

Calagem, adubação e contaminação em solos cultivados com videiras



*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Uva e Vinho
Ministério da Agricultura, Pecuária e do Abastecimento*

Documentos 100

Calagem, adubação e contaminação em solos cultivados com videiras

*George Wellington Bastos de Melo
Jovani Zalamena
Gustavo Brunetto
Carlos Alberto Ceretta*
Editores Técnicos

Bento Gonçalves, RS
2016

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Uva e Vinho

Rua Livramento, 515
95701-008 Bento Gonçalves, RS, Brasil
Caixa Postal 130
Fone: (0xx)54 3455-8000
Fax: (0xx)54 3451-2792
<http://www.embrapa.br/uva-e-vinho>

Comitê de Publicações

Presidente: César Luís Girardi
Secretária-Executiva: Sandra de Souza Sebben
Membros: Adeliano Cargnin, Alexandre Hoffmann, Ana Beatriz Costa Czermainski, Henrique Pessoa dos Santos, João Caetano Fioravanço, João Henrique Ribeiro Figueredo, Jorge Tonietto, Rochelle Martins Alvorcem e Viviane Maria Zanella Bello Filho

Produção gráfica da capa: Fábio Ribeiro dos Santos

1ª edição

1ª impressão (2016)

Todos os direitos reservados.

A reprodução não-autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) **Embrapa Uva e Vinho**

Calagem, adubação e contaminação em solos cultivados com videiras / editores técnicos, George Wellington Bastos de Melo, Jovani Zalamera. Gustavo Brunetto, Carlos Alberto Ceretta – Bento Gonçalves, RS: Embrapa Uva e Vinho, 2016.
138 p. : il. color. -- (Documentos, 100).

ISSN 1516-8107

1. Videiras. 2. Vinhedo. 3. Produção (videiras). 4. Adubação (pré-plantio da videira). 5. Adubação (crescimento de videiras). 6. Adubação nitrogenada (videiras). 7. Diagnose da Composição Nutricional (CND). 8. Região Sul (Brasil). 9. Solo (vinhedos) I. Melo, George Wellington Bastos de. II. Embrapa Uva e Vinho. III. Série.

CDD 631.81

Autores

Bruno Pedro Lazzaretti
Graduando em Agronomia
Universidade Federal de Santa Maria
bruno_bpedro@yahoo.com.br

Carlos Alberto Ceretta
Engenheiro Agrônomo, Doutor, Professor
Universidade Federal de Santa Maria/Bolsista em
Produtividade do CNPq
carlosceretta@gmail.com

Cláudio Roberto Fonsêca Sousa Soares
Engenheiro Agrônomo, Doutor, Professor
Universidade Federal de Santa Catarina/Bolsista em
Produtividade do CNPq
crfsoares@gmail.com

Cledimar Rogério Lourenzi
Engenheiro Agrônomo, Doutor, Professor
Universidade Federal de Santa Catarina
lourenzicr@gmail.com

Daniel José Rosa
Engenheiro Agrônomo, Doutorando
Universidade Federal de Santa Catarina
danielrosa.agro@gmail.com

Daniela Guimarães Simão
Bióloga, Doutora, Professora
Universidade Federal de Santa Maria
dgsimao@gmail.com

Danilo Eduardo Rozane
Engenheiro Agrônomo, Doutor, Professor
Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita
Filho”/Universidade Federal do Paraná/Bolsista PQ do CNPq
danilorozane@registro.unesp.br

Djalma Engênio Schmitt
Engenheiro Agrônomo, Pós-Doutorando
Universidade do Estado de Santa Catarina
djalma.schmitt@gmail.com

Eduardo Giroto
Engenheiro Agrônomo, Doutor, Professor
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio
Grande do Sul
eduardo.giroto@ibiruba.ifrs.edu.br; girottosolos@gmail.com

Eduardo Maciel Haitzmann dos Santos
Engenheiro Agrônomo, Mestre
Universidade Federal do Paraná
eduardomhs@yahoo.com.br

Emanuela Pille da Silva
Engenheira Agrônoma, Doutoranda
Universidade Federal de Santa Catarina
manu_pilles@hotmail.com

George Wellington Bastos de Melo
Engenheiro Agrônomo, Doutor, Pesquisador
Embrapa Uva e Vinho
wellington.melo@embrapa.br

Gustavo Brunetto
Engenheiro Agrônomo, Doutor, Professor
Universidade Federal de Santa Maria/Bolsista em
Produtividade do CNPq
brunetto.gustavo@gmail.com

