

Capítulo 7

Estratégias de amenização da fitotoxidez de metais pesados em solos de vinhedos

Paulo Ademar Avelar Ferreira
Emanuela Pille da Silva
Rafael Dutra de Armas
Bruno Pedro Lazzaretti
George Wellington Bastos de Melo
Jovani Zalamena
Cláudio Roberto Fonsêca Sousa Soares

Resumo - No Sul do Brasil, solos de áreas de vinhedos têm apresentado aumento nos teores de metais pesados em função da aplicação contínua de fungicidas cúpricos. A contaminação desses solos tem ocasionado toxidez às videiras jovens e também às plantas de cobertura comumente empregadas nessas áreas. Para reduzir o grau de toxicidade dos metais pesados, várias estratégias têm sido empregadas para reduzir as formas biodisponíveis desses elementos no solo e para a melhoria do estado nutricional das plantas. No presente capítulo serão apresentados os principais resultados de pesquisa envolvendo a aplicação de amenizantes de origem orgânica e inorgânica no solo, bem como do efeito da inoculação de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) sobre o crescimento e absorção de nutrientes pela videira e plantas de cobertura. Serão também discutidos os principais mecanismos envolvidos nas diferentes estratégias de amenização que contribuem para a maior tolerância, estabelecimento e sobrevivência das plantas em solos de vinhedos contaminados com metais pesados.

Palavra-Chaves: Contaminação de solo, cobre, calagem, composto orgânico, vinhedos.

1 Introdução

Em áreas de vinhedo, a aplicação frequente de fungicidas foliares tem ocasionado a contaminação de solos com metais pesados, como o cobre (Cu) e zinco (Zn) (KOMÁREK et al., 2010; MACKIE et al., 2012). Essa contaminação ocorre de forma mais acentuada nas camadas superficiais de solos, causando toxicidade às videiras jovens transplantadas em solos de vinhedos erradicados, assim como às plantas espontâneas de cobertura do solo presentes no interior dos vinhedos (BRUNETTO et al., 2014; FERREIRA et al., 2016). Apesar do Cu e o Zn serem considerados elementos essenciais, quando presentes em concentrações elevadas no solo ocasionam uma série de alterações anatômicas e morfológicas no sistema radicular, e fisiológicas na parte aéreas em plantas. Com a alteração no sistema radicular se espera redução na absorção de nutrientes e, conseqüentemente, um comprometimento do crescimento vegetal, podendo ocasionar a morte das plantas, dependendo da concentração e/ou grau de exposição a esses metais pesados (Figura 1).

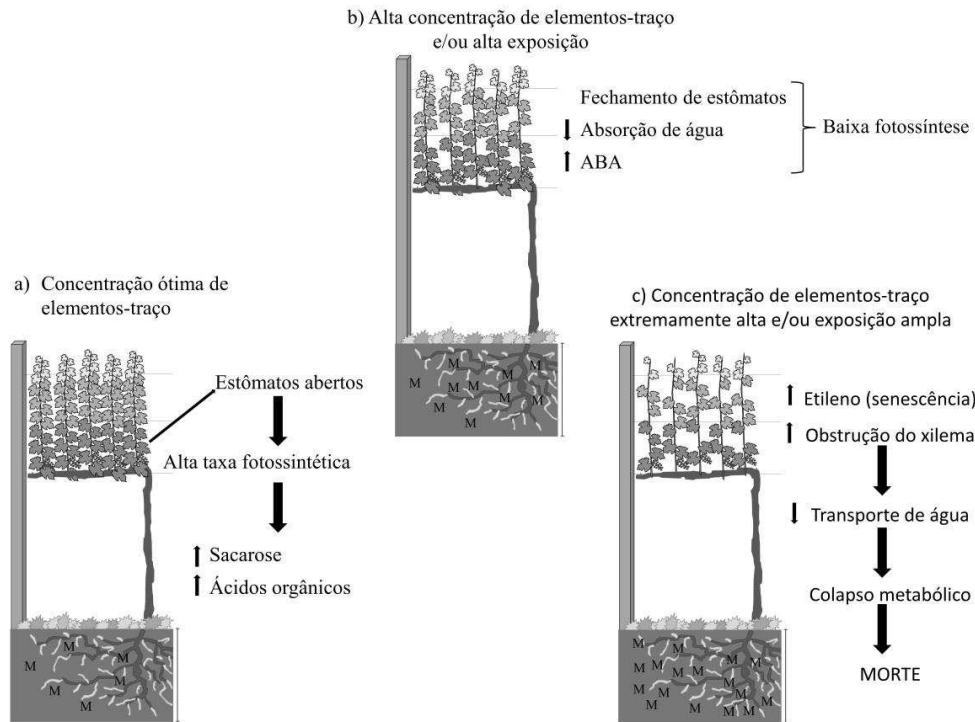


Figura 1 - Respostas fisiológicas de videiras jovens à toxicidade de metais pesados: influência da concentração do contaminante e nível de exposição.

ABA= Ácido abscísico; M= metal pesado.

Fonte: Baseado em Barceló e Poschenrieder (1992).

Ao contrário do que se verifica para a maioria dos contaminantes orgânicos depositados no solo, os metais pesados não são passíveis de sofrerem dissipação. Por essa razão, faz-se necessária a adoção de estratégias de amenização da fitotoxicidade visando melhorar o estabelecimento e a sobrevivência das plantas, bem como, mitigar potenciais riscos ambientais associados aos solos contaminados. As estratégias de amenização podem envolver o emprego de substâncias de origem inorgânica e orgânica que atuam na conversão das formas lábeis e trocáveis de metais pesados em formas mais estáveis (menos lábeis), diminuindo a biodisponibilidade e a toxicidade desses elementos às plantas (Figura 2). A redução da disponibilidade desses contaminantes pode ocorrer por reação direta de superfície, por efeito do pH ou por processos de estabilização como a precipitação, humificação e transformações redox (KABATA-PENDIAS, 2010).

Os amenizantes inorgânicos normalmente empregados visando a redução da biodisponibilidade de metais pesados incluem os agentes alcalinizantes (calcário), gesso, materiais contendo silicatos, fertilizantes fosfatados, óxidos de Fe e Mn e zeólitas sintéticas (VANGRONSVELD; RUTTENS, 1999).

A calagem é a técnica mais antiga e difundida visando a imobilização de metais pesados no solo, mas apresenta baixa longevidade, necessitando de sucessivas aplicações para a manutenção dos seus efeitos no solo (MENCH et al., 1998). Outra técnica muitas vezes relacionada à alcalinização do solo, apesar de ter mínima contribuição no aumento do pH do solo de um modo geral na superfície é a aplicação do gesso. Esse amenizante pode contribuir para o melhor desenvolvimento vegetal pelo aumento do fornecimento de Ca^{2+} em camadas subsuperficiais e pela sua capacidade em precipitar outros elementos tóxicos como

o Al^{3+} (SOUSA et al., 2007). Em ambos os casos, há o favorecimento do crescimento radicular das plantas que é fortemente inibido em solos contaminados com Cu e Zn, como tem sido verificado em solos de vinhedos.

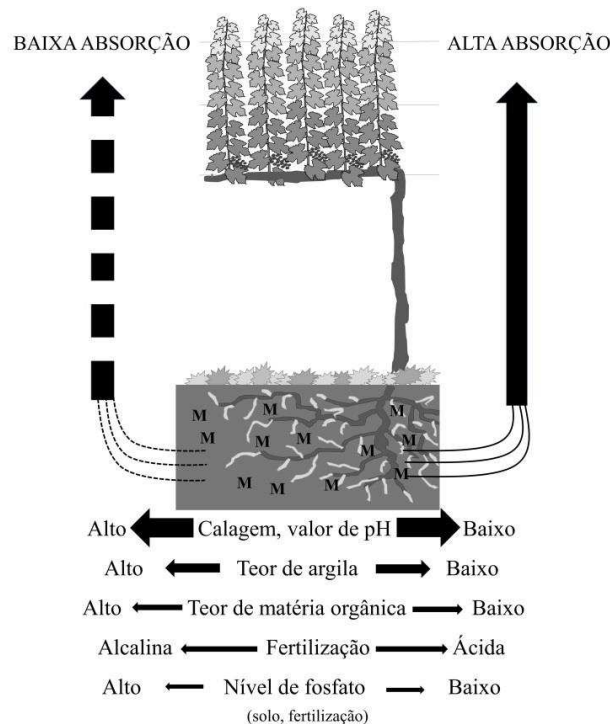


Figura 2 - Fatores que afetam a disponibilidade e absorção de metais pesados em videiras jovens. Tamanho e espessura das setas indicam a contribuição relativa de cada fator. Linhas tracejadas indicam absorção limitada
M= metal pesado.

Fonte: Baseado em Bergmann (1992).

Amenizantes à base de escórias contendo silicatos de Ca e Mg, além de amenizarem a toxicidade de metais pesados no solo (MA, 2004; TREDER; CIESLINSKI, 2005; KIRKHAM, 2006; ACCIOLY et al., 2009), fornecem Ca e Mg às plantas, são fontes de Si (LIMA FILHO et al., 1999) e atuam como corretivos da acidez do solo. Apesar do Si não ser reconhecido como elemento essencial, seu papel no aumento da tolerância das plantas à toxidez por metais pesados vem sendo demonstrado (PEASLEE; FRINK, 1969; SHI et al., 2005; CUNHA et al., 2008; ZHANG et al., 2008). Este também vem sendo associado à diminuição do efeito de estresses e de condições adversas do ambiente sobre algumas espécies vegetais (EPSTEIN, 1999; MA, 2004; CURRIE; PERRY, 2007; MA; YAMAJI, 2008).

Outros tipos de amenizantes inorgânicos também têm merecido especial interesse como aqueles à base de fosfatos pois, além de atuarem na precipitação de metais pesados no solo, tornando-os menos disponíveis para a absorção pela vegetação e microbiota do solo (AYATI; MADSEN, 2000; CAO et al., 2003), são uma fonte de fósforo (P), nutriente essencial às plantas. Além disso, tem sido demonstrado que plantas bem nutridas em P apresentam maior retenção de metais pesados no sistema radicular com conseqüente redução na translocação desses elementos para a parte aérea, conferindo maior tolerância às plantas em solos contaminados (BROWN et al., 1995; LEE; GEORGE, 2005; SOARES; SIQUEIRA, 2008). Outros

amenizantes inorgânicos tais como os óxidos de Fe e as zeólitas também têm sido relatados como potenciais materiais a serem empregados na imobilização de metais pesados no solo, com conseqüente redução da toxidez às plantas. Entretanto, esses materiais têm sido mais empregados em solos de áreas de mineração com múltipla contaminação com metais pesados (RIBEIRO FILHO et al., 2011), sendo escasso seu emprego em solos agrícolas no Brasil.

Além dos amenizantes inorgânicos, aqueles à base de materiais orgânicos também podem auxiliar na redução do estresse provocado pela contaminação do solo, uma vez que possuem potencial de atuar na melhoria dos atributos físicos, químicos e biológicos, devido ao potencial incremento de matéria orgânica no solo. Tais melhorias proporcionadas pela adição de matéria orgânica estão relacionadas à estrutura do solo, retenção de umidade, fornecimento de nutrientes, estímulo da atividade microbiana e redução na mobilidade de elementos-traço (SANTOS et al., 2008). Os amenizantes orgânicos comumente empregados variam desde aqueles ricos em substâncias húmicas (composto, ácidos húmicos comerciais e turfa) até matéria orgânica não humificada (dejetos de animais, serragem, cascas de madeiras e palhas) (SIMÃO, 1999). Além desses, tem sido relatada na literatura a contribuição de materiais orgânicos pirolisados denominados como biocarvão, que conferem uma série de melhorias nas características físico-químicas do solo que contribuem para a produção agrícola (LEHMANN; JOSEPH, 2009; GUL et al., 2015). A mobilidade de metais pesados em solos contendo biocarvão depende da matéria prima e da temperatura de pirólise empregada (AHMAD et al., 2014), especialmente para o elemento Cu que apresenta alta afinidade pela matéria orgânica. A adição dos amenizantes de origem orgânica pode reduzir a disponibilidade de metais pesados por aumentar as formas complexadas ou quelatadas à matéria orgânica com conseqüente redução das formas trocáveis (KABATA-PENDIAS, 2010).

Estes materiais, tanto de origem orgânica quanto inorgânica, podem ser adicionados ao solo, visando reduzir a atividade de metais pesados e amenizar seus efeitos tóxicos sobre os processos vitais do solo, bem como sobre o crescimento e sobrevivência das plantas. Entretanto, a intensidade do efeito de cada amenizante pode variar conforme o mecanismo envolvido (alteração do pH, sorção, complexação, etc.), a composição físico-química do solo e da quantidade do material aplicada. É difícil fazer generalizações sobre o comportamento dos metais pesados no solo devendo-se, portanto, em cada caso particular de contaminação, investigar interativamente os diversos fatores que influenciam a toxidez destes elementos. Por exemplo, em muitos casos, a toxidez de metais pesados às plantas pode ser simplesmente superada pelo aumento no suprimento de nutrientes de modo a reduzir a competição entre os elementos essenciais e não essenciais (TYLER, 1981). A melhoria do estado nutricional das plantas pode ser realizada por meio da adubação ou pela inoculação de microrganismos associados às plantas. Devido aos benefícios proporcionados e procura por técnicas eficientes de baixo impacto ambiental, o estudo de microrganismos eficientes vem recebendo cada vez mais atenção.

