes inorgânicos, principalmente metais, devido à capacidade das plantas de acumularem altos níveis deste poluente (Lasat 2002). O uso desse método é baseado na seletividade

natural ou desenvolvida que algumas espécies de vegetais exibem a determinados tipos de poluentes ou mecanismos de ação (Pires *et al.* 2003). Sendo assim, o principal requisito é o emprego de plantas hiperacumuladoras de metais, ou seja, que sejam capazes de absorver através de suas raízes altos teores desse contaminante (Carneiro *et al.* 2002, Santos 2005). Essa habilidade varia significativamente entre as espécies, isto é, existem espécies vegetais mais eficientes no acúmulo de determinado metal (Santos 2005). Sendo assim, em solos contaminados com vários metais, é importante a utilização de diferentes espécies vegetais (Carneiro *et al.* 2001).

Zinco

Zinco (Zn) é o metal de número atômico 30 e o 23º elemento mais abundante na Terra, sendo encontrado em praticamente todos os ambientes (Chaney 1993, Broadley *et al.* 2007). Sua forma natural de entrada no substrato é através do intemperismo físico ou químico da rocha matriz do solo, se apresentando como Zn orgânico e inorgânico, e está disponível principalmente como Zn^{2+} , ou complexado com ligantes orgânicos (Santos 2005, Broadley *et al.* 2007).

Esse elemento é um micronutriente essencial para os organismos, por ser um componente estrutural de muitas proteínas, além de ser particularmente indispensável para o crescimento das plantas (Chaney 1993, Li *et al.* 2002). Sendo assim, a deficiência de Zn pode reduzir a produtividade de grãos e debilitar a resistência dos cereais a doenças, diminuir a qualidade nutricional dos grãos; redução drástica da síntese proteica (devido a relação com a atividade da RNAase); causa retardo e redução no crescimento; folhas pequenas e mal conformadas; entre nós curtos; formação de folhas em roseta; clorose internerval (devido a participação do Zn na formação de clorofila), além de necrose no meristema apical da raiz (Marengo e Lopes 2009, Broadley *et al.* 2006).

Em altas concentrações, esse metal é potencialmente tóxico (Li *et al.* 2002). A toxidez do Zn em plantas acarreta na diminuição tanto da produção de matéria seca da parte aérea, quanto da biomassa radicular; necrose da radícula ao entrar em contato com o solo; morte da plântula e inibição do crescimento vegetal (Carneiro *et al.* 2002, Li *et al.* 2011). Alguns trabalhos têm mostrado a tolerância do fungo micorrízico com o excesso de Zn, mostrando uma inibição da ectomicorriza nas doses mais elevadas do metal (Grazziotti *et al.* 2001). Todavia, o estabelecimento da associação micorrízica não é afetada, e ela ainda é capaz de diminuir a concentração de Zn em plantas hospedeiras (Li *et al.* 2002).

Provavelmente a primeira contaminação do solo por Zn, foi por antigas metalúrgicas do mediterrâneo 20 d.C., e mais tarde no século XIII, por metalúrgicas indianas (Chaney 1993). Atualmente, a toxidade advém de atividades de mineração e fundição em solos agrícolas tratados com lodo de esgoto, especialmente em solos de pH baixo, onde o metal é melhor absorvido (Broadley *et al.* 2006).

Ferro

O ferro é um micronutriente essencial para a manutenção da vida, porém está pouco disponível na maioria dos solos (Marschner *et al.* 2011). Em plantas, ele está relacionado a diversas atividades metabólicas, participando da formação de algumas enzimas (catalase, peroxidase, citocromo oxidase e xantina oxidase), além de ser indispensável nos processos de respiração, fotossíntese, fixação de N_2 e transferência de elétrons através do ciclo entre o Fe^{2+} e Fe^{3+} (Guerinot e Yi 1994, Marengo e Lopes 2009).