Hilda Hildebrand Soriani
Bióloga, Doutora, Professora
Universidade Federal de Santa Maria
hildasoriani@gmail.com

Jovani Zalamena
Engenheiro Agrônomo, Pós-Doutorando
Universidade Federal de Santa Maria
jovanizalamena@yahoo.com.br

Jucinei José Comin
Engenheiro Agrônomo, Doutor, Professor
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio
Grande do Sul
girottosolos@gmail.com

Léon Etienne Parent
Engenheiro Agrônomo, Doutor, Professor
Université Laval, Département des Sols et de Génie
Agroalimentaire
leon-etienne.parent@fsaa.ulaval.ca

Lessandro De Conti
Engenheiro Agrônomo, Doutorando
Universidade Federal de Santa Maria
lessandrodeconti@gmail.com

Luciano Colpo Gatiboni
Engenheiro Agrônomo, Doutor, Professor
Universidade do Estado de Santa Catarina
lgatiboni@gmail.com

Marlise Nara Ciotta
Engenheira Agrônoma, Doutora, Pesquisadora
Epagri, Estação Experimental de São Joaquim
marlise@epagri.sc.gov.br

Paulo Ademar Avelar Ferreira
Engenheiro Agrônomo, Pós-Doutorando
Universidade Federal de Santa Maria
avelarufila@gmail.com

Rafael Dutra de Armas
Biólogo, Pós-doutorando
Universidade Federal de Santa Catarina
rafadut@gmail.com

Rafael Rosa Couto
Engenheiro Agrônomo, Pós-Doutorando
Universidade Federal de Santa Maria
rrcouthotmail.com

Serge-Étienne Parent
Professor
Université Laval, Département des Sols et de Génie
Agroalimentaire
sergeetienneparent@gmail.com

Tadeu Luis Tiecher
Engenheiro Agrônomo, Doutorando
Universidade Federal de Santa Maria
tadeu.t@hotmail.com

Tales Tiecher
Engenheiro Agrônomo, Doutor, Professor
Universidade Federal do Rio Grande do Sul
tales.t@hotmail.com

Vítor Gabriel Ambrosini
Engenheiro Agrônomo, Doutorando
Universidade Federal do Rio Grande do Sul
vgambrosini@gmail.com

William Natale
Engenheiro Agrônomo, Doutor, Professor Visitante Pleno
Universidade Federal do Ceará/Bolsista PQ do CNPq
natale@ufc.br

Apresentação

Dentre os diversos componentes do sistema de produção da videira, o manejo do solo e da fertilidade é da maior relevância, tanto para a obtenção de uvas de alta qualidade e produtos delas derivados, quanto para o equilíbrio do agroecossistema do vinhedo. A atenção ao preparo do solo antes da implantação, o seu manejo a cada ciclo, a cobertura vegetal deixada durante as diferentes fases do desenvolvimento da planta, o uso dos fertilizantes orgânicos e minerais adequados afetam não somente a produtividade e a qualidade do produto final, mas sobretudo têm forte impacto sobre a sustentabilidade ambiental da viticultura.

É cada vez mais nítida e tecnicamente embasada a convicção de que o solo não é apenas um substrato onde se desenvolvem as raízes, mas sim um ecossistema complexo, que conjuga aspectos físicos, químicos e biológicos que resultam em peculiaridades que irão afetar não somente o desenvolvimento do sistema radicular, mas sim de um ambiente favorável ao desenvolvimento da planta cultivada, da flora e da fauna benéfica, além do equilíbrio térmico e hídrico que irá compor a condição mais ou menos favorável ao crescimento da planta e à sua produção, contribuindo até mesmo para a definição do terroir característico de cada região. Portanto, iniciativas de pesquisa e desenvolvimento com foco no manejo do solo na viticultura têm um forte viés para a dimensão ambiental e são fundamentais para orientar o sistema de produção vitícola de forma sustentável.

Esta publicação é o resultado de anos de experimentos, observações, projetos, parcerias e, sobretudo, de dedicação e criatividade de pesquisadores e estudantes que resultaram em um acúmulo de conhecimentos e tecnologias de grande importância para fortalecer a área de manejo do solo, adubação e redução da contaminação ambiental na matriz água-solo-planta. São informações relevantes para orientar técnicos e produtores sobre as recomendações de adubação, diagnóstico nutricional, manejo de plantas de cobertura e mitigação dos efeitos tóxicos do cobre e outros metais pesados, de modo que se possam tomar decisões de manejo do vinhedo com base em parâmetros técnicos consistentes e adequados à realidade da viticultura brasileira. Além de ser uma oportunidade de apresentar o bem-sucedido resultado de uma parceria ampla e diversificada, certamente o conhecimento aqui sistematizado permite não apenas mostrar o conhecimento acumulado, mas promover melhorias no sistema de produção da videira, contribuindo para uma viticultura tecnicamente viável e ambientalmente sustentável.