A participação dos microrganismos na amenização da toxidez de metais pesados no solo pode ocorrer devido à capacidade promotora do crescimento vegetal destes, em situações de estresse. Os microrganismos podem ocupar distintos locais em interface com as plantas, podendo estar presentes próximos à zona das raízes ocupando a região denominada rizosfera ou até mesmo habitando o interior dos órgãos vegetais.

A rizosfera é definida como a área de influência e/ou localização física em volta da raiz que possui um papel importante para a saúde das plantas e fertilidade do solo (MANOHARACHARY; MUKERJI, 2006). A comunidade microbiana rizosférica pode variar em função da espécie vegetal, tipo de solo e até da cultivar utilizada, pois estes influenciarão nos compostos orgânicos exsudados em quantidade e qualidade pela raiz, os quais, por sua vez selecionarão ou favorecerão grupos funcionais de organismos específicos nessa região (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Quando os microrganismos habitam o interior das plantas são então denominados de endofíticos. Os microrganismos denominados endofíticos compreendem fungos, bactérias e arqueias, bem como outros microrganismos unicelulares eucariotos, que na totalidade ou parte da sua vida colonizam os tecidos internos da planta (HARDOIM et al., 2015). Acredita-se que não exista uma só espécie de planta desprovida de microrganismos endofíticos (ROSENBLUETH; MARTÍNEZ-ROMERO, 2006). Os microrganismos endofíticos, bem como os rizosféricos favorecem o crescimento das plantas por meio de vários mecanismos, incluindo a redução na severidade de doenças, a melhoria nutricional e o aumento na tolerância a ambientes estressantes (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; ROSENBLUETH; MARTÍNEZ-ROMERO, 2006; NAIR; PADMAVATHY, 2014; HARDOIM et al., 2015). Dentre os microrganismos que ocupam a rizosfera e o interior das plantas são encontradas maiores informações a respeito do papel das simbioses radiculares como as micorrizas e as associações das leguminosas com os rizóbios em solos contaminados com metais pesados (FERREIRA et al., 2014).

Desta forma, no presente capítulo, serão discutidas as estratégias de amenização da toxidez de metais pesados, especialmente Cu e Zn, às videiras bem como às plantas de cobertura que coabitam vinhedos, destacando-se os principais efeitos/mecanismos dos materiais inorgânicos e orgânicos empregados, além da participação das simbioses radiculares no crescimento e melhoria nutricional dessas plantas.

2 Efeitos dos amenizantes em videiras jovens

Aplicações sucessivas de calda bordalesa no controle de doenças fúngicas na videira, que ocorrem em extensas áreas de vinhedos na região Sul do Brasil, significam adições constantes de Cu no solo. Em função disso, áreas com muitos anos de cultivo apresentam altos teores desse elemento no solo e, conseqüentemente, aumentos dos teores disponíveis (MIOTTO et al., 2014). Neste cenário, depois da erradicação dos vinhedos antigos, as videiras jovens transplantadas em solos com altos teores de Cu apresentam crescimento lento, clorose foliar e acúmulo desse elemento nas raízes (MIOTTO et al., 2014). Vários estudos têm sido realizados buscando-se alternativas para a redução da toxicidade desses elementos para a cultura da videira. Em trabalho recente realizado por Marchezan et al. (2016), avaliaram-se os efeitos de distintos amenizantes orgânicos e inorgânicos incluindo vermicomposto (87 g kg^{-1} de solo), calcário (3 Mg ha^{-1}), silicato de cálcio (3 Mg ha^{-1}) e zeólita (60 g kg^{-1}). Esses amenizantes proporcionaram acréscimos na produção de matéria seca da parte aérea de videiras de 89, 56, 54 e 30%, respectivamente, em relação ao solo com alto teor de Cu ($87,5 \text{ mg kg}^{-1}$ extraído por Mehlich 1) e sem a aplicação de amenizante (Figura 3a). A taxa fotossintética (A) das plantas de videira cultivadas no solo sem aplicação de amenizante foi 123% menor em relação às plantas cultivadas em solo com a aplicação de vermicomposto (Figura 3b). A condutância estomática (Gs) foi menor nas folhas das videiras cultivadas nos tratamentos sem aplicação de amenizante e

com a aplicação de calcário (Figura 3c). A taxa transpiratória (E) também foi menor nas videiras cultivadas sob as mesmas condições, variando de 0,43 a 0,67 $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, sendo os maiores valores encontrados nas plantas cultivadas no solo com aplicação de vermicomposto, silicato de Ca e zeólita (Figura 3d).

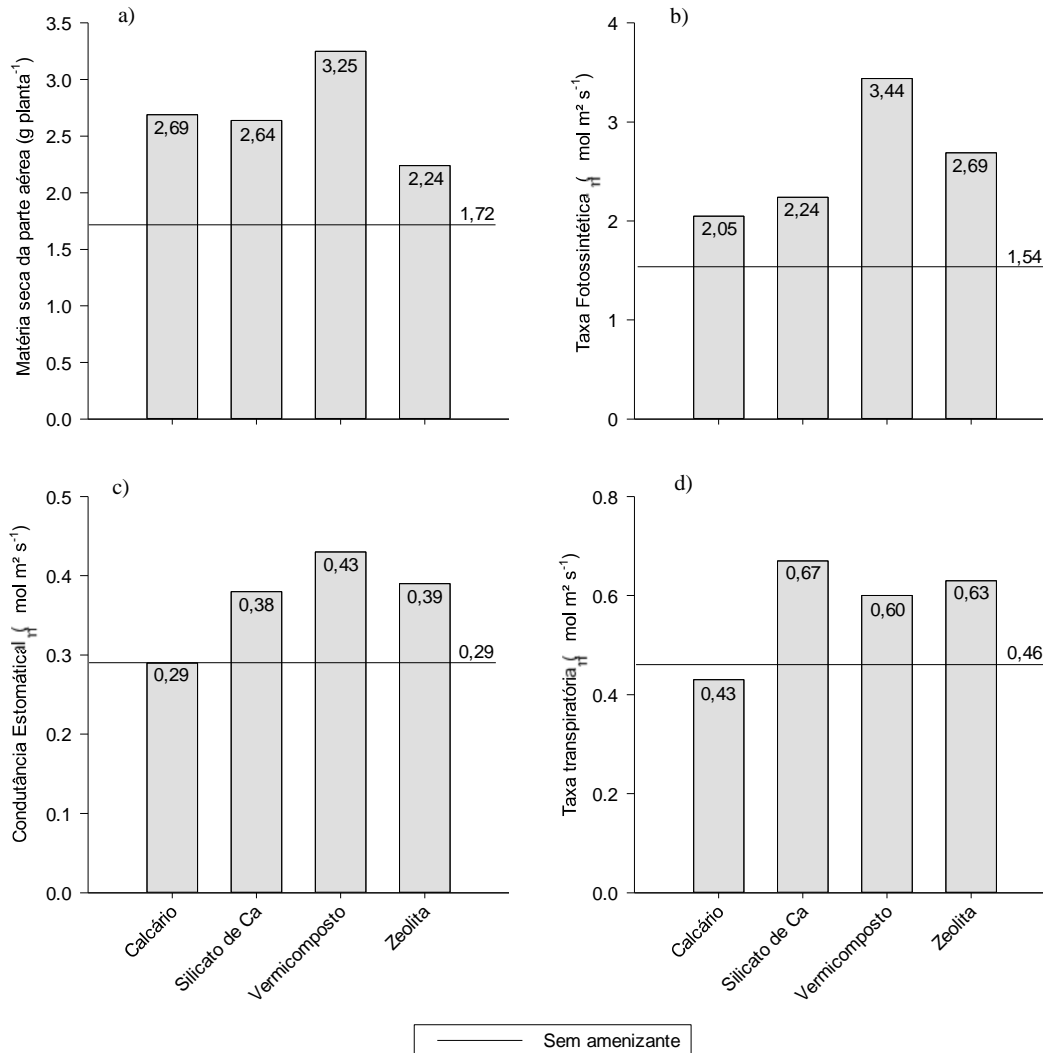


Figura 3 - Produção de matéria seca da parte aérea, taxa fotossintética, condutância estomática e transpiração em plantas de videira cultivadas em solo com altos teores de Cu após a aplicação de diferentes amenizantes. A linha contínua é referente ao tratamento sem aplicação de amenizante.

Fonte: Adaptado de Marchezan et al. (2016).

Este melhor crescimento das videiras jovens no tratamento com a aplicação de vermicomposto se deve, principalmente, pela elevada quantidade de C orgânico presente no material que contribui para a adsorção do Cu. O Cu possui grande afinidade pelos sítios de sorção da matéria orgânica do solo (TIECHER et al., 2013). O Cu apresenta configuração eletrônica $[\text{Ar}]3d^{10}4s^1$, o que lhe confere alta reatividade com os grupos funcionais da matéria orgânica que contém S e N, além dos grupos carboxílicos e fenólicos (CROUÉ et al., 2003). Isso resulta em alta energia de ligação e baixa dessortividade do Cu (BRUNETTO et al., 2014). Embora

o Cu seja adsorvido preponderantemente na forma orgânica do solo, o elemento também possui afinidade com a fração ligada aos argilominerais (TIECHER et al., 2013). Entretanto, vale salientar que a biodisponibilidade de tais elementos na solução do solo é altamente dependente da espécie de metal, do pH, e da presença de C orgânico solúvel e outros íons na solução do solo (SAUVÉ et al., 1997).

A utilização de corretivos da acidez no solo também tem demonstrado bons resultados em solos de vinhedo com altas concentrações de elementos-traço. Rosa et al. (2014), avaliando a aplicação de diferentes doses de calcário em um solo com altos teores de Cu (50 mg kg^{-1}), verificaram que a aplicação de 3 Mg ha^{-1} de calcário proporcionou incrementos na matéria fresca das videiras em 48% em relação ao solo sem aplicação de calcário (Figura 4a). Foram verificados também aumentos na taxa fotossintética, condutância estomática e transpiração das plantas em 19, 21 e 18%, respectivamente em relação ao tratamento sem aplicação de calcário (Figura 4b-4d). A aplicação de calcário no solo influencia a soma de bases (SB), elevando consequentemente a disponibilidade de nutrientes e aumentando o complexo de troca para as plantas e o valor da CTC efetiva. A correção pela calagem também satura o complexo de troca com cálcio e magnésio e eleva o pH até um nível em que o Cu tenha sua disponibilidade reduzida na solução do solo.

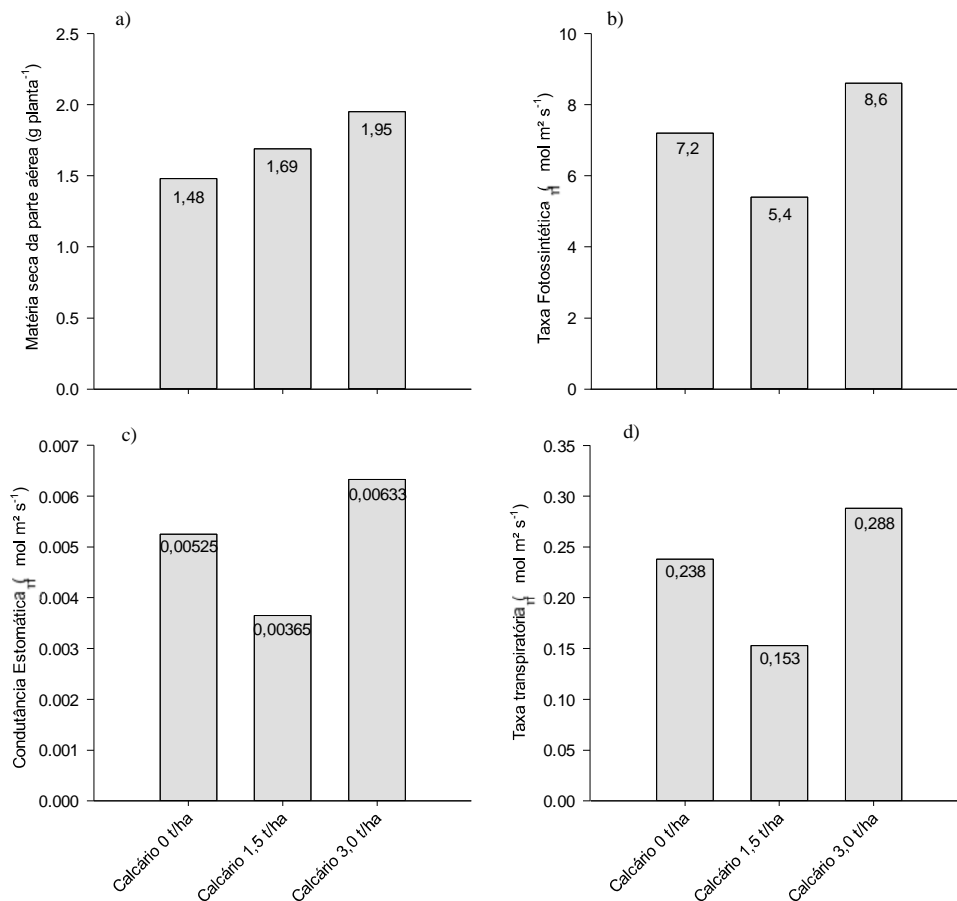


Figura 4 - Produção de matéria seca da parte aérea, taxa fotossintética, condutância estomática e transpiração em plantas de videira cultivadas em solo com altos teores de Cu após a aplicação de diferentes doses de calcário.