Para driblar a deficiência de ferro nos solos, as plantas desenvolveram duas estratégias para a sua absorção. A estratégia I, presente principalmente nas dicotiledôneas e nas monocotiledôneas não gramináceas, consiste na redução do Fe^{3+} em Fe^{2+} através da acidificação da rizosfera, causada pela extrusão de prótons pelas H^+ -ATPases de membrana plasmática. Esta redução do Fe^{3+} em Fe^{2+} é promovida por uma proteína específica, a Ferro Quelato Redutase (FRO). Após a redução, o Fe^{2+} é transportado por transportadores específicos de membrana (IRT) para o interior das células (Hell *et al.* 2003) (Figura 1).

Na estratégia II, os fitossideróforos (compostos que possuem alta afinidade por ferro) são secretados para a rizosfera, onde se unem ao Fe^{3+} formando um complexo quelato (Fe^{3+} -FS). Este complexo é transportado por transportadores específicos conhecidos como Yellow Stripe (YS) para dentro das células (Briat *et al.* 1997, Guerinot e Yi 1994) (Figura 1).

Porém, a homeostase deste elemento pode ser interferida por diversas condições ambientais, causando toxidez nos organismos (Carli 2008), como nos solos ácidos, onde o baixo pH propicia um aumento da disponibilidade de Fe^{2+} (forma absorvível pelas plantas) deste elemento, já que a velocidade do processo de redução do Ferro depende do pH (Camargo e Freitas 1985, Souza *et al.* 2010).

O principal poluente do solo em áreas próximas a mineração é o Material Sólido Particulado de Ferro (MSPFe) que pode ser diferenciado entre os de partícula fina (diâmetro < 2,5 μ m), e os de partículas grosseiras (diâmetro entre 2,5 e 30 μ m) (Kuki *et al.* 2009, Cançado *et al.* 2006). A deposição deste material pode afetar direta ou indiretamente as plantas, sendo estas diretamente afetadas quando este pó de ferro se acumula sobre as folhas, bloqueando os estômatos e diminuindo a área fotossintética da planta (Naidoo e Chirkoot 2004). Em altas concentrações, este elemento pode também danificar diversas estruturas, como o DNA, as proteínas e lipídeos através da geração de radicais hidroxilas pela reação de Fenton (Connolly e Guerinot 2002).

Sintomas de toxidez em plantas foram observados por Kuki *et al.* (2009), onde a espécie de restinga *Sophora tomentosa* apresentou raízes cobertas por placas de ferro e tiveram o seu crescimento atrofiado além da presença de manchas avermelhadas. Porém estes sintomas de toxidez variam de planta pra planta, e geralmente estão associados à capacidade do ferro em ser translocado para a parte aérea das plantas (Foy *et al.* 1978).