Mauro Celso Zanus
Chefe-Geral da Embrapa Uva e Vinho

Sumário

Capítulo 1

Adubação de pré-plantio e crescimento em videiras	11
1 Introdução.....	11
2 Calagem	12
3 Adubação de pré-plantio.....	13
4 Adubação de crescimento	15
5 Considerações finais	16
6 Referências bibliográficas.....	16

Capítulo 2

Adubação nitrogenada em videiras em produção na região Sul do Brasil ...	19
1 Introdução.....	19
2 Dinâmica do N no solo	21
3 Absorção, transporte, acúmulo e redistribuição de N em plantas.....	22
4 Aplicação de N no solo, impacto sobre a produtividade e composição da uva e do mosto	25
5 Aplicação de N via foliar	28
6 Estratégias para minimizar as perdas de N em vinhedos e aumentar a recuperação de N pelas videiras e reduzir as perdas.....	30
7 Considerações finais	35
8 Referências bibliográficas.....	38

Capítulo 3

Avaliação do estado nutricional de videiras pela Diagnose da Composição Nutricional – CND.....	44
1 Introdução.....	44
2 Análise de solo	45
3 Diagnose foliar.....	46
4 Relações e diagnóstico de nutrientes	47
5 Procedimentos da análise composicional pela metodologia da diagnose da composição nutricional – CND	48
6 Observações a partir de campos de produção de videiras.....	50
7 Considerações finais	56
8 Referências bibliográficas.....	56

Capítulo 4

Uso e manejo de plantas de cobertura em vinhedos jovens e em produção	61
1 Introdução.....	61
2 Importância das plantas de cobertura em vinhedos na Serra Gaúcha	62
3 Importância das plantas de cobertura em vinhedos da Campanha Gaúcha	63
4 Implantação e manejo de plantas de cobertura em vinhedos jovens	64
5 Implantação e manejo de plantas de cobertura em vinhedos em produção.....	66
6 Espécies de plantas de cobertura recomendada.....	67
7 Considerações finais	69
8 Referências bibliográficas.....	69

Capítulo 5**Diagnóstico e interações entre cobre, zinco e fósforo em solos de vinhedos**

vinhedos	71
1 Introdução.....	71
2 Dinâmica do Cu e Zn no solo	72
2.1 Origem do Cu e Zn nos solos de vinhedos.....	72
2.2 Redistribuição das formas de Cu e Zn em solos	74
2.3 Acúmulo de Cu e Zn em solos de vinhedos	75
3. Dinâmica do P em solos.....	76
3.1 Redistribuição das formas de P em solos.....	76
3.2 Acúmulo de P em solos de vinhedos.....	78
4 Interação P-Cu-Zn	80
5 Considerações finais	82
6 Referências bibliográficas.....	83

Capítulo 6**Impacto do excesso de cobre e zinco no solo sobre videiras e plantas de cobertura**

de cobertura	87
1 Introdução.....	87
2 Absorção, transporte e acúmulo de Cu e Zn em plantas.....	91
3 Efeitos do excesso de Cu e Zn sobre parâmetros fisiológicos e bioquímicos de plantas	94
4 Efeitos do Cu e do Zn sobre a estrutura do sistema radicular de plantas	97
5 Considerações finais	100
6 Referências bibliográficas.....	101

Capítulo 7**Estratégias de amenização da fitotoxidez de metais pesados em solos de vinhedos**

de vinhedos	109
1 Introdução.....	109
2 Efeitos dos amenizantes em videiras jovens	113
3 Efeitos dos amenizantes em espécies de plantas de cobertura	118
4 Micorrizas arbusculares: caracterização e importância em solos de vinhedos contaminados	121
5 Considerações finais	127
6 Referências bibliográficas.....	128

Capítulo 1

Adubação de pré-plantio e crescimento em videiras

George Wellington Bastos de Melo

Gustavo Brunetto

Carlos Alberto Ceretta

Marlise Nara Ciotta

Jovani Zalamena

Resumo - O rápido crescimento de videiras jovens e o início da produção é dependente da adubação de pré-plantio e crescimento. Assim, no presente capítulo são apresentadas informações referentes à calagem e tipos de adubações, especialmente de pré-plantio, realizada antes da implantação do vinhedo, e de crescimento, fase posterior ao transplante até o início da produção de uva. São apresentados os critérios para a tomada de decisão da necessidade e doses de fertilizantes, modos de aplicação e fontes de nutrientes. Além disso, são relatados resultados de pesquisa obtidos nas condições edafoclimáticas da região Sul do Brasil.