Fonte: Adaptado de Rosa et al. (2014).

Oliveira et al. (2015), avaliando a interação de diferentes doses de calcário e doses de Cu, verificaram que o incremento das doses de Cu proporcionou redução de vários parâmetros avaliados como a produção de matéria seca das raízes e da parte aérea, altura e área foliar das plantas, bem como das clorofilas a e b (ICF), e da absorção de nutrientes pelas videiras jovens. Porém, a calagem, especialmente com a adição de $12,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ de calcário, elevou o pH até 5,5, atenuando os efeitos negativos proporcionados pelo excesso de Cu adicionado.

O excesso de Cu nos tecidos das plantas pode afetar vários processos fisiológicos e bioquímicos, incluindo a fotossíntese e a respiração (KABATA-PENDIAS, 2010). Na videira, os efeitos negativos do Cu sobre o crescimento das plantas podem ser devido à redução da biossíntese de clorofilas, formação de espécies reativas do oxigênio que podem alterar a estrutura das membranas dos cloroplastos (BOONYAPOOKANA et al., 2005), na dinâmica das reações fotoquímicas e na atividade das enzimas do Ciclo de Calvin (SHEORAN et al., 1990). As alterações causadas no metabolismo (desequilíbrio nutricional, alteração no balanço hídrico e comprometimento de processos fotossintéticos) das plantas cultivadas em solo com altas concentrações de Cu é a principal razão da inibição do crescimento das folhas e expansão do sistema radicular ocasionando diminuição no desenvolvimento de mudas de videira a campo.

Em condições com altas concentrações de metais pesados, preservar a condição hídrica das plantas é de suma importância para seu crescimento e desenvolvimento. Para tanto é necessário um balanço entre a absorção de água e a transpiração. A toxicidade causada por metais pesados no solo pode também afetar as condições hídricas das plantas por alterar a absorção de água e/ou por alterar a condutância estomática (BARCELÓ; POSCHENRIEDER, 1992). Marchezan et al. (2016), verificaram que o Cu reduziu drasticamente a taxa de transpiração no tratamento sem amenizante devido à alta concentração de Cu disponível na solução do solo, além de reduzir a eficiência instantânea de carboxilação e eficiência de uso da água. O efeito negativo do Cu^{2+} na taxa de transpiração pode ser explicado pela redução do teor de água das plantas (MOLAS, 1998; SCHICKLER; CASPI, 1999).

Além dos danos causados pelo excesso de Cu na parte aérea das plantas, o sistema radicular é o primeiro órgão da planta a entrar em contato direto com a contaminação por metais pesados (DEGENHARDT; GIMMLER, 2000). Alguns estudos têm mostrado alterações na arquitetura e estrutura de raiz induzida por uma variedade de condições estressantes, tais como salinidade e elevadas concentrações de metais pesados no solo (REINHARDT; ROST, 1995; LUX et al., 2004), bem como alterações nas barreiras apoplásticas (PERUMALLA; PETERSON, 1986; NORTH; NOBEL, 1995). Ambrosini et al. (2015a), avaliando o efeito da aplicação de calcário em solo com alto teor de Cu, verificaram que o ápice das raízes apresentou alterações na organização das células entre os tratamentos (Figuras 5a-5f). Quando foi adicionado 50 mg kg^{-1} de Cu no solo sem calagem e com adição de $1,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de calcário, observou-se o encurtamento da região de diferenciação celular, havendo células mais alongadas e diferenciadas bem próximo ao ápice, além da redução no tamanho da coifa (Figuras 5b e 5d). Nos tratamentos sem adição de Cu no solo (Figuras 5a, 5c e 5e) e no solo com adição de 50 mg kg^{-1} de Cu e $3,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ de calcário (Figura 5f), o ápice radicular apresentou as regiões de divisão, expansão e diferenciação bem delimitadas. Verificou-se que o ápice das raízes das videiras jovens apresentou alterações na organização celular em solo com adição de Cu e sem aplicação de calagem. Um dos sintomas observados nesses tratamentos foi o encurtamento da região de diferenciação celular.

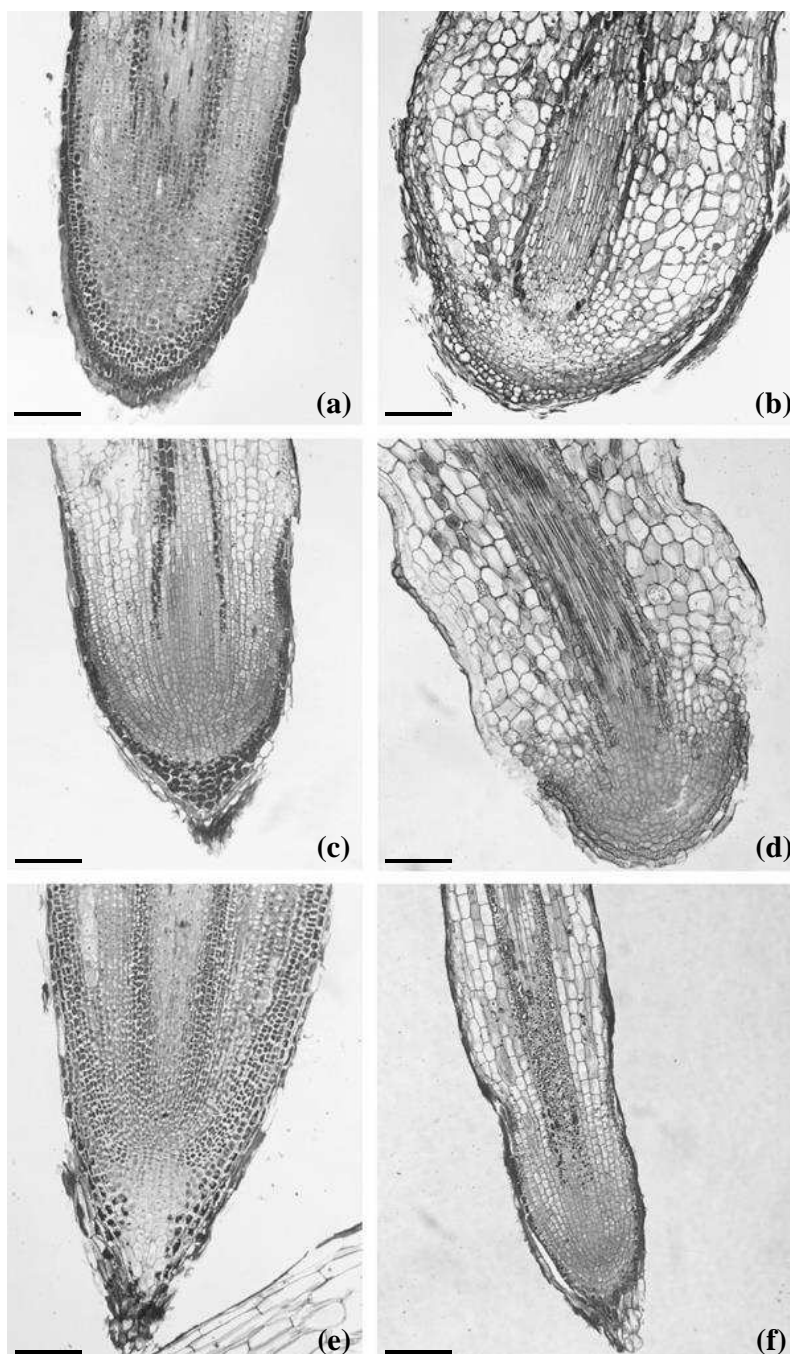


Figura 5 - Secções longitudinais do ápice radicular de videiras jovens 'Niagara Branca' (*Vitis labrusca* L.) cultivadas com e sem adição de 50 mg kg^{-1} de Cu e com 0,0, 1,5 e $3,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ de calcário. (a) – sem adição de Cu e sem calcário; (b) – com adição de 50 mg kg^{-1} de Cu e sem calcário; (c) – sem adição de Cu e com $1,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de calcário; (d) – com adição de 50 mg kg^{-1} de Cu e com $1,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de calcário; (e) – sem adição de Cu e com $3,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ de calcário; (f) – com adição de 50 mg kg^{-1} de Cu e com $3,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ de calcário. Barras = $100 \text{ }\mu\text{m}$.
Fonte: Ambrosini et al. (2015a).

A redução do tamanho da coifa, observada no ápice das raízes expostas à adição de Cu e sem calagem é um sintoma conhecido de toxidez de Cu, sendo provavelmente causado pela redução da divisão celular, que também é ocasionada

pelo excesso de Cu (OUZOUNIDOU et al., 1992). Ter a coifa menos espessa pode ser prejudicial para a planta, uma vez que ela desempenha a função de proteção do meristema apical radicular, além de facilitar a penetração da raiz no solo (LYNCH et al., 2012). Os efeitos adversos causados pelo excesso de Cu comprometem o desenvolvimento do sistema radicular, reduzindo o volume de solo explorado e afetando a absorção de água e nutrientes.

3 Efeitos dos amenizantes em espécies de plantas de cobertura

As plantas de cobertura, como a *Crotalaria juncea*, *Mucuna cinereum* e *Canavalia ensiformis* podem ser cultivadas em entrelinhas de vinhedos para proporcionar maior cobertura do solo, ciclagem de nutrientes e aumentar o aporte de resíduos orgânicos ao solo. Assim como a videira, essas plantas também têm apresentado sintomas de toxicidade de metais pesados afetando principalmente o crescimento radicular e a absorção de nutrientes (AMBROSINI et al., 2015a; 2016; GUIMARÃES et al., 2016).

Em trabalho realizado por Ferreira et al. (2015; 2016), avaliando-se o efeito da aplicação de fertilizante fosfatado em solos com altos teores de Cu (60 mg kg^{-1}) em áreas de vinhedo verificou-se que a aplicação de 100 mg kg^{-1} de P proporcionou incremento de 183 e 448% na produção de matéria seca das plantas de *Mucuna cinereum* e *Crotalaria juncea*, respectivamente, em relação ao tratamento com teores naturais de P no solo ($5,6 \text{ mg kg}^{-1}$ de P) (Figura 6).

A adição de fosfatos tem demonstrado ser eficiente na remediação de solos contaminados com metais pesados (CAO et al., 2002; 2003; KEDE et al., 2008). Isto se deve a alterações de parte dos elementos solúveis em espécies minerais insolúveis (AYATI; MADSEN, 2000; CAO et al., 2003). Além disso, o ânion fosfato pode se ligar a superfícies de partículas reativas, como a de óxidos, formando carga líquida negativa (BARROW, 1999). Com isso, pode ocorrer a formação de complexos ternários do tipo óxido-fosfato-metal (McBRIDE, 1994; PÉREZ-NOVO et al., 2009), o que diminui a disponibilidade de metais pesados, como o Cu, na solução, contribuindo para o melhor desenvolvimento e crescimento das espécies vegetais.

A aplicação de adubos orgânicos também tem demonstrado resultados positivos na redução da disponibilidade de metais pesados do solo, e conseqüentemente, seus efeitos tóxicos sobre as plantas. Santana et al. (2015), avaliando a eficiência de vermicomposto na redução da fitotoxicidade de Cu, em solo com 100 mg kg^{-1} de Cu, verificaram que a aplicação de 80 mg kg^{-1} de P via vermicomposto (40 g kg^{-1} de vermicomposto), proporcionou incrementos na produção de matéria seca das plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*) em 160%, em relação ao tratamento sem a aplicação de vermicomposto (Figura 6).

A disponibilidade de Cu no solo também foi reduzida em 3,36 vezes com a aplicação de 80 mg kg^{-1} de P via vermicomposto, em relação ao solo sem aplicação de vermicomposto. Isto é essencial para estabilização de Cu em solos com altas concentrações, onde o crescimento da planta pode depender da complexação do metal pesado pelo adubo orgânico e pela rizosfera da planta (SALT et al., 1995). Por outro lado, é uma situação desfavorável à fitoextração, que depende da absorção e transporte do Cu para a parte aérea. A menor disponibilidade do Cu em solução é atribuída a sua alta afinidade pelos compostos orgânicos do vermicomposto e pela formação de complexos menos solúveis no solo (JORDÃO et al., 2011; LI et al., 2014). Além disso, a aplicação de vermicomposto proporcionou a elevação do pH da

solução do solo em 12% em relação ao solo que não recebeu a aplicação do vermicomposto, e conseqüentemente, favoreceu a uma maior complexação do Cu pelo resíduo orgânico adicionado no solo, reduzindo a biodisponibilidade deste elemento. O aumento da disponibilidade do P via vermicomposto pode também provocar a formação de ligações entre o Cu e o P em solução, formando fosfatos insolúveis no solo (AUSTRUY et al., 2014).