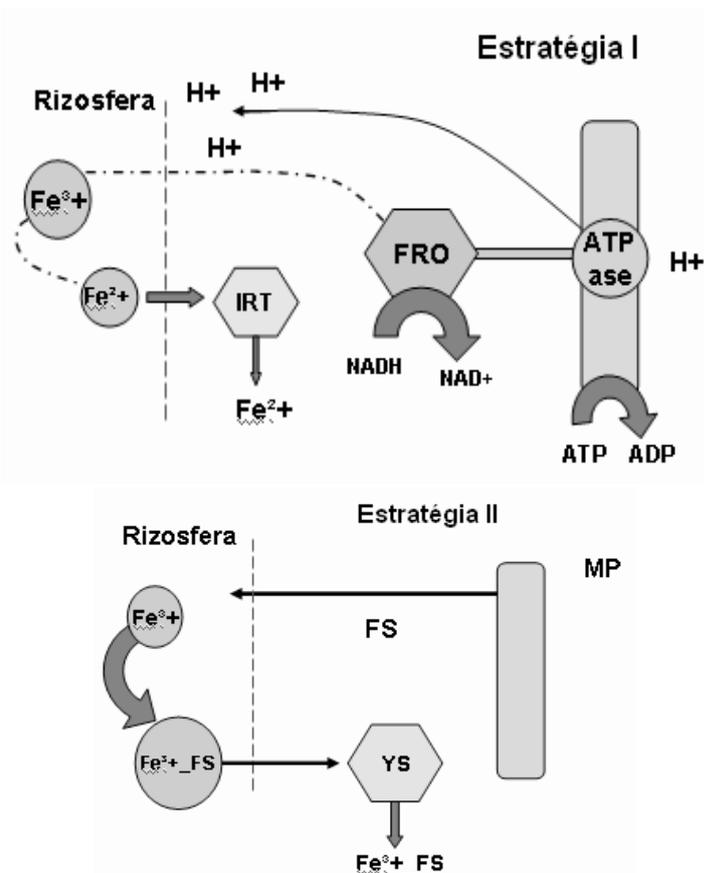


Figura 1 Mecanismos de absorção de ferro em plantas (estratègia I – redução; estratègia II – quelatão). Modificado de Guerinot e Yi 1994. FRO – enzima específica ferro quelato-redutase; IRT – transportador específico Iron Regulated Transporter; MP – Membrana plasmática; FS – Fitossideróforos; Fe^{3+} -FS – Complexo quelato; YS – Transportador específico Yellow Stripe.

Sendo assim, devido a necessidade de controlar esta toxidez, as plantas desenvolveram um mecanismo onde o ferro fica alojado nas células que possuem ferritina, uma proteína especializada neste armazenamento. Subunidades de ferritina (aproximadamente 24) se unem e formam uma esfera oca capaz de armazenar até 4.500 átomos de ferro em seu núcleo (Connolly e Guerinot 2002).

Associações Ectomicorrizas

Em 1885 a utilização do termo micorriza (do grego “mico”=fungo e “riza”=raiz) foi proposta por Albert Bernard Frank, porém a descoberta desta simbiose ocorreu 50 anos antes sendo considerada parasítica (Souza *et al.* 2006).

As micorrizas constituem uma associação simbiótica mutualista entre fungos específicos do solo e raízes de plantas (Smith e Read 1997, Souza *et al.* 2006), onde as plantas fornecem para o fungo compostos orgânicos, provenientes da fotossíntese (Barros *et al.* 1978, Khan *et al.* 2000 Mello *et al.* 2006, Souza *et al.* 2006, Smith e Read 2008) e os fungos propiciam uma maior nutrição para as plantas, aumentando a área de absorção das

raízes, permitindo que as plantas explorem um volume maior de solo (Raven *et al.* 1996).

O estabelecimento da simbiose ectomicorrízica se inicia pela ativação dos propágulos do fungo, que germinam e formam um tufo de hifas na rizosfera. A colonização ocorre quando essas hifas do solo encontram a superfície de raízes, formando um manto de hifas, circundando-as e protegendo-as do solo ao redor. Paralelamente à formação do manto, as hifas do fungo adentram na raiz infectada pelas junções celulares na Zona de Infecção Micorrízica, a qual se localiza após a zona meristemática apical da raiz. Em seguida, as hifas colonizam o córtex intercelularmente, através da digestão enzimática da lamela média com ocupação de todo espaço intercelular, originando a rede de Hartig, que é intracelular ao manto e extraradicular ao rizomorfo. Nesse processo, ocorre a supressão dos pêlos formados por células rizodérmicas, sendo que suas funções são desempenhadas pelas hifas (Souza *et al.* 2006).

Essa associação é mais freqüente em certos grupos de árvores e arbustos, como por exemplo: a família das faias e carvalhos (*Fagaceae*) e certos grupos de árvores tropicais. Em geral, essas plantas ocorrem em solos de baixa fertilidade, desta forma, a ectomicorriza proporciona melhor sobrevivência para essas espécies, diminuindo o estresse nutricional e conseqüentemente, aumentando a produtividade das plantações desses vegetais (Souza *et al.* 2006).

Ectomicorrizas na recuperação de aéreas degradadas

Além dos benefícios propiciados por uma maior nutrição, os fungos ectomicorrízicos também podem conferir uma maior proteção às plantas, em solos com excesso de metais pesados, impedindo que estes alcancem a parte aérea das plantas. Isto se dá devido à capacidade dos fungos em imobilizar os metais no micélio, conferindo uma maior tolerância da planta a estes elementos (Grazziotti *et al.* 2001). Sendo assim, esta simbiose pode auxiliar na recuperação de áreas contaminadas, já que nestas áreas o estabelecimento e o desenvolvimento da vegetação são dificultados, sendo necessário o uso de alternativas que envolvam plantas e organismos tolerantes (Silva *et al.* 2010).