Palavras-chave: calagem, adubação de plantio, adubação de crescimento, análise de solo, vinhedo.

1 Introdução

Os solos das tradicionais regiões de cultivo de videiras nos estados da região Sul do Brasil são ácidos e possuem baixa fertilidade natural. Por isso, normalmente é necessário realizar a aplicação de corretivo da acidez do solo, como o calcário, e as adubações, de pré-plantio, crescimento e produção (manutenção).

A necessidade e a quantidade do corretivo da acidez do solo e dos fertilizantes nas adubações, em geral são definidas com base nos resultados da análise de solo. Para tanto, anterior à implantação do vinhedo é necessária a adequada amostragem e coleta de solos. A área a ser amostrada deve ser dividida em quadras homogêneas, tendo como critérios a topografia, cor e tipo de solo, histórico da área, cobertura vegetal e drenagem. Recomenda-se que uma amostra de solo seja a mais representativa de uma área homogênea. Para isso, recomenda-se coletar, ao acaso, de 10 a 20 amostras simples, aleatoriamente em toda a área. O número de amostras simples vai depender do tamanho da área e da variabilidade química horizontal do solo. Quanto maior a área e a sua variabilidade, maior deve ser o número de amostras simples. Além disso, para áreas a serem cultivadas com videiras recomenda-se coletar solo na camada de 0-20 cm e, caso necessário, para diagnosticar os atributos químicos do solo nas camadas mais profundas, pode ser coletado solo também em camadas inferiores, como 20-40 cm. A amostra composta deve estar bem misturada e, preferencialmente, destorroada. Em seguida, o solo deverá ser seco ao ar na propriedade e uma porção de, aproximadamente, 500 g deverá ser acondicionado em embalagem limpa, identificada e enviada para o laboratório de análise, que possua preferencialmente selo de qualidade, fornecido no Rio Grande do Sul (RS) e Santa Catarina (SC), pela Rede Oficial de Laboratórios de Análise Solo e de Tecido Vegetal dos estados do RS e SC (ROLAS). Maiores detalhes sobre a amostragem de solo podem ser obtidos no Manual de Adubação e

Calagem para os Estados do RS e SC, publicado pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo destes mesmos dois estados (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2004).

A interpretação dos resultados da análise de solo possibilita o enquadramento da maioria dos elementos em classes de interpretação. Com isso, é possível definir a necessidade e doses de corretivos da acidez, bem como de nutrientes nas adubações.

Com a aplicação do corretivo da acidez do solo e dos fertilizantes na adubação de pré-plantio da videira, quando diagnosticada a necessidade, se espera eliminar as formas de elementos tóxicos no solo, como o Al^{+3} , mas também elevar os teores de nutrientes, como o fósforo (P) e o potássio (K) até os níveis considerados críticos ou suficientes à cultura. O aumento do pH e a melhoria da fertilidade do solo, favorecem o crescimento das raízes, permitindo a adequada absorção de água e nutrientes. Assim, por consequência, acontecerá o rápido crescimento da parte aérea das videiras, o que é desejado, para que o mais breve possível inicie o período produtivo.

2 Calagem

A aplicação de calcário, na quantidade preconizada pela recomendação oficial (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2004), considerando os resultados da análise do solo, elimina o Al e o Mn tóxicos às plantas, promove o incremento dos valores de pH, Ca e Mg do solo, proporcionando aumento da saturação por bases e diminuição da saturação por Al. Com isso, acontece uma melhoria do ambiente químico do solo para o crescimento do sistema radicular das videiras. Para a videira o valor desejado de pH em água é 6,0. Quando o pH está abaixo deste valor, avaliado pela análise do solo, a dose de calcário a ser aplicada é estabelecida pelo Índice SMP, conforme a recomendação da SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO (2004).

A calagem deve ser feita antes da implantação do vinhedo, sendo o corretivo aplicado em toda a superfície do solo e incorporado na camada de 0-20 cm. Quando as quantidades forem superiores a 8 t ha^{-1} , recomenda-se que seja feito o parcelamento da dose em duas aplicações. Metade da dose é aplicada e, em seguida, é realizada a incorporação, por exemplo, usando arado de disco. Logo depois, o restante da dose é aplicado e novamente o calcário é incorporado com aração, seguido ou não de gradagem.