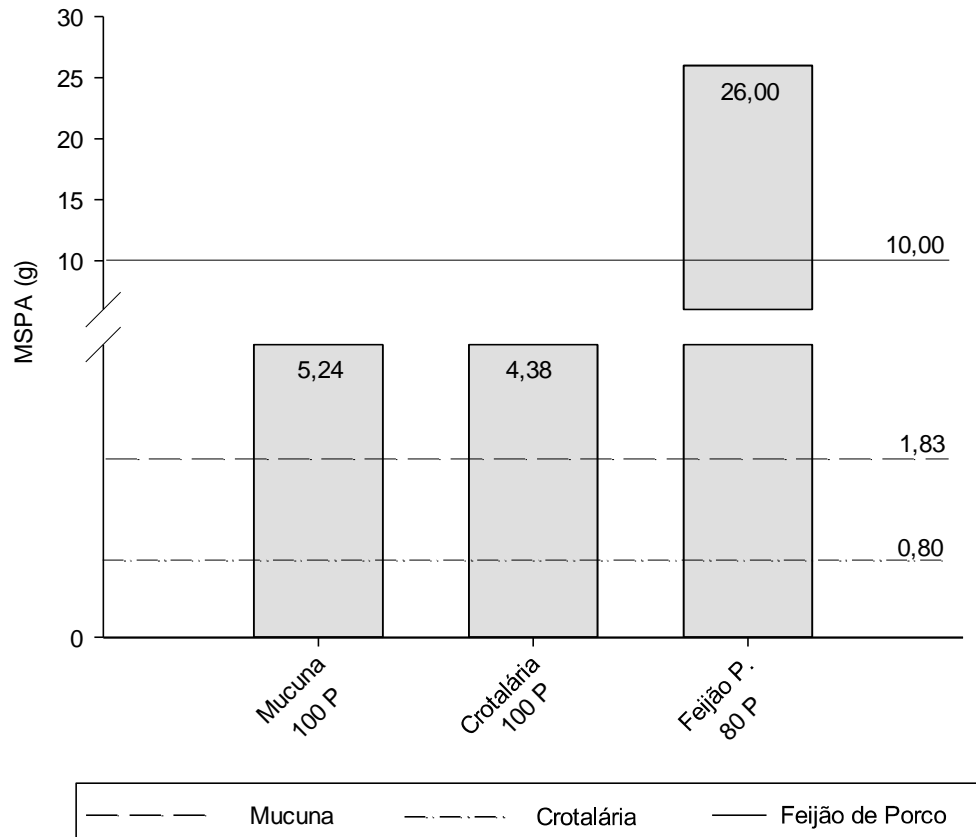


Figura 6 - Matéria seca da parte aérea das plantas *Mucuna cinereum*, *Crotalaria juncea* e *Canavalia ensiformis*, cultivadas em solo com altos teores de Cu, submetidas à aplicação de diferentes doses de P com diferentes fontes. As linhas tracejadas ou contínuas são referentes ao cultivo das espécies vegetais no solo com alto teor de Cu sem a aplicação de P.

Fonte: Adaptado de Ferreira et al. (2015; 2016) e Santana et al. (2015).

Nos tecidos vegetais o excesso de Cu tem demonstrado gerar danos ao aparato fotossintético quando avaliados os parâmetros de fluorescência da clorofila (GONZÁLEZ-MENDOZA et al., 2013). Entretanto, a utilização de amenizantes no solo que diminuem a disponibilidade de Cu também têm demonstrado atenuar os efeitos danosos ao aparato fotossintético proveniente das altas concentrações deste elemento no solo. Ferreira et al. (2015; 2016), verificaram que o rendimento quântico máximo do PSII (Fv/Fm) das espécies *Mucuna cinereum* e *Crotalaria juncea* cultivadas num solo com alto teor de Cu e com adição de 100 mg kg⁻¹ de P no solo foi de 0,72 e 0,74, respectivamente (Figura 7a). Na Figura 7b é possível verificar também que a eficiência quântica efetiva do PSII (Y(II)) foi de 0,50 e 0,32, respectivamente, para *Mucuna cinereum* e *Crotalaria juncea*. Santana et al. (2015),

verificaram no solo com a aplicação de 80 mg kg^{-1} de P via vermicomposto, valores no rendimento quântico máximo do PSII (Fv/Fm) na espécie de feijão-de-porco de 0,74 enquanto que a eficiência quântica efetiva do PSII (Y(II)) foi de 0,28, sendo esses valores superiores aqueles sem aplicação de vermicomposto (Figura 7a-7b).

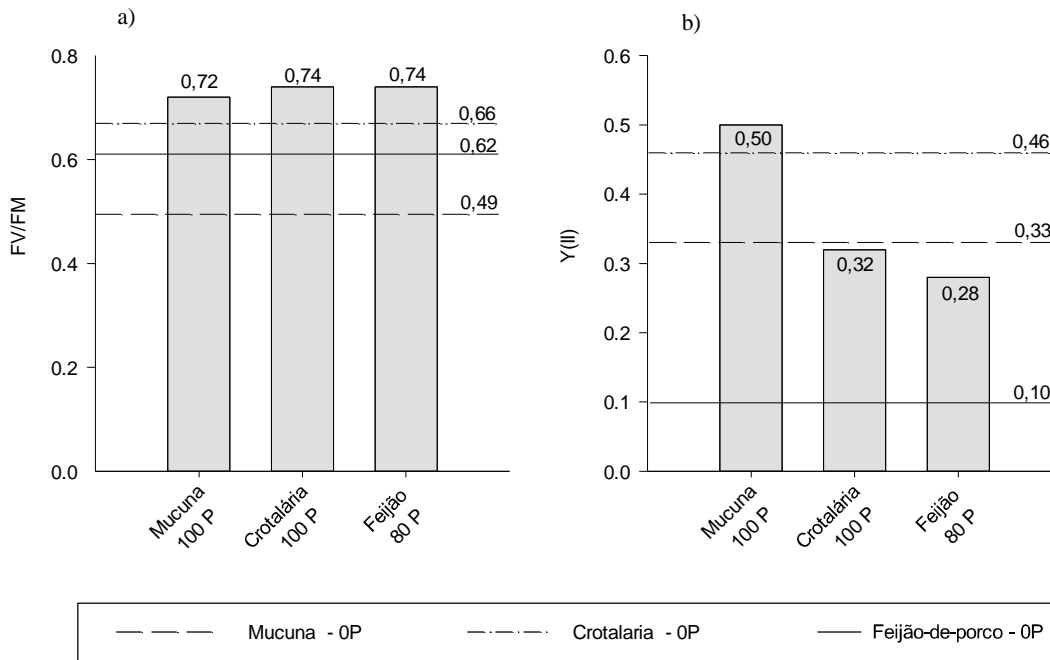


Figura 7 - Rendimento quântico máximo do PSII (Fv/Fm) e eficiência quântica efetiva do PSII (Y(II)) em plantas de *Mucuna cinereum*, *Crotalaria juncea* e feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*), cultivadas em solo com altos teores de Cu e aplicação de diferentes doses de P com diferentes fontes. As linhas tracejadas ou contínuas são referentes ao cultivo das espécies vegetais no solo com alto teor de Cu sem a aplicação de P.

Fonte: Adaptado de Ferreira et al. (2015; 2016) e Santana et al. (2015).

Segundo Kalaji e Guo (2008), plantas que apresentam valores de Fv/Fm próximos a 0,85 são consideradas saudáveis, podendo variar entre diferentes espécies. Porém, valores muito inferiores a estes indicam condições estressantes que reduzem a capacidade fotoquímica do PSII. Este fato foi observado no tratamento sem a adição do vermicomposto, onde o excesso do Cu e a deficiência nutricional, principalmente de P, reduziram os valores de Fv/Fm até 0,62 em plantas de feijão de porco. A redução da eficiência quântica efetiva do PSII (Y(II)) é consequência da destruição do centro de reação do fotossistema II (PSII) ou da redução da capacidade de transferência da energia de excitação para o centro de reação, causada pelo Cu em excesso no tecido vegetal (BAKER; ROSENQVST, 2004). Da mesma forma Cambrollé et al. (2015), observaram redução do rendimento quântico máximo do PSII (Fv/Fm) e da eficiência quântica efetiva do PSII (Y(II)) devido à fitointoxicação causada pelo Cu, que provoca a degradação do conteúdo interno do cloroplasto e a substituição do Mg pelo Cu na clorofila. A utilização de vermicomposto em doses adequadas tem demonstrado também ser um excelente amenizante da toxidez provocada pelo Cu na fluorescência da clorofila a, sendo este, mais um efeito benéfico do vermicomposto para a fitorremediação. A redução da toxidez causada

pelo Cu reduz a dissipação da energia de excitação das clorofilas e pode prevenir a formação de moléculas altamente reativas (EROs), a partir de oxigênio, que podem danificar irreversivelmente proteínas, lipídeos e pigmentos de membranas fotossintéticas (HORTON; RUBAN, 2004). Após a formação de EROs, a eliminação destas dependerá da ativação da defesa antioxidante enzimática.

A ativação de enzimas que eliminam EROs, como SOD (superóxido dismutase) e CAT (catalase), faz parte do mecanismo de desintoxicação mais comum em resposta ao estresse oxidativo (MITTLER, 2002). As atividades das enzimas SOD e CAT nas espécies *Mucuna cinereum* e *Crotalaria juncea* foram menores quando essas foram cultivadas no solo com a aplicação de 100 mg kg⁻¹ de P, em relação ao cultivo dessas espécies no solo sem a aplicação de P e com alto teor de Cu (Figura 8a-8b). A adição de 100 mg kg⁻¹ de P reduziu a disponibilidade de Cu na solução do solo, como consequência reduzindo os efeitos fitotóxicos nas plantas, reduzindo a atividade das enzimas SOD e CAT (FERREIRA et al., 2015; 2016). Santana et al. (2015), observaram o mesmo comportamento da atividade das enzimas SOD e CAT em plantas de feijão de porco quando cultivadas em solo com a aplicação de 80 mg kg⁻¹ de P via vermicomposto.

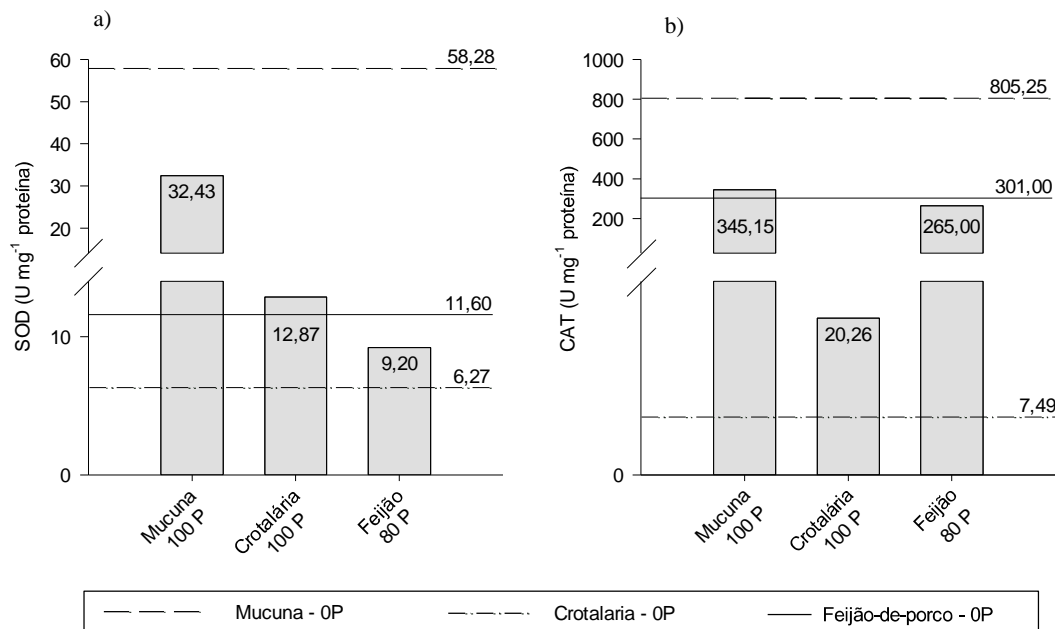


Figura 8 - Atividade SOD (superóxido dismutase) e CAT (catalase), em plantas de *Mucuna cinereum*, *Crotalaria juncea* e feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*), cultivadas em solo com altos teores de Cu e aplicação de diferentes doses de P com diferentes fontes. As linhas tracejadas ou contínuas são referentes ao cultivo das espécies vegetais no solo com alto teor de Cu sem a aplicação de P.

Fonte: Adaptado de Ferreira et al. (2015; 2016) e Santana et al. (2015).

4 Micorrizas arbusculares: caracterização e importância em solos de vinhedos contaminados

O termo micorriza refere-se à associação simbiótica entre as raízes das plantas e certos fungos do solo. As micorrizas são regra entre os vegetais, sendo poucas as famílias botânicas que não possuem espécies capazes de formar esta simbiose. Desde o reconhecimento científico sobre interações entre alguns grupos de fungos

do solo e raízes das plantas em meados do século XIX e o primeiro uso do termo “micorriza”, muitos efeitos benéficos desta associação para as plantas têm sido demonstrados (SMITH; READ, 2008). Existem distintos tipos de micorrizas que variam em função das espécies vegetais e fungos micorrízicos envolvidos na simbiose, o que resulta em distintas estruturas micorrízicas produzidas no processo simbiótico (SMITH; READ, 2008). Entre os diferentes tipos, as micorrizas arbusculares (MA) são as mais comuns e estão presentes em uma variedade de espécies vegetais colonizadas por fungos simbióticos obrigatórios, conhecidos como fungos micorrízicos arbusculares (FMA) (SCHÜBLER et al., 2001).