As técnicas utilizadas na remediação de solos contaminados são divididas em duas categorias: ex-situ, onde o solo contaminado é removido, sendo tratado dentro ou fora do ambiente e in-situ, onde não é necessária a escavação do solo contaminado (Khan *et al.* 2000). A fitorremediação é uma forma de remediação in-situ bastante viável, pois possui um baixo custo e não agride o meio ambiente (Nascimento e Xing 2006).

Dentre as formas de fitorremediação, a fitoextração tem sido a mais utilizada, a qual consiste na capacidade das plantas de retirar os metais do solo e translocá-los as suas partes aéreas reduzindo a concentração de metais no solo em um prazo de tempo razoável (Khan *et al.* 2000). Esta remediação é potencializada quando

realizada juntamente com a micorremediação, pois a simbiose entre plantas e fungos (micorrizas) propicia um aumento da aérea radicular e de massa vegetal, conferindo um aumento na capacidade extratora das plantas (Silva *et al.* 2006). Os fungos ectomicorrízicos também auxiliam na revegetação e na restauração da estrutura do solo destas aéreas impactadas (Ray *et al.* 2005), pois estes auxiliam as plantas a se estabelecerem e crescerem em condições de estresse e promovem a bioestabilização destes elementos tóxicos no solo (González-Chávez 2005).

Estes fungos utilizam mecanismos que atuam na tolerância aos metais pesados, como os processos externos as hifas, podendo citar a precipitação dos mesmos, a ligação a polímeros da parede celular como a quitina e os pigmentos (melanina) e os processos que ocorrem dentro das células, como a complexação dos metais (Grazziotti *et al.* 2001).

Diversos estudos demonstram a capacidade da fitorremediação de metais, aliado a associação micorrízica. Carneiro *et al.* (2001), realizaram um experimento com gramíneas em solo contaminado com metal pesado verificando que a co-semeadura de gramíneas e crucíferas aliados ao fungo, aumentou a extração de metais biodisponíveis e facilitou o posterior estabelecimento de gramíneas no local. Outro trabalho realizado por Silva *et al.* (2006) comprova que fungos micorrízicos influenciaram na extração de quatro metais do solo, e ainda reduziram os teores de metais na parte aérea de *Brachiaria decumbens*.

O fungo ectomicorrízico *Pisolithus microcarpus* é utilizado em muitos experimentos semelhantes a estes, por conseguir reduzir a absorção de diversos metais para as plantas em doses elevadas e melhorar a absorção de nutrientes para as essências florestais (Mello *et al.* 2006, Ferreira *et al.* 2010), sendo a associação micorrízica deste gênero com o *Eucalyptus* spp. muito comum (Barros *et al.* 1978).

Conclusão

A utilização de ectomicorriza, associada a plantas tolerantes a metais, como as espécies de *Eucalyptus* spp. são uma alternativa viável no processo de fitorremediação de solos contaminados com metais pesados, principalmente Zn e Fe.

Agradecimentos

A FAPES pela bolsa de doutorado de Frederico Jacob Eutrópio e Juliana Melo da Conceição, de mestrado de de Doutorado de Gabriela C. Canton e Tamires Cruz dos Santos e a bolsa de IC de Maria Lorraine F. Oliveira. O Laboratório de Microbiologia Ambiental e Biotecnologia é suportado com recursos dos projetos universais FAPES/45434484/09 e CNPq/475436/2010-5 e também FUNADESP 09/2011.