Como a acidificação é um processo natural, intensificado pelo cultivo e por ação antrópica, como, por exemplo, a adição de fertilizantes, sugere-se ao longo dos anos coletar solo e monitorar os valores de atributos químicos relacionados à acidez do solo. No entanto, após a implantação do vinhedo não é mais possível fazer a incorporação do corretivo. Caso depois da implantação do pomar seja diagnosticada a necessidade de aplicação de calcário, sugere-se que o corretivo da acidez seja aplicado sobre a superfície do solo. Não deve ser incorporado, por exemplo, com arações ou gradagens. Isso porque, a incorporação poderá provocar o corte de raízes das videiras, potencializando a ocorrência de doenças do sistema radicular. Além disso, com o corte das raízes, acontecerá decréscimo das reservas de carboidratos e nutrientes neste órgão. Quando a dose a ser aplicada é alta, realizando-se a aplicação do calcário na superfície do solo, se espera que aconteça aumento demasiadamente dos valores de pH na camada mais superficial do solo e, com isso, poderá acontecer a diminuição da disponibilidade de alguns

micronutrientes às plantas. Além de causar alterações físico-químicas negativas, as quais favorecem a dispersão da argila, obstrução dos poros e assim diminuem a infiltração de água, o que favorece o escoamento superficial e potencializa a erosão do solo (MELO et al., 2015). Portanto, para evitar que isso aconteça recomenda-se o parcelamento da dose de calcário em até quatro vezes e aplicada anualmente.

Com relação aos tipos de corretivos de acidez disponíveis, podem ser citados os óxidos e hidróxidos de Ca e Mg, entre outros resíduos de indústria com propriedades corretivas, porém o mais utilizado é o calcário, produto obtido da moagem da rocha calcária. A diferença entre eles está no Poder de Neutralização da acidez, determinado pelo índice PRNT (Poder Relativo de Neutralização Total), o qual normalmente está acima de 70%, podendo ser muito próximo a 100% no caso do calcário 'filler' (rocha finamente moída). Quanto maior o índice, mais rápida é a correção da acidez do solo.

3 Adubação de pré-plantio

Na adubação de pré-plantio nutrientes são aplicados em quantidades para elevar os seus teores até o nível crítico ou de suficiência. As quantidades são estabelecidas com base em critérios definidos nas tabelas de interpretação, como aquelas preconizadas pela SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO (2004) (Tabela 1).

Tabela 1 - Quantidades de P e K a serem adicionados no solo para a adubação de pré-plantio em videiras.

Interpretação do teor de P ou de K no solo	Fósforo	Potássio
	Kg de P_2O_5 ha^{-1}	Kg de K_2O ha^{-1}
Muito baixo	250	150
Baixo	170	90
Médio	130	60
Alto	90	30
Muito alto	0	0

Na adubação de pré-plantio normalmente são aplicados fertilizantes contendo fósforo (P), potássio (K) e boro (B). Esses nutrientes devem ser aplicados, preferencialmente, em toda superfície do solo antes do plantio das mudas de videiras. Em seguida, devem ser incorporados na camada de 0-20 cm, com aração, seguido ou não de gradagem. Tendo em vista as características edafoclimáticas das regiões de cultivo, as fontes solúveis de fertilizantes fosfatados e potássicos são preferencialmente recomendadas, como, para o P, superfosfato simples, superfosfato triplo ou fosfato diamônico (DAP) e para o K, cloreto ou sulfato de K. Para o suprimento específico de P, o fosfato natural também pode ser utilizado e tem sua eficiência melhorada quando aplicado a lanço e incorporado em solos ácidos, com baixos teores de P disponível e Ca trocável (OLIVEIRA et al., 2015). Por outro lado, a aplicação de resíduos orgânicos pode ser uma estratégia adequada para o fornecimento de N, P, K e outros nutrientes, pois a mineralização é mais lenta, potencializando o aproveitamento dos nutrientes pelas videiras.

Para o B, em solos com teor abaixo de $0,6 \text{ mg de B dm}^{-3}$, recomenda-se fazer correção com a dose variando de 5 a $8 \text{ kg de B ha}^{-1}$. Doses maiores que estas poderão aumentar a disponibilidade deste nutriente em solos, potencializando sintomatologia de toxidez às videiras, como redução drástica na altura das plantas e

da matéria seca das raízes (BASSO et al., 2008). As fontes mais utilizadas são o ácido bórico e o bórax, com 17 e 11% de B, respectivamente. Por outro lado, nos solos com teores médios ou altos de matéria orgânica, normalmente há baixa resposta à aplicação da adubação com este nutriente (SÁ et al., 2014).