Um dos principais aspectos abordados sobre os FMA está relacionado com benefícios proporcionados pelos seus efeitos nutricionais sobre a planta simbiótica. As hifas extraradiculares dos FMA propiciam aumento do volume de solo explorado pelas raízes, com conseqüente aumento na eficiência da absorção de nutrientes para as plantas, principalmente daqueles pouco móveis como é o caso do P (BI et al., 2005). O papel biofertilizador dos FMA também pode ocorrer indiretamente, através da disponibilização de outros elementos de maior mobilidade no solo como é o caso do N. Embora os FMA não sejam considerados capazes de realizar a decomposição de moléculas orgânicas complexas, tem sido observada a sua contribuição em estimular a microbiota edáfica responsável pela decomposição de formas lábeis da matéria orgânica, favorecendo indiretamente a aquisição de N pelas plantas (HODGE et al., 2001; CHENG; BAUMGARTNER, 2006).

Além da contribuição para a nutrição vegetal, mais recentemente tem sido relatado que os FMA também participam na atenuação de estresses abióticos como aqueles causados pelo excesso de metais pesados no solo. Os FMA apresentam mecanismos que são capazes de alterar a biodisponibilidade dos metais pesados no ambiente micorrizosférico com conseqüente efeito no potencial de absorção das raízes e também mecanismos de proteção às plantas contra esses elementos. A atenuação da toxicidade aos metais pesados pode resultar de decréscimos na absorção, acumulação ou translocação dos contaminantes na planta, ou até mesmo pelos efeitos indiretos na melhoria do estado nutricional (HEGGO et al., 1990; DÍAZ et al., 1996; SIQUEIRA et al., 1999). No entanto, esses efeitos são variáveis em função tanto do tipo de contaminação, como pelos benefícios proporcionados (KILLHAM; FIRESTONE, 1983; GUO et al., 1996). Vários mecanismos têm sido sugeridos tais como: efeito de diluição dos metais pesados nos tecidos vegetais em decorrência do favorecimento do crescimento da planta (CHRISTIE et al., 2004); exclusão da absorção por meio da precipitação ou quelação dos elementos na rizosfera (KARLDORF et al., 1999); ações reguladoras da absorção e compartimentalização dos elementos tóxicos em órgãos específicos (KHAN et al., 2000; GONZÁLEZ-CHÁVEZ et al., 2002) com conseqüente redução da transferência dos elementos das raízes para a parte aérea (CHRISTIE et al., 2004). Em ampla revisão da literatura sobre este assunto, Meharg (2003), destaca que no caso das simbioses micorrízicas, plantas e FMA podem operar independentemente ou conjuntamente os mesmos mecanismos de tolerância aos efeitos tóxicos dos metais pesados.

Em relação à amenização do estresse causado pelas plantas em solos contaminados com metais pesados utilizando-se FMA, há indícios que o aumento da absorção de P pelas plantas micorrizadas resulta em redução na translocação de elementos para a parte aérea das plantas (CHRISTIE et al., 2004; SOARES; SIQUEIRA, 2008). Considerando que o P é um elemento essencial para o crescimento das plantas e que as micorrizas aumentam a absorção deste nutriente, isto pode contribuir para a amenização da toxidez de metais pesados, favorecendo

assim o estabelecimento de plantas em solos contaminados. Os FMA podem também favorecer a retenção de metais pesados em glicoproteínas insolúveis denominadas “glomalinas” que são produzidas em grande quantidade pelas hifas de certos FMA, onde grande quantidade de elementos pode ser sequestrada, podendo este ser um mecanismo adicional na proteção das MA às plantas (GONZÁLEZ-CHÁVEZ et al., 2004). Aliado a estes mecanismos as micorrizas podem ainda servir como barreira física ao transporte desses elementos para a parte aérea (ANDRADE et al., 2003; 2005) devido à complexação dos metais em grupos funcionais da parede celular dos FMA tais como: hidroxila, carboxila, amino e sulfídrico (GALLI et al., 1994). Esses grupos funcionais têm sido relatados em proteínas ligantes contendo cisteínas que são capazes de complexar elementos-traço na superfície do micélio dos FMA com conseqüente contribuição para a resistência das plantas a esses elementos (CHRISTIE et al., 2004). Os FMA podem também adotar estratégias de compartimentalização onde os metais pesados em excesso são translocados para compartimentos subcelulares (normalmente vacúolos), sendo retirado do citoplasma (MEHARG, 2003). Os compostos que entram na célula podem ainda sofrer alteração para outras espécies, para efeito de transporte ou acumulação, como é postulado, no caso de produção de agentes quelantes de metais pesados, como os ácidos orgânicos dicarboxílicos, aminoácidos, fitoquelatinas e metalotioneínas. Há indícios de que estas respostas envolvem a modulação da expressão induzida de proteínas de resposta das plantas na presença de elementos-traço (REPETTO et al., 2003).

Considerando os vários mecanismos mediados pelas micorrizas arbusculares na tolerância das plantas ao excesso de metais pesados, estrategicamente seria recomendável a aplicação da tecnologia de inoculação de FMA empregando-se isolados autóctones de ambientes contaminados. Devido ao ambiente em que se encontram, esses fungos apresentam maior resistência à toxicidade desses elementos do que populações isoladas de áreas não contaminadas (DEL VAL et al., 1999; MEIER et al., 2011). Algumas estratégias estão envolvidas para evitar os danos causados pelo excesso de metais pesados que inclui: acúmulo dos contaminantes no interior dos esporos dos FMA (CORNEJO et al., 2013), complexação intracelular no citosol e translocação para vacúolos (FERROL et al., 2009).

Considerando que a videira é altamente dependente dos FMA por apresentarem raízes grossas e de baixa densidade no solo (EISSENSTAT, 2008; SCHREINER, 2005) e os vários mecanismos envolvidos na tolerância das plantas ao excesso de metais pesados descritos anteriormente, as micorrizas arbusculares podem desempenhar um importante papel no crescimento das mudas em solos de vinhedos contaminados. Tal fato pode ser evidenciado nos vinhedos orgânicos que apresentam práticas de baixo *input* em que se verifica alta abundância e diversidade de FMA (OEHL et al., 2004). De fato, videiras cultivadas em sistemas orgânicos apresentam colonização micorrízica de 30 a 60% maior do que em sistemas convencionais de cultivo, sendo que cerca de 50% da variação da colonização radicular está relacionada com as propriedades químicas do solo (pH, P, K, Mg) (MÄDDER et al., 2000).??

Deste modo, por atuarem como agentes de proteção às plantas e diminuírem a disponibilidade de metais pesados do solo, os FMA podem desempenhar importante papel na tolerância das plantas em ambientes contaminados com estes elementos. Isto se reveste de extremo interesse, visto que a maioria das plantas forma a simbiose micorrízica, mesmo em condições de elevada contaminação do solo (KLAUBERG-FILHO et al., 2005).

A partir da importância destacada dos FMA na promoção do crescimento de videiras, bem como na redução dos efeitos tóxicos do Cu sobre as plantas, estudos vêm sendo conduzidos no Sul do Brasil visando avaliar a eficiência dessa simbiose na manutenção, principalmente das mudas de videira. Em estudo conduzido por Ambrosini et al. (2015b), foram coletadas amostras de solo de um vinhedo comercial localizado na cidade de Santana do Livramento (RS), com 40 anos de cultivo e longo histórico de aplicação de fungicida foliar a base de Cu. Pelas análises químicas foi detectado $46,2 \text{ mg Cu kg}^{-1}$ de solo, o que é 100 vezes maior do que os níveis estabelecidos pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo do Rio Grande do Sul e Santa Catarina para os solos dessa região (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2004). O solo foi autoclavado em tubetes de 300 cm^3 e, posteriormente, mudas de videira obtidas por micropopulação foram transplantadas para os tubetes e inoculadas com 10 mL de solo inóculo contendo propágulos de FMA, sendo o experimento conduzido por 130 dias em casa de vegetação.

Foram avaliados seis FMA (*Dentiscutata heterogama* - UFSC 08, *Gigaspora gigantea* - UFSC 04, *Acaulospora morrowiae* - UFSC 16, *Acaulospora colombiana* - UFSC 29, *Rhizophagus clarus* - UFSC 14, and *Rhizophagus irregularis* - DAOM 181602), sendo os resultados comparados com tratamento controle sem inoculação de FMA. Entre os tratamentos, *R. clarus* e *R. irregularis* promoveram uma maior produção de massa seca das raízes de videira, o que pode ter sido causado pela habilidade desses FMA em mitigar o estresse provocado pelos altos níveis de Cu do solo (FERROL et al., 2009; SABA et al., 2013), especialmente pelo fato dos fungos promoverem um aumento na absorção de água e nutrientes pelas raízes, particularmente o P, contribuindo para um aumento da biomassa das mesmas (GUPTA et al., 2014). É sabido que o sistema radicular das plantas é altamente susceptível ao excesso de Cu no solo (KOPITKE et al., 2009), podendo *R. clarus* e *R. irregularis* ter um papel chave na proteção dos porta-enxertos após o transplante para solos contaminados com Cu, facilitando o estabelecimento e crescimento das mudas de videira. As altas percentagens de colonização das raízes das videiras jovens inoculadas com *R. clarus* e *R. irregularis* (Figura 9) demonstram uma maior eficiência simbiótica desses FMA com videira. Essa maior eficiência é conhecida por variar entre FMA e planta hospedeira (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006), sendo mais evidente em situações de estresse, dentre as quais solos contaminados com elementos traço.

As taxas de colonização desse estudo, quando comparadas com os resultados de Karagiannidis et al. (1997), em raízes de videiras jovens do porta-enxerto P1103 foram menores, pois as taxas menos efetivas foram de 75%, no entanto, em solos não contaminados com metais pesados, o que demonstra que o estresse teve influência direta sobre a colonização micorrízica. É sabido que solos contaminados com elementos-traço têm efeito negativo sobre a micorrização (KLAUBERG-FILHO et al., 2005; ZHANG et al., 2012), havendo estudos demonstrando que a adição de 300 mg kg^{-1} de Pb no solo reduziu de 68,7 para 26,3% e a adição de 50 mg kg^{-1} de Ca reduziu de 58,0 para 44,7% a micorrização de videiras (KARAGIANNIDIS; NIKOLAOU, 2000). No entanto, valores de referência para colonização micorrízica em solos com altos níveis de Cu não foram avaliados para videiras, sendo uma importante linha de pesquisa a ser desenvolvida visando o aumento da eficiência da simbiose para redução da toxicidade do Cu para o desenvolvimento das plantas.

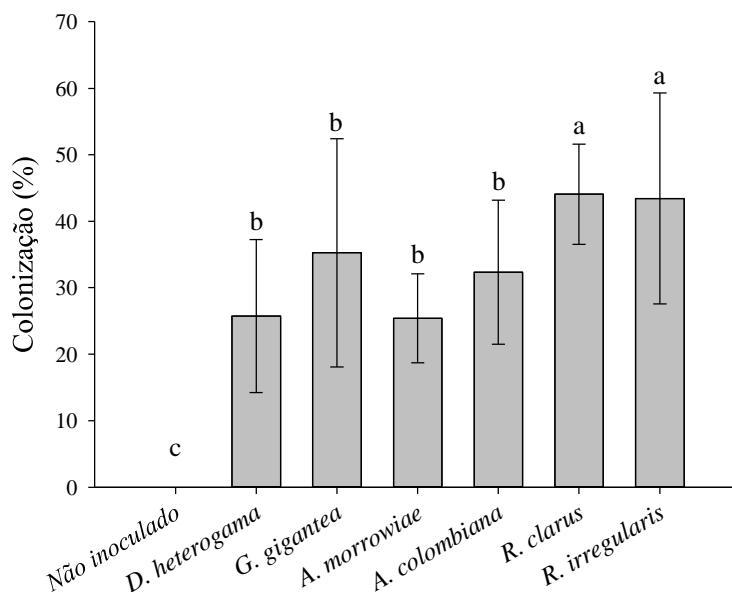


Figura 9 - Percentagem de colonização micorrízica de videiras jovens do porta-enxerto P1103 com e sem inoculação de FMA em solos com altos níveis de Cu. Fonte: Ambrosini et al. (2015b).

Apesar da menor taxa de colonização em solos contaminados com Cu, quando comparados com solos não contaminados com esse elemento, a inoculação de FMA em mudas de videira promoveu o acúmulo de P na parte aérea dessas plantas, especialmente naquelas inoculadas com *R. irregularis*, seguido por *G. gigantea*, *A. colombiana* e *R. clarus*. Já nas raízes de videira melhores resultados foram obtidos nos tratamentos inoculados com *R. clarus* e *R. irregularis* (Tabela 1), podendo esses resultados ser relacionados com o aumento da matéria seca nas raízes desses tratamentos quando comparados com o tratamento não inoculado.