Referências

- Baker AJM, McGrath SP, Sodoli CMD e Reeves RD (1994) The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal accumulating plants. **Resources, Conservation and Recycling** 11: 41-49.
- Barros NF, Brandi RM, Reis MS (1978) Micorriza em eucalipto. **Revista Árvore** 2: 130-140.
- Bisinoti MC, Yabe MJS, Gimenez SMN (2004) Avaliação da influência de metais pesados no sistema aquático da bacia hidrográfica da cidade de Londrina – PR. **Revista Analytica** 8: 22-27.
- Briat J, Curie C, Gaymard F (2007) Iron utilization and metabolism in plants. **Current Opinion in Plant Biology** 10: 276-282.
- Broadley MR, White PJ, Hammond JP, Zelko I, Lux A (2007) Zinc in plants. **New Phytologist** 173: 677-702.
- Camargo CEO, Freitas JG (1985) Tolerância de cultivares de trigo a diferentes níveis de ferro em solução nutritiva. **Bragantia** 44: 65-75.
- Cançado JED, Braga A, Pereira LAA, Arbex MA, Saldiva PHN, Santos UP (2006) Repercussões clínicas da exposição à poluição atmosférica. **Jornal Brasileiro de Pneumologia** 32: S5- S11.
- Carli VG (2008) **Avaliações fitológicas, bioquímicas e histoquímicas de *Ipomoea pes-caprae* cultivada em diferentes concentrações de ferro**. Dissertação de Mestrado. Curso de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal de Viçosa, (UFV), Viçosa, MG.
- Carneiro MAC, Siqueira JO, Moreira FMS (2001) Estabelecimento de plantas herbáceas em solo com contaminação de metais pesados e inoculação de fungos micorrízicos arbusculares. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 36: 1443-1452.
- Carneiro MAC, Siqueira JO, Moreira FMS (2002) Comportamento de espécies herbáceas em misturas de solo com diferentes graus de contaminação com metais pesados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 37: 1629-1638.
- Chaney RL (1993). Zinc phytotoxicity. In, Robson AD. **Zinc in soils and plants**. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, pp. 135-150.
- Chen BD, Li XL, Tao HQ, Christie P, Wong MH (2003) The role of arbuscular mycorrhiza in zinc uptake by red clover growing in a calcareous soil spiked with various quantities of zinc. **Chemosphere** 50: 839-846.
- Connolly EL, Guerinot ML (2002) Iron stress in plants. **Genome Biology** 1024.1–1024.4.
- Costa MD, Pereira OL, Kasuya MCM, Borges AC (2005) Ectomicorrizas: A face oculta das florestas. **Biociência** 29: 38-46.
- Dias-Junior HE, Moreira FMS, Siqueira JO, Silva R (1998) Metais pesados, densidade atividade microbiana em solo contaminado por rejeitos de indústria de Zinco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 22: 631-640.
- Dias-Junior HE, Moreira FMS, Siqueira JO, Silva R (1998) Metais pesados, densidade e atividade microbiana em solo contaminado por rejeitos de indústrias de zinco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 22: 631-640.
- Ferreira SR, Antonioli ZI, Lupatini M, Leal TL, Sales AS (2010) Tolerância de mudas de canafístula (*Pelbporum dubium* (Spreng.) Taub.) inoculada com *Pisolithus microcarpus* a solo com excesso de cobre. **Ciência Florestal** 20: 147-156.
- Foy CD, Chaney RL, White MC (1978) The physiology of metal toxicity in plants. **Annual Review of Plant Physiology** 29: 511-566.
- González-Chávez MCA (2005) Recuperación de suelos contaminados com metales pesados utilizando plantas y microorganismos rizosféricos. **TERRA Latinoamericana** 23: 29-37.
- Grazziotti PH, Siqueira JO, Moreira FM, Carvalho D (2001) Efeito de Zn, Cd e Cu no comportamento de fungos ectomicorrízicos em meio de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 25: 831-837.
- Grazziotti PH, Siqueira JO, Moreira FM, Carvalho D (2001) Tolerância de fungos ectomicorrízicos a metais pesados em meio de cultura adicionado de solo contaminado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 25: 839-848.
- Guerinot MA, Yi Y (1994) Iron: Nutritious, Noxious, and Not Readily Available. **Plant Physiology** 104: 815-820.
- Hell R, Stephan UW (2003) Iron uptake, trafficking and homeostasis in plants. **Planta** 216: 541-551.