Na Campanha do RS, em geral, os solos incorporados ao sistema de produção de uva são arenosos e possuem baixos teores de matéria orgânica e de P disponível. Nesses solos a utilização de fertilizantes fosfatados solúveis, seguida da incorporação do adubo na camada de 0-20 cm com aração e gradagem, promove a intensa mobilização e inversão da camada superficial do solo, potencializando a diluição do fertilizante na massa de solo. Assim, mesmo com as doses mais elevadas do fertilizante, praticamente não há incremento dos níveis de P no solo. Consequentemente, a resposta de videiras jovens à adubação fosfatada de crescimento pode ser baixa.

De forma muito semelhante, a aplicação de doses de fertilizantes potássicos também incrementam pouco os níveis do nutriente neste tipo de solo. Por serem arenosos e possuírem baixa capacidade de troca de cátions (CTC), o aumento da disponibilidade de K na solução pela adubação potássica, aliada ao uso de irrigações, pode estimular a movimentação de K no perfil do solo. Além disso, em solos com histórico de aplicação de calcário, que promove o aumento da adsorção de Ca e Mg nos grupos funcionais de partículas do solo, a movimentação do K no perfil do solo pode ser potencializada, o que diminui a disponibilidade do nutriente na região do solo próxima ao sistema radicular. Estudos realizados com videiras jovens em solo arenoso da Campanha Gaúcha do RS, com doses crescentes de fertilizantes fosfatados e potássicos, com o objetivo de definir os níveis críticos de P e K no solo para videiras jovens e, posteriormente, em videiras adultas em produção, mostram claramente o pequeno incremento do teor dos nutrientes no solo (Tabelas 2 e 3) e, por consequência, pouco afetou o estado nutricional e crescimento das videiras jovens (dados não apresentados).

Tabela 2 - Teor de P disponível no solo (mg kg^{-1}) de vinhedo da cultivar Chardonnay, após três anos da aplicação de doses crescentes anuais de P.

Cultivar	Camada (cm)	Dose de P_2O_5 ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)						Equação	R^2
		0	10	20	40	60	100		
Chardonnay	0-10	10,6	9,0	9,1	9,9	13,4	13,2	$y=9,39+0,030x+0,000117x^2$	0,75*
	10-20	4,3	4,9	4,0	4,5	6,6	7,0	$y=4,19+0,018x+0,000123x^2$	0,73*

* significativo a 5% de probabilidade.

Fonte: Autores – Dados não publicados.

Tabela 3 - Teor de K disponível no solo (mg kg^{-1}) em vinhedo das cultivares Chardonnay e Pinot Noir, após três anos da aplicação de doses crescentes anuais de K.

Camada (cm)	Dose ($\text{kg de K}_2\text{O ha}^{-1}$)			CV (%)
	0	30	60	
-----Chardonnay-----				
0-10	29,0b ⁽¹⁾	34,3a	37,7a	5,39
10-20	16,3a	21,0a	22,3a	8,38
-----Pinot Noir-----				
0-10	28,8b	31,0a	38,0a	4,37
10-20	15,0a	18,0a	21,0a	6,55

⁽¹⁾Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de erro.

Fonte: Autores – Dados não publicados.

4 Adubação de crescimento

A adubação de crescimento tem o objetivo de estimular o crescimento inicial da parte aérea e das raízes, conferindo aumento de vigor às plantas. Ela é realizada anualmente e começa logo após o estabelecimento do vinhedo e perdura até o início da produção de uva, o que normalmente ocorre entre 2 até 3 anos.

Nesta fase recomenda-se aplicar apenas N, pois os níveis de P e K já foram aumentados até o nível crítico ou de suficiência na adubação de pré-plantio. A quantidade de N a ser aplicada é função do teor de matéria orgânica do solo, da idade das plantas e da finalidade do cultivo, isto é, para mesa ou processamento. Na Tabela 4 estão apresentadas as doses de N e os parâmetros utilizados para definição da quantidade de N a ser aplicada em videiras cultivadas no RS e SC (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2004).

Tabela 4 - Doses de N a aplicar na adubação de crescimento em vinhedos.

Teor de matéria orgânica no solo	Época de aplicação do N ⁽¹⁾		
	1º ano ⁽¹⁾	2º ano	3º ano
%	-----kg de N ha ⁻¹ -----		
≤ 2,5	40	40	50
2,6 – 5,0	20	20	30
> 5,0	10	10	0

⁽¹⁾ Ano de plantio do porta-enxerto. Muda enxertada considerada a partir do 2º ano.