Tabela 1 - Teor e acúmulo de P em videiras jovens do porta-enxerto P1103 inoculadas e não-inoculadas com FMA em solo com altos níveis de Cu.

FMA	Teor de P		P acumulado	
	Raiz	Parte aérea	Raiz	Parte aérea
	----- (mg kg ⁻¹) -----		----- (µg planta ⁻¹) -----	
Não inoculado	1,3 b ⁽¹⁾	1,7 b	4,2 c	1,2 c
<i>D. heterogama</i>	1,2 b	1,8 b	3,9 c	1,3 c
<i>G. gigantea</i>	1,7 a	2,4 a	5,2 b	1,9 b
<i>A. morrowiae</i>	1,6 a	2,4 a	5,4 b	1,5 c
<i>A. colombiana</i>	1,4 b	2,5 a	4,0 c	1,8 b
<i>R. clarus</i>	1,7 a	2,3 a	6,8 a	1,8 b
<i>R. irregularis</i>	1,6 a	2,7 a	6,8 a	2,4 a
CV (%)	8,76	21,11	8,71	14,99

⁽¹⁾Dados com a mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si pelo teste Scott-Knott (P<0,05).

Fonte: Ambrosini et al. (2015b).

Esses resultados são importantes, pois o crescimento de mudas de videira é reduzido em solos com altos níveis de Cu, condição essa encontrada nos solos onde se cultiva videiras no Sul do Brasil. No entanto, FMA podem minimizar o efeito tóxico do Cu para as plantas devido ao aumento na nutrição com P (SOARES; SIQUEIRA, 2008; ANDRADE et al., 2010) bem como por outras estratégias, incluindo quelação de elementos traço por compostos orgânicos liberados no solo (ex.: glomalina), ou compartimentalização do Cu em esporos e vesículas (FERROL et al., 2009; BEDINI et al., 2010; CORNEJO et al., 2013).

Com relação ao acúmulo de Cu nas plantas de videira (Tabela 2), dos tratamentos avaliados, plantas inoculadas com *R. clarus*, seguido de plantas inoculadas com *A. morrowiae* e *R. irregularis* proporcionaram os melhores resultados. Esse resultado pode ser explicado pela correlação positiva existente entre o acúmulo de P nas raízes e na parte aérea das plantas micorrizadas com o acúmulo de Cu nas plantas de videira, com resultados mais pronunciados nas raízes. É sabido que o aumento das raízes contribui para o incremento da biomassa radicular e permite uma maior absorção de água e nutrientes, incluindo Cu, pela planta (GUPTA et al., 2014).

Tabela 2 - Teor e acúmulo de Cu em videiras jovens do porta-enxerto P1103 inoculadas e não-inoculadas com FMA em solo com altos níveis de Cu.

FMA	Teor de Cu		Cu acumulado	
	Raiz ----- (mg kg ⁻¹) -----	Parte aérea ----- (mg kg ⁻¹) -----	Raiz ----- (µg planta ⁻¹) -----	Parte aérea ----- (µg planta ⁻¹) -----
Não inoculado	23,8 b*	3,4 b	73,6 d	2,4 c
<i>D. heterogama</i>	29,9 b	2,6 b	93,1 c	1,9 c
<i>G. gigantea</i>	34,2 a	3,2 b	101,8 c	2,4 c
<i>A. morrowiae</i>	41,2 a	4,6 a	129,9 b	2,9 b
<i>A. colombiana</i>	35,0 a	2,8 b	103,0 c	2,1 c
<i>R. clarus</i>	40,9 a	4,9 a	160,3 a	3,8 a
<i>R. irregularis</i>	32,6 b	3,2 b	132,9 b	2,8 b
CV (%)	23,64	36,34	13,8	21,3

*Dados com a mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si pelo teste Scott-Knott (P<0,05).

Fonte: Ambrosini et al. (2015b).

A razão entre o teor de Cu nas raízes e na parte aérea das mudas de videira foi de 6,9 no tratamento não inoculado, enquanto que nos tratamentos inoculados a razão variou de 8,3 a 12,4, indicando que pequenas quantidades de Cu foram translocadas da porção radicular para a parte aérea das plantas. Isso pode ter ocorrido devido à absorção de P nas raízes da videira, o que foi promovido pelos FMA (ANDRADE et al., 2010), ocasionando a formação de compostos fosfato metálicos menos móveis, reduzindo a translocação do Cu das raízes para a parte aérea das mudas de videira (SOARES; SIQUEIRA, 2008). Além disso, plantas expostas a altas concentrações de Cu geralmente acumulam grandes quantidades desse elemento em suas raízes devido ao contato inicial dessa região com o Cu presente do solo (KOPITKE et al., 2009). No entanto, quando comparado com plantas não-inoculadas, torna-se evidente a contribuição dos FMA para o acúmulo do Cu tanto nas raízes quanto na parte aérea das mudas de videira.

Dessa forma, pelos resultados obtidos, pode ser observada a contribuição dos FMA no desenvolvimento das mudas de videira, fornecendo maior aporte nutricional para as plantas, bem como manutenção das concentrações de Cu nas plantas, limitando o efeito tóxico desse elemento para as plantas.

Em trabalho similar desenvolvido por Rosa et al. (2016), com amostras de solo da mesma região da pesquisa de Ambrosini et al. (2015b), resultados semelhantes foram obtidos. Dentre os FMA avaliados, *R. clarus* promoveu maior benefício para o crescimento das plantas e reduziu o teor de Cu nos tecidos das mudas de videira, reduzindo a toxicidade do Cu as plantas avaliadas.

Com base nos resultados obtidos nos estudos conduzidos no Sul do Brasil, torna-se evidente a real contribuição dos FMA no estabelecimento e manutenção do crescimento de mudas de videira em solos contaminados com Cu. Apesar disso, novos estudos são necessários para a seleção de FMA mais adaptados às condições locais de altas concentrações de Cu, notadamente isolados autóctones, visando assim, um melhor estabelecimento dos mesmos no local de plantio, com maior eficiência na promoção do crescimento das videiras no Sul do Brasil.

5 Considerações finais

As altas concentrações e persistência de metais pesados nos solos geram um desequilíbrio no desenvolvimento das espécies vegetais instaladas nas áreas de vinhedos. Com o propósito de reduzir o efeito da contaminação por metais pesados, estratégias de amenização vêm sendo utilizadas com a finalidade de melhorar os atributos do solo que visam reduzir a disponibilidade dos elementos, auxiliando assim no desenvolvimento das espécies vegetais. O que se tem verificado com as pesquisas realizadas no Sul do Brasil é que concentrações elevadas desses elementos na solução do solo têm provocado alterações fisiológicas que refletem diretamente na morfologia da planta, causando modificação no ritmo de crescimento e desenvolvimento das estruturas vegetativas. Dentre os diferentes materiais utilizados na redução da disponibilidade de metais pesados na solução do solo, a aplicação de P, calcário e composto orgânico têm-se mostrado promissora em favorecer o desenvolvimento tanto de plantas de cobertura quanto de mudas de videiras. Baseado nessas informações, a pesquisa deve avançar nos aspectos relacionados à aplicação conjunta desses amenizantes no solo de modo a possibilitar o manejo das áreas contaminadas em termos de: quantidade recomendada dos amenizantes, épocas de aplicação e seus efeitos sobre as formas biodisponíveis de metais pesados no solo.

Aliado às estratégias relacionadas à aplicação dos amenizantes citados anteriormente, a pesquisa deve avançar nas contribuições das simbioses radiculares, notadamente nas micorrizas arbusculares, de modo a possibilitar maior tolerância da videira em solos contaminados, especialmente com Cu. Uma alternativa para se obter os benefícios dessa associação é por meio do manejo das populações autóctones de FMA, as quais são adaptadas ao excesso de metais pesados no solo. Tal estratégia pode ser alcançada pela manutenção das plantas espontâneas ou pela introdução de plantas de cobertura capazes de aumentar o número de propágulos de FMA, com conseqüente aumento na colonização micorrízica na videira. Sugere-se ainda, que isolados de FMA dessas áreas sejam identificados e multiplicados para a obtenção de inoculantes micorrízicos para serem empregados na produção de mudas jovens de videira pré-micorrizadas. Essas estratégias irão possibilitar uma maior sobrevivência e estabelecimento das mudas

de videira em solos que contenham excesso de metais pesados na região Sul do Brasil.

6 Referências bibliográficas

- ACCIOLY, A. M. A.; SOARES, C. R. F. S.; SIQUEIRA, J. O. Silicato de cálcio como amenizante da toxidez de metais pesados em mudas de eucalipto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 2, p. 180-188, fev. 2009.
- AHMAD, M.; RAJAPAKSHA, A. U.; LIM, J. E.; ZHANG, M.; BOLAN, N.; DINESH, M.; VITHANAGE, M.; LEE, S. S.; OK, Y. S. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. **Chemosphere**, v. 99, p. 19–33, March 2014.
- AMBROSINI, V. G.; ROSA, D. J.; PRADO, J. P. C.; BORGHEZAN, M.; MELO, G. W. B. de; SOARES, C. R. F. de S.; COMIN, J. J.; SIMÃO, D. G.; BRUNETTO, G. Reduction of copper phytotoxicity by liming: A study of the root anatomy of young vines (*Vitis labrusca* L.). **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 96, p. 270-280, Nov. 2015a.
- AMBROSINI, V. G.; VOGES, J. G.; CANTON, L.; COUTO, R. da R.; FERREIRA, P. A. A.; COMIN, J. J.; MELO, G. W. B. de; BRUNETTO, G.; SOARES, C. R. F. de S.. Effect of arbuscular mycorrhizal fungi on young vines in copper-contaminated soil. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 46, n. 4, p. 1045-1052, Oct./Dec. 2015b.
- AMBROSINI, V.G.; ROSA, D. J.; BORGUEZAN, M.; PESCADOR, R.; MIOTTO, A.; MELO, G. W. B. de; SOARES, C. R. F. de S.; COMIM, J. J.; BRUNETTO, G. Liming as an ameliorator of copper toxicity in black oat (*Avena strigosa*). **Journal of Plant Nutrition**, 2016 (Aceito para publicação).
- ANDRADE, S. A. L.; JORGE R. A.; SILVEIRA A. P. D. Cadmium effect on the association of jackbean (*Canavalia ensiformis*) and arbuscular mycorrhizal fungi. **Scientia Agricola**, v. 62, n. 4, p. 389–394, July/Aug. 2005.
- ANDRADE, S. A. L.; ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; SILVEIRA, A. P. D. Interação de chumbo, da saturação por bases do solo e de micorriza arbuscular no crescimento e nutrição mineral da soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 5, p. 945–954, Sept./Oct. 2003.
- ANDRADE, S. A. L.; SILVEIRA, A. P. D.; MAZZAFERA, P. Arbuscular mycorrhiza alters metal uptake and the physiological response of *Coffea arabica* seedlings to increasing Zn and Cu concentrations in soil. **The Science of the Total Environment**, v. 408, N. 22, p. 5381-5391, Oct. 2010.
- AUSTRUY, A.; SHAHID, M.; XIONG, T.; CASTREC, M.; PAYRE, V.; NIAZZI, N. K.; SABIR, M.; DUMAT, C. Mechanisms of metal-phosphates formation in the rhizosphere soils of pea and tomato: environmental and sanitary consequences. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 4, p. 666–678, April 2014.
- AYATI, M.; MADSEN, H. E. L. Crystallization of some heavy metal phosphates alone and in the presence of calcium ion. **Journal of Crystal Growth**, v. 208, p. 579–591, Jan. 2000.
- BAKER, N. R.; ROSENQVIST, E. Applications of chlorophyll fluorescence can improve crop production strategies: an examination of future possibilities. **Journal of Experimental Botany**, v. 55, n. 403, p. 1607–1621, July 2004.

BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. **Suelo y Planta**, v. 2, p. 345-361, 1992.

BARROW, N. J. The four laws of soil chemistry: the Leeper lecture. **Australian Journal of Soil Research**, v. 37, n. 5, p.787-830, Jan. 1999.

BEDINI, S.; TURRINI, A.; RIGO, C.; ARGESE, E.; GIOVANNETTI, M. Molecular characterization and glomalin production of arbuscular mycorrhizal fungi colonizing a heavy metal polluted ash disposal island, downtown Venice. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 5, p. 758-765, May 2010.

BERGMANN, W. **Nutritional disorders of plants – Development, visual and analytical diagnosis**. New York, G. Fischer, 1992. 741p.

BI, Y.-L.; WU, F.-Y.; WU, Y.-K. Application of arbuscular mycorrhizal in ecological restoration of areas affected by coal mining in China. **Acta Ecologica Sinica**, v. 25, N. 8, p. 2068-2073, AUG. 2005.

BOONYAPOOKANA B. ; PARKPIAN, P.; TECHAPINYAWAT, S.; DELAUNE, R. D.; JUQSUJINDA, A. Phytoaccumulation of lead by sunflower (*Helianthus annuus*), tobacco (*Nicotiana tabacum*), and vetiver (*Vetiveria zizanioides*). **J. Environ. Sci. Health. Part A, Toxic Hazardous Subst. & Environ. Eng.**, v. 40, n. 1, p. 117-137, 2005. BROWN, S.L.; CHANEY, R. L.; ANGLE, J. S.; BAKER, A. J. M. Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* grown in nutrient solution. **Soil Science Society of America Journal**, v. 59, n. 1, p. 125–133, Jan. 1995.