- Khan AG, Kuek C, Chaudhry TM, Khoo CS (2000) Hayes, W. J. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. **Chemosphere** 41: 197-207.
- Khan AG, Kuek C, Chaudhry TM, Khoo CS, Hayes WJ (2000) Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. **Chemosphere** 41: 197-207.
- Kuki KN, Oliva MA, Costa AC (2009) The simulated effects of iron dust and acidity during the early stages of establishment of two coastal plant Species. **Water Air Soil Pollution** 196: 287–295.
- Lasat MM (2002) Phytoextraction of toxic metals: a review os biological mechanisms. **Journal of Environmental Quality** 31:109-120.
- Li T, Di Z, Islam E, Jiang H, Yang X (2011) Rhizosphere characteristics of zinc hyperaccumulator *Sedum alfredii* involved in zinc accumulation. **Journal of Hazardous Materials** 185: 818-823.
- Li X, Chen B, Feng G, Christie P (2002) Role of arbuscular mycorrhizal fungi in alleviation of Zn phytotoxicity and mineral nutrition of host plants. In 17th WCSS, Thailand.
- Marenco RA, Lopes NF (2009) **Fisiologia Vegetal: Fotossíntese, respiração, relações hídricas e nutrição mineral**. UFV, p.267-297.
- Marrenco, RA, Lopes NF (2009). **Fisiologia Vegetal**. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa.
- Marschner P, Crowley D, Rengel Z (2011) Rhizosphere interactions between microorganisms and plants govern iron and phosphorus acquisition along the root axis - model and research methods. **Soil Biology e Biochemistry** 43: 883-894.
- Marsola T, Miyazawa M, Pavan MA (2005) Acumulação de cobre e zinco em tecidos do feijoeiro em relação com o extraído do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 9: 92-98.
- Mello AH (2006) **Qualidade de mudas de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden e *Acacia mearnsii* De Wild inoculadas com fungos micorrízicos**. Tese de Doutorado. Curso de Doutorado do Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Biodinâmica e Manejo do Solo, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, RS.
- Naidoo G, Chirkoot HD (2004) The effects of coal dust on photosynthetic performance of the mangrove, *Avicennia marina* in Richards Bay, South Africa. **Environmental Pollution** 127, 359-366.
- Nascimento CWA, Xing B (2006) Phytoextraction: A review on enhanced metal availability and plant accumulation. **Sciencia Agrícola** 63: 299-311.
- Oliveira IP, Oliveira LC (2011) Metais pesados. **Revista Eletrônica Faculdade de Iporá** 1: 59-86.
- Pires FR, Souza CM, Silva AA, Procópio SO, Ferreira LR (2003) Fitorremediação de solos contaminados com herbicida. **Planta Daninha** 21: 335-341.
- Raven PH, Evert RF, Eichhorn SE (1996) **Biologia vegetal**. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan.
- Ray P, Tiwari R, Gangi Reddy U, Adholeya A (2005) Detecting the heavy metal tolerance level in ectomycorrhizal fungi *in vitro*. **World Journal**

- of **Microbiology e Biotechnology** 21: 309-315.
- Santos GCGD (2005). **Comportamento de B, Zn, Mn, e Pb em solo contaminado sob cultivo de plantas e adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico**. Tese de Doutorado. Curso de Agronomia, Área de Concentração em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade de São Paulo (USP), Piracicaba, SP.
- Souza LH, Novais RF, Alvarez VHV, Villani EMA (2010) Efeito do pH do solo rizosférico e não rizosférico de plantas de soja inoculadas com *Bradyrhizobium japonicum* na absorção de boro, cobre, ferro, manganês e zinco. **Revista Brasileira de Ciências do Solo** 34: 1641-1652.
- Souza VC, Silva RA, Cardoso GD, Barreto AF (2006) Estudos sobre fungos micorrízicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 10: 612-618.
- Souza VC, Silva RA, Cardoso GD, Barreto AF(2006) Estudos sobre fungos micorrízicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 10: 612-618.
- Vangronsveld J, Colpaert JV, Van Tichelen KK (1997) Reclamation of a bare industrial área contaminated by non-ferrous metals: physicochemical and biological evaluation of the durability of soil treatment and revegetation. **Environmental Pollution** 94: 131-140.