Quando a dose de N a ser aplicada for maior que 30 kg ha⁻¹ de N, recomenda-se fazer o parcelamento dela em duas ou três vezes ao longo da estação de crescimento. Não se recomenda aplicação de N no período hibernar, quando as videiras estão em repouso vegetativo. O fertilizante nitrogenado deve ser aplicado próximo ao caule das videiras (projeção da copa), porque é uma região com maior presença de raízes.

Quando houver disponibilidade de composto orgânico, o seu uso é preferencial. Na Tabela 5 observa-se a altura de videiras em solo com aplicação de composto orgânico e a ureia, ambos aplicados no dia do plantio da videira Cabernet Sauvignon. A dose de composto foi de 6 L planta⁻¹ e a dose de ureia recomendada para um solo com 24 g kg⁻¹ de matéria orgânica de 40 kg de N ha⁻¹, no primeiro ano. Aos 90 dias após a aplicação dos fertilizantes as videiras cultivadas no solo com composto orgânico cresceram 11% a mais do que aquelas com aplicação de ureia. Aos 150 dias após a aplicação dos fertilizantes a diferença de altura das videiras aumentou para 32%. A resposta positiva das videiras à aplicação de composto orgânico pode estar associada à mineralização mais gradual de nutrientes ao solo, o que pode aumentar o sincronismo com a absorção de nutrientes pelas videiras (MELO et al., 2012). Mas também se sabe que o composto orgânico promove, especialmente em solos degradados, incremento do teor de carbono orgânico total, o que causa melhorias nas condições físicas do solo, como estrutura, aeração, infiltração e retenção de umidade (NASH et al., 2011).

Tabela 5 - Altura de videiras Cabernet Sauvignon cultivadas em solo com aplicação de ureia e composto orgânico.

Fonte de nutriente	Altura das plantas (cm) aos 90 dias após o plantio	Diferença (%)	Altura das plantas (cm) aos 150 dias após o plantio	Diferença (%)
Composto orgânico	41,3	100	94,3	100
Ureia	36,6	89	64,5	68

Fonte: Autores – Dados não publicados.

5 Considerações finais

Na fase inicial de crescimento da videira é fundamental que ela encontre todas as condições ideais para que possa expressar o seu potencial produtivo. Como a grande maioria dos solos das regiões vitícolas brasileiras apresentam limitações químicas, que podem afetar negativamente o crescimento das videiras, é primordial que as mudas sejam transplantadas no campo já com as possíveis limitações corrigidas. Assim serão evitados retrabalhos e perdas econômicas difíceis de serem recuperadas ao longo do período de produção. Para isso é necessário o uso de informações que ajudem a tomar as decisões mais precisas para atingir os objetivos propostos para o sistema de cultivo e, dentre as ferramentas mais usadas para obtenção de informações, a análise de solo é indispensável para esse processo. No entanto, não deve ser esquecido que a amostragem do solo é a etapa mais importante para obtenção de resultados fidedignos da situação da fertilidade do solo. Um outro aspecto importante é que a calagem e as adubações de pré-plantio e de crescimento devem ser realizadas com base em critérios técnicos estabelecidos pela recomendação oficial para a videira, para a adequada nutrição das plantas, permitindo rápido crescimento e início de produção. Mas, a adição de fertilizantes em doses excessivas, principalmente na adubação de crescimento, deve ser evitada, pois pode causar excessivo vigor das plantas, que aumenta o custo com a mão-de-obra para execução de operações de manejo da parte aérea das plantas. Mas também, o vigor excessivo pode estimular a incidência de doenças fúngicas foliares e de cacho no início da produção, bem como diminuir a qualidade enológica do mosto e do seu vinho.

6 Referências bibliográficas

- BASSO, A.; FURINI, G.; BORTOLI, L.; LOPES, A.; BRUNETTO, G.; MELO, G. W. Adubação boratada aumenta o sistema radicular da videira? In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VITICULTURA E ENOLOGIA, 12., 2008. **Anais...**Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2008. p. 94.
- MELO, G. W. B. de; BRUNETTO, G.; BASSO, A.; HEINZEN, J. Resposta das videiras a diferentes modos de distribuição de composto orgânico no solo. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 34, n. 2, p. 493-503, Jun. 2012.
- MELO, G. W. B. de; RODIGHERO, K.; ALBARELLO, J.B.; CAUMO, C.; ZALAMENA, J. **Recomendação de calcário para os solos da Serra Gaúcha**. Bento Gonçalves, RS: Embrapa Uva e Vinho, 2015. (Embrapa Uva e Vinho. Comunicado Técnico, 177).