BRUNETTO, G.; MIOTTO, A.; CERETTA, C. A.; SCHMITT, D. E.; HEIZEN, J.; MORAES, M. P. de; CANTON, L.; TIECHER, T. L.; COMIN, J. J.; GIROTTO, E. Mobility of copper and zinc fractions in fungicide-amended vineyard sandy soils. **Archives Agronomy Soil Science**, v. 60, n. 5, p. 609–624, 2014.

CAMBROLLÉ, J.; GARCIA, J. L.; FIGUEROA, M. E.; CANTOS, M. Evaluating wild grapevine tolerance to copper toxicity. **Chemosphere**, v. 120, p. 171–178, Feb. 2015.

CAO, R. X.; MA, L. Q.; CHEN, M.; SINGH, S. P.; HARRIS, W. G. Phosphate-induced metal immobilization in a contaminated site. **Environmental Pollution**, v. 122, n. 2, p. 19–28, Mar. 2003.

CAO, R. X.; MA, L. Q.; CHEN, L.; SINGH, S. P.; HARRIS, W. G. Impacts of phosphate amendments on lead biogeochemistry at a contaminated site. **Environmental Science Technology**, v. 36, n. 24, p. 5296-5304, 2002.

CHENG, X.; BAUMGARTNER, K. Effects of mycorrhizal roots and extraradical hyphae on ¹⁵N uptake from vineyard cover crop litter and the soil microbial community. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 9, p. 2665–2675, 2006.

CHRISTIE, P.; XIAOLIN, L.; BAODONG, C. Arbuscular mycorrhiza can depress translocation of zinc to shoots of host plants in soil moderately polluted with zinc. **Plant and Soil**, v. 261, v. 1, p. 209–217, April 2004.

CORNEJO, P.; PÉREZ-TIENDA, J.; MEIER, S.; VALDERAS, A.; BONIE, F.; AZCÓN-AGUILAR, C.; FERROL, N. Copper compartmentalization in spores as a survival strategy of arbuscular mycorrhizal fungi in Cu-polluted environments. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 57, p. 925–928, Feb. 2013.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. Comissão de Química e Fertilidade do Solo. **Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio**

- Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre, RS: SBCS - Núcleo Regional Sul/UFRGS, 2004.
- CROUÉ, J. P.; BENEDETTI, M. F.; VIOLLEAU, D.; LEENHEER, J. A. Characterization and copper binding of humic and nonhumic organic matter isolated from the South Platte River: evidence for the presence of nitrogenous binding site. **Environmental Science Technology**, v. 37, n. 2, p. 328–336, Jan. 2003.
- CUNHA, K. P. V. da; NASCIMENTO, C. W. A. do; PIMENTEL, R. M. de M.; FERREIRA, C. P. Cellular localization of cadmium and structural changes in maize plants grown on a Cadmiun contaminated soil with and without liming. **Journal of Hazardous Materials**, v. 160, n. 1, p. 228-234, Mar. 2008.
- CURRIE, H. A.; PERRY, C. C. Silica in plants: biological, biochemical and chemical studies. **Annals of Botany**, v. 100, n. 7, p. 1383–1389, Oct. 2007.
- DEGENHARDT, B.; GIMMLER, H. Cell wall adaptations to multiple environmental stresses in maize roots. **Journal of Experimental Botany**, v. 51, n. 344, p. 595-603, Mar. 2000.
- DEL VAL, C.; BAREA, J. M.; AZCON-AGUILAR, C. Assessing the tolerance to heavy metals of arbuscular mycorrhizal fungi isolated from sewage sludge-contaminated soils. **Applied Soil Ecology**, v. 11, n. 2-3, p. 261–269, Feb. 1999.
- DÍAZ, G.; AZCÓN-AGUILAR, C.; HONRÚBIA, M. Influence of arbuscular mycorrhiza on heavy metal (Zn and Pb) uptake and growth of *Lygeum spartum* and *Anthyllis cystisoides*. **Plant and Soil**, v. 180, p. 241-249, 1996.
- EISSENSTAT, D. M. Costs and benefits of constructing roots of small diameter. **Journal of Plant Nutrition**, v. 15, n. 6-7, p. 763–782, 2008.
- EPSTEIN, E. Silicon. **Annual Review in Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v. 50, p. 641-664, June 1999.
- FERREIRA, P. A. A. et al. Atividade enzimática e fluorescência da clorofila *a* em *Mucuna cinereum* inoculada com *Rhizophagus clarus* e cultivada em solo com altos teores de Cu, 2016. No Prelo.
- FERREIRA, P. A. A.; CERETTA, C. A.; SORIANI, H. H.; TIECHER, T. L.; SOARES, C. R. F. S.; ROSSATO, L. V.; NICOLOSO, F. T.; BRUNETTO, G.; PARANHOS, J. T.; CORNEJO, P. *Rhizophagus clarus* and phosphate alter the physiological responses of *Crotalaria juncea* cultivated in soil with a high Cu level. **Applied Soil Ecology**, v. 91, p. 37 – 47, July 2015.
- FERREIRA, P. A. A.; BRUNETTO, G.; GIANCHINI, A. J.; SOARES, C. R. F. S. Heavy metal uptake and the effect on plant growth, in: GUPTA, D. K.; CHATTERJEE, S. (Eds.). **Heavy metal remediation: transport and accumulation in plants**. New York: Nova Science Publishers, , 2014, v. 1 p. 127-154.
- FERROL, N.; GONZÁLEZ-GUERRERO, M.; VALDERAS, A.; BENABDELLAH, K.; AZCÓN-AGUILAR, C.. Survival strategies of arbuscular mycorrhizal fungi in Cu-polluted environments. **Phytochemistry Reviews**, v. 8, p. 551–559, Oct. 2009.
- GALLI, U.; SCHÜEPP, H.; BRUNOLD, C. Heavy metal binding by mycorrhizal fungi. **Physiologia Plantarum**, v. 92, n. 2, p. 364–368, Oct. 1994.
- GONZÁLEZ-CHÁVEZ, C.; D'HAEN, J.; VANGRONSVELD, J.; DODD, J. C. Copper sorption and accumulation by the extraradical mycelium of different *Glomus* spp. (arbuscular mycorrhizal fungi) isolated from the same polluted soil. **Plant and Soil**, v. 240, n. 2, p. 287–297, Mar. 2002.

- GONZÁLEZ-CHÁVEZ, M. C.; CARRILO-GONZÁLEZ, R.; WRIGHT, S. F.; NICHOLS, K. A. The role of glomalin, a protein produced by arbuscular mycorrhizal fungi, in sequestering potentially toxic elements. **Environmental Pollution**, v. 130, n. 3, p. 317–323, 2004.
- GONZÁLEZ-MENDOZA, D. et al. Copper stress on photosynthesis of black mangle (*Avicennia germinans*). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 85, n. 2, p. 665–670, abr./jun. 2013.
- GUIMARÃES, P.R.; AMBROSINI, V. G.; MIOTTO, A.; CERETTA, C. A.; SIMÃO, D. G.; BRUNETTO, G. Black Oat (*Avena strigosa* Schreb.) Growth and root anatomical changes in sandy soil with different copper and phosphorus concentrations. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 227, n. 6, p.192(1-10), June 2016.
- GUL, S.; WHALEN, J. K.; THOMAS, B. W.; SACHDEVA, V.; DENG, H. Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: Mechanisms and future directions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 206, p. 46–59, Aug. 2015.
- GUO, Y.; GEORGE, E.; MARSCHNER, H. Contribution of an arbuscular mycorrhizal fungus to the uptake of cadmium and nickel in bean and maize plants. **Plant and Soil**, v. 184, n. 2, p. 195–205, July 1996.
- GUPTA, D. K.; CHATTERJEE, S.; DATTA, S.; VEER, V.; WALTHER, C. Role of phosphate fertilizers in heavy metal uptake and detoxification of toxic metals. **Chemosphere**, v. 108, p. 134-144, Aug. 2014.
- HARDOIM, P.R.; VAN OVERBEEK, L. S.; BERG, G.; PIRTTILA, A. M.; CAMPISANO, A.; DORING, M.; SESSITSCH, A. The hidden world within plants: ecological and evolutionary considerations for defining functioning of microbial endophytes. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, v. 79, n. 3, p. 293-320, Sep. 2015.
- HEGGO, A.; ANGLE, J. S.; CHANEY, R. L. Effects of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi on heavy metal uptake by soybeans. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, n. 6, p. 865-869, 1990.
- HODGE, A.; CAMPBELL, C. D.; FITTER, A. H. An arbuscular mycorrhizal fungus accelerates decomposition and acquires nitrogen directly from organic material. **Nature**, v. 413 p. 297–299, Sep. 2001.
- HORTON, P.; RUBAN, A. Molecular design of the photosystem II light-harvesting antenna: photosynthesis and photoprotection. **Journal of Experimental Botany**, v. 56, n. 411, p. 365-373, Sep. 2004.
- JORDÃO, C. P.; PEREIRA, W. L.; CARARI, D. M.; FERNANDES, R. B. A.; ALMEIDA, R. M. de; FONTES, M. P. F. Adsorption from Brazilian soils of Cu (II) and Cd (II) using cattle manure vermicompost. **International Journal of Environmental Studies**, v. 68, p. 719-736, Oct. 2011.
- KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4th ed. Boca Raton : Taylor e Francis Group, 2011. 505 p.
- KALAJI, H. M.; GUO, P. Chlorophyll fluorescence: a useful tool in barley plant breeding programs. In: SÂNCHEZ, A.; GUTIERRES, S. J. Photochemistry Research Progress. New York: **Nova Science Publishers**, chapter 12, p. 439–463, Sept. 2008.

- KARAGIANNIDIS, N.; NIKOLAOU, N. Influence of arbuscular mycorrhizae on heavy metal (Pb and Cd) uptake, growth, and chemical composition of *Vitis vinifera* L. (cv. Razaki). **American Journal of Enology and Viticulture**, v. 51, n. 3, p. 269-275. Jan. 2000.
- KARAGIANNIDIS, N.; VELEMIS, D.; STAVROPOULOS, N. Root colonization and spore population by VA-mycorrhizal fungi in four grapevine rootstocks. **Vitis**, v. 36, n. 2, p. 57-60, 1997.
- KARLDORF, M.; KUHN, A. J.; SCHRÖDER, W. H.; HILDEBRANDT, U.; BOTHE, H. Selective element deposits in maize colonized by a heavy metal tolerance conferring arbuscular mycorrhizal fungus. **Journal of Plant Physiology**, v. 154, n. 5-6, p. 718–728, May 1999.
- KEDE, M. L. L. F.; MOREIRA, J.; MAVROPOULOS, E.; ROSSI, A. M.; BERTOLLINO, L. C.; PEREZ, D. V.; ROCHA, N. C. C. da. Study of lead behaviour in brazilian latosols treated with phosphates: contributions to the remediation of contaminated sites. **Química Nova**, v. 31, n. 3, p. 579-584, 2008.
- 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. 41, n. 1-2, p. 197–207, July 2000.
- KILLHAM, K.; FIRESTONE, M. K. Vesicular arbuscular mycorrhizal mediation of grass response to acidic and heavy metal depositions. **Plant and Soil**, v. 72, n. 1, p. 39–48, Feb. 1983.
- KIRKHAM, M. B. Cadmium in plants on polluted soils: effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. **Geoderma**, v. 137, n. 1-2, p. 19-32, Dec. 2006.
- KLAUBERG-FILHO, O.; SIQUEIRA, J. O. De; MOREIRA, F. M. de S.; SOARES, C. R. F. S.; SILVA, S. Ecologia, função e potencial de aplicação de fungos micorrízicos arbusculares em condições de excesso de metais pesados. In: VIDAL-TORRADO, P.; ALLEONI, L. R. F.; COOPER, M.; SILVA, A. P.; CARDOSO, E. J. (Eds.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 4, p. 85-144, 2005.
- KOMAREK, M.; CADKOVA, E.; CHRASTNY, V.; BORDAS, F.; BOLLINGER, J-C. Contamination of vineyard soils with fungicides: a review of environmental and toxicological aspects. **Environmental International**, v. 36, n. 1, p. 138 – 151, Jan. 2010.
- KOPITTKKE, P. M.; ASHER, C. J.; BLAMEY, F. P. C.; MENZIES, N. W. Toxic effects of Cu²⁺ on growth, nutrition, root morphology, and distribution of Cu in roots of Sabi grass. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 16, p. 4616-4621, Aug. 2009.
- LEE, Y. J.; GEORGE, E. Contribution of mycorrhizal hyphae to the uptake of metal cations by cucumber plants at two levels of phosphorus supply. **Plant and Soil**, v. 278, n. 1, p. 361-370, Dec. 2005.
- LEHMANN, J.; JOSEPH, S. **Biochar for Environmental Management: science and technology**. London: Earthscan, 2009. 416p.
- LI, L.; WU, H.; VAN GESTEL, C. A. M.; PEIJNENBURG, W. J. G. M.; ALLEN, H. E. Soil acidification increases metal extractability and bioavailability in old orchard soils of Northeast Jiaodong Peninsula in China. **Environmental Pollution**, v. 188, p. 144-152, May 2014.

- LIMA FILHO, O. F. de; LIMA, M. T. G.; TSAI, S. M. O silício na agricultura. **Informações Agrônomicas**, v. 87, p. 1-7, set. 1999.
- LUX, A.; SOTTNÍKOVÁ, A.; OPATRŇÁ, J.; GREGER, M. Differences in structure of adventitious roots in *Salix* clones with contrasting characteristics of cadmium accumulation and sensitivity. **Physiologia Plantarum**, v. 120, n. 4, p. 537-545, Apr. 2004.
- LYNCH, J.; MARSCHNER, P.; RENGEL, Z. Effect of internal and external factors on root growth and development. In: MARSCHNER, P. **Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants (3rd ed.)**. London: Academic Press, 2012. Chapter 13, p. 331-346.
- MA, J. F. Role of silicon in enhancing the resistance of plants to biotic and abiotic stresses. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 50, n. 1, p. 11-18, 2004.
- MA, J. F.; YAMAJI, N. Functions and transport of silicon in plants. **Cellular and Molecular Life Sciences**, v. 65, n. 19, p. 3049-3057, Oct. 2008.
- MACKIE, K. A.; MÜLLER, T.; KANDELER, E. Remediation of copper in vineyards—a mini review. **Environmental Pollution**, v. 167, p. 16–26, Aug. 2012.
- MÄDDER, P.; EDENHOFER, S.; BOLLER, T.; WIEMKEN, A.; NIGGLI, U. Arbuscular mycorrhizae in a long-term field trial comparing low-input (organic, biological) and high-input (conventional) farming systems in a crop rotation. **Biology and Fertility of Soils**, v. 31, n. 2, p. 150–156, May 2000.
- MANOHARACHARY, C.; MUKERJI, K. G. Rhizosphere Biology – an Overview. In: MUKERJI, K. G.; MANOHARACHARY, C.; SINGH, J. (Eds.). **Microbial Activity in the Rhizosphere**. **Soil Biology**, v. 7, p. 1-15, 2006.
- MARCHEZAN, C. et al. Estratégias para minimizar os efeitos do cobre no desenvolvimento de *Vitis* viníferas em solo com mais de 30 anos de aplicação de calda bordalesa, 2016. (Artigo no Prelo)
- McBRIDE, M.B. **Environmental chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1994. 406 p.
- MEHARG, A. A. The mechanistic basis of interactions between mycorrhizal associations and toxic metal cations. **Mycological Research**, v. 107, part. 11, p. 1253–1265, Nov. 2003.
- MEIER, S.; AZCÓN, R.; CARTES, P.; BORIE, F.; CORNEJO, P. Alleviation of Cu toxicity in *Oenothera picensis* by copper-adapted arbuscular mycorrhizal fungi and treated agrowaste residue. **Applied Soil Ecology**, v. 48, p. 117–124, 2011.
- MENCH, M. Physico-chemical aspects and efficiency of trace element immobilization by soil amendments. In: VANGRONSVELD, J.; CUNNINGHAM, S. D. (Eds.). **Metal-contaminated soils: in situ inactivation and phytoremediation**. Berlin: Springer-Verlag, 1998. p. 151-181.
- MIOTTO, A.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; NICOLOSO, F. T.; GIROTTO, E.; FARIAS, J. G.; TIECHER, T. L.; DE CONTI, L.; TRENTIN, G. Copper uptake, accumulation and physiological changes in adult grapevines in response to excess copper in soil. **Plant and Soil**, v. 374, n. 1, 593-610, Jan. 2014.
- MITTLER, R. Oxidative stress, antioxidants and stress tolerance. **Trends in Plant Science**, v. 7, n. 9, 405–410, Sept. 2002.

- MOLAS, J. Changes in morphological and anatomical structure of cabbage (*Brassica oleracea* L.) outer leaves and ultrastructure of their chloroplasts caused by in vitro excess of nickel. **Photosynthetica**, v. 34, n. 4, p. 513–22, Jan. 1998.
- MOREIRA, F. M. de S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2.ed. Lavras: UFLA, 2006. 729 p.
- NAIR, D. N.; PADMAVATHY, S. Impact of endophytic microorganisms on plants, environment and humans. **The Scientific World Journal**, v. 2014, ID 250693, 2014.
- NORTH, G. R.; NOBEL, P.S. Hydraulic conductivity of concentric root tissues of *Agave deserti* Engelm. under wet and drying conditions. **New Phytologist**, v. 130, p. 47-57, 1995.
- OEHL, F.; SIEVERDING, E.; MÄDER, P.; DUBOIS, D.; INEICHEN, K.; BOLLER, T.; WIEMKEN, A. Impact of long-term conventional and organic farming on the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi. **Oecologia**, v. 138, n. 4, p. 574–583, Mar. 2004.
- OLIVEIRA, P. D.; AMROSINI, V. G.; MELO, G. W. B. de; ZALAMENA, J.; BRUNETTO, G. Uso de calcário na amenização da toxidez de cobre em videiras jovens. **Científica**, v. 43, n. 4, p. 427–435, 2015.
- OUZOUNIDOU, G.; ELEFThERIOU, E. P.; KARATAGLIS, S. Ecophysical and ultrastructural effects of copper in *Thlaspi ochroleucum* (Cruciferae). **Canadian Journal of Botany**, v. 70, n. 5, p. 947-957, 1992.
- PEASLEE, D. E.; FRINK, C. R. Influence of silicic acid on uptake of Mn, Al, Zn, and Cu by tomatoes (*Lycopersicon esculentum*) grown on an acid soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 33, p. 569-571, 1969.
- PÉREZ-NOVO, C.; BERMÚDEZ-COUSO, A.; FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D.; ARIAS-ESTÉVEZ, M. The effect of phosphate on the sorption of copper by acid soils. **Geoderma**, v. 150, n. 1-2, p. 166–170, April 2009.
- PERUMALLA, C.J.; PETERSON, C.A. Deposition of Caspary bands and suberin lamellae in the exodermis and endodermis of young corn and onion roots. **Canadian Journal of Botany**, v. 64, n. 9, p. 1873-1878, 1986.
- REINHARDT, D. H.; ROST, T. L. Salinity accelerates endodermal development and induces an exodermis in cotton seedling roots. **Environmental and Experimental Botany**, v. 35, n. 4, p. 563-674, Oct. 1995.
- REPETTO, O.; BESTEL-CORRE, G.; DUMAS-GAUDOT, E.; BERTA, G.; GIANINAZZI-PEARSON, V.; GIANINAZZI, S. Targeted proteomics to identify cadmium-induced protein modifications in *Glomus mosseae* -inoculated pea roots. **New Phytologist**, v. 157, n. 3, p. 555–567, 2003.
- RIBEIRO FILHO, M. R.; SIQUEIRA, J. O.; VANGROSVELD, J.; SOARES, C. R.; CURI, N. Inorganic materials as ameliorants for soil remediation to metal toxicity to wild mustard (*Sinapis arvensis* L.). **International Journal of Phytoremediation**, v. 13, n. 5, p. 498-512, May/June 2011.
- ROSA, D. J.; AMBROSINI, V. G.; BASSO, A.; BORGHEZAN, M.; BRUNETTO, G.; PESCADOR, R. Photosynthesis and growth of young “Niágara Branca” vines (*Vitis labrusca* L.) cultivated in soil with high levels of copper and liming. **BIO Web of Conferences**, v. 3, 2014.
- ROSA, D. J.; AMBROSINI, V. G.; BRUNETTO, G.; SOARES, C. R. F. S.; BORGHEZAN, M.; PESCADOR, R. Parâmetros fisiológicos em videiras “Paulsen 1103” (*Vitis berlandieri* x *Vitis rupestris*) inoculadas com fungos micorrízicos

- arbusculares em solo contaminado com cobre. **Ciência e Técnica Vitivinícola**, V. 31, N. 1, P. 14-23, July 2016.
- ROSENBLUETH, M.; MARTÍNEZ-ROMERO, E. Bacterial endophytes and their interactions with hosts. **Molecular plant-microbe interactions**, v. 19, n. 8, p. 827-837, Aug. 2006.
- SABA, H.; JYOTI, P.; NEHA S. Mycorrhizae and phytochelators as remedy in heavy metal contaminated land remediation. **International Research Journal of Environment Sciences**, v. 2, n. 1, p. 74-78, Jan. 2013.
- SALT, D.E.; BLAYLOCK, M.; KUMAR, N. P.; DUSHENKOV, V.; ENSLEY, B. S. D.; CHET, I.; RASKIN, I. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. **Biotechnology**, v. 13, n. 5, p. 468–474, May 1995.
- SANTANA, N. A.; FERREIRA, P. A. A.; SORIANI, H. H.; BRUNETTO, G.; NICOLOSO, F. T.; ANTONIOLLI, Z. I.; JACQUES, R. J. S. Interaction between arbuscular mycorrhizal fungi and vermicompost on copper phytoremediation in a sandy soil. **Applied Soil Ecology**, v. 96, p. 172–182, Nov. 2015.
- SANTOS, G. de A.; SILVA, L. S. da; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2.ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008.
- SAUVÉ, S.; MCBRIDE, M. B.; HENDERSHOT, W. H. Speciation of lead in contaminated soils. **Environmental Pollution**, v. 98, n. 2, p. 149–155, Nov. 1997.
- SCHICKLER, H.; CASPI, H. Response of antioxidative enzymes to nickel and cadmium stress in hyperaccumulator plants of the genus, *Alyssum*. **Physiologia Plantarum**, v. 105, n. 1, p. 39–44, Jan. 1999.
- SCHREINER, R. P. Spatial and temporal variation of roots, arbuscular mycorrhizal fungi, and plant and soil nutrients in a mature pinot noir (*Vitis vinifera* L.) vineyard in Oregon, USA. **Plant and Soil**, v. 276, n. 1, p. 219–234, Oct. 2005.
- SCHÜBLER, A.; SCHWARZOTT, D.; WALKER, C. A new fungal phylum, the Glomeromycota: phylogeny and evolution. **Mycological Research**, v. 105, n. 12, p. 1413–1421, Dec. 2001.
- SHEORAN, I. S.; SINGAL, H. R.; SINGH, R. Effects of cadmium and nickel on photosynthesis and the enzymes of the photosynthetic carbon reduction cycle in pigeonpea (*Cajanus cajan* L.). **Photosynthesis Research**, v. 23, n. 3, p. 345–51, Mar. 1990.
- SHI, X.; ZHANG, C.; WANG, H.; ZHANG, F. Effect of Si on the distribution of Cd in rice seedlings. **Plant and Soil**, v. 272, n. 1, p. 53-60, May 2005.
- SIMÃO, J. B. P. **Mitigação da fitotoxidez de metais pesados no solo, através do uso de materiais orgânicos e inorgânicos**. 1999. 135 p. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 1999.
- SIQUEIRA, J. O.; POUYÚ ROJAS, E.; MOREIRA, F. M. S. Micorrizas arbusculares no crescimento pós-transplante de mudas de árvores em solo com excesso de metais pesados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 569-580, 1999.
- SMITH, S. E.; READ, D. **Mycorrhizal Symbiosis**. 3rd ed. Academic Press, 2008.

SOARES, C. R. F. S.; SIQUEIRA, J. O. Mycorrhiza and phosphate protection of tropical grass species against heavy metal toxicity in multi-contaminated soil.

Biology and Fertility of Soils, v. 44, n. 6, p. 833–841, July 2008.

SOUSA, D. M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S. A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L., (Eds). **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 205- 274.

TIECHER, T.L.; CERETTA, C. A.; COMIN, J. J.; GIROTTI, E.; MIOTTO, A.; MORAES, M. P. de; BENEDET, L.; FERREIRA, P. A. A.; LORENZI, C. R.; COUTO, R. da R.; BRUNETTO, G. Forms and accumulation of copper and zinc in a sandy typic hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep litter. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, p. 812-824, June 2013.

TREDER, W.; CIESLINSKI, G. Effect of silicon application on cadmium uptake and distribution in strawberry plants grown on contaminated soils. **Journal of Plant Nutrition**, v. 28, n. 6, p. 917-929, 2005.

TYLER, G. Heavy metals in soil biology and biochemistry. In: PAUL, E. A.(Ed.). **Soil Biochemistry**. New York: Marcel Dekker, 1981. Chapter 9, p.371-414.

VANGRONSVELD, J.; RUTTENS, A. In-situ reclamation techniques for heavy metal contaminated soils. In: SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R.; FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A. E.; CARVALHO, J. G. (Ed.). **Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas**. Lavras: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras, 1999. p.389-404.

ZHANG, C.; WANG, L.; NIE, Q.; ZHANG, W.; ZHANG, F. Long-term effects of exogenous silicon on cadmium translocation and toxicity in rice (*Oryza sativa* L.). **Environmental and Experimental Botany**, v. 62, n. 3, p. 300-307, April 2008.

ZHANG, X. H.; WANG, Y. S.; LIN, A. J. Effects of arbuscular mycorrhizal colonization on the growth of upland rice (*Oryza sativa* L.) in soil experimentally contaminated with Cu and Pb. **Journal of Clinical Toxicology**, v. 3, p. 1-5, 2012.