NASH, D.; BUTLER, C.; CODY, J. WARNE, M. S. J.; MCLAUGHLIN, M. J.; HEEMSBERGEN, D.; BROOS, K.; BELL, M.; BARRY, G.; PRITCHARD, D.; PENNY, V. Effects of biosolids application on pasture and grapevines in South-Eastern Australia. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2011, ID 342916, 2011.

OLIVEIRA, C. M. B. de; GATIBONI, L. C.; ERNANI, P. R.; BOITT, G.; BRUNETTO, G. Capacidade de predição da disponibilidade de fósforo em solo com aplicação de fosfato solúvel e natural. **Científica**, v. 43, n. 4, p. 413-419, 2015. .

SÁ, A. A. de ; ERNANI, P. R.; NAVA, G.; AMARANTE, C. V. T. do; PEREIRA, A. J. Influência de formas de aplicação de boro na qualidade e no rendimento de maçãs (*Malus domestica*). **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 36, n. 2, p. 487- 494, jun. 2014.

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.

Capítulo 2

Adubação nitrogenada em videiras em produção na região Sul do Brasil

Gustavo Brunetto
Danilo Eduardo Rozane
Hilda Hildebrand Soriani
Carlos Alberto Ceretta
George Wellington Bastos de Melo
Rafael Rosa Couto
Lincon Oliveira Stefanello da Silva
Eduardo Giroto
Cledimar Rogério Lourenzi
Jucinei José Comin
Arcângelo Loss
Lessandro De Conti
Tadeu Luis Tiecher
Rogério Piccin
Luciano Colpo Gatiboni
Vítor Gabriel Ambrosini
Jovani Zalamena
Marlise Nara Ciotta

Resumo - O teor de nitrogênio (N) mineral na maioria dos solos de vinhedos da região Sul do Brasil não supre a demanda das videiras em produção pelo nutriente. Por isso, quando definida a necessidade e a dose de N com base na análise do teor total de N em folhas ou pecíolos e na expectativa de produtividade, os fertilizantes nitrogenados são aplicados sobre a superfície do solo em vinhedos. Parte do N aplicado poderá ser absorvido pelas videiras, estimulando o crescimento e interferindo na produtividade, incidência de doenças foliares e de cachos, bem como na composição do mosto e do seu vinho. Por isso, o N deve ser sempre aplicado com prudência, sem excessos, sempre seguindo as recomendações oficiais de adubação para a cultura. Porém, em muitas situações a videira absorve pouco do N aplicado, sendo necessárias estratégias para potencializar a recuperação do N pelas plantas, como fornecimento de doses adequadas e em períodos de maior demanda do nutriente pela planta, aplicação de fontes orgânicas de N e uso de plantas de cobertura do solo para ciclagem do nutriente. No presente capítulo serão abordados sucintamente a dinâmica do N no solo, a sua absorção pelas plantas e, em seguida, a aplicação de N em vinhedos e o seu impacto na produtividade e na composição da uva. Em seguida, será discutida a aplicação foliar de N em videiras e as possíveis estratégias para reduzir as suas perdas em vinhedos.

Palavras-chave: nitrogênio, produtividade, composição do mosto, recuperação de N, *Vitis vinifera* L.

1 Introdução

A viticultura é uma atividade agrícola de alto custo, mas de elevada lucratividade, superior até à rentabilidade de muitas culturas de grãos. Nos estados da região Sul do Brasil a viticultura é uma atividade realizada predominantemente em

propriedades familiares em pequenas áreas, como na região da Serra Gaúcha do Rio Grande do Sul (RS) e nas regiões do Planalto Serrano e Sul de Santa Catarina (SC), e também por poucos grupos empresariais que utilizam grandes extensões de terra, como aqueles localizados na região da Campanha Gaúcha do RS. As uvas produzidas de videiras americanas (*Vitis labrusca* L.) são comercializadas *in natura* no mercado nacional ou submetidas à elaboração de vinhos ou sucos, e as uvas produzidas em videiras viníferas (*Vitis vinifera* L.) são submetidas à elaboração de vinhos e espumantes. Em geral, a produção a comercialização de uvas ou a comercialização dos seus subprodutos possui impacto positivo na economia dos municípios, dos estados e do país.

O sucesso na produção de uvas está relacionado à escolha do porta-enxerto e da cultivar, à qualidade da muda, ao preparo do solo, à drenagem e irrigação, ao controle de pragas e doenças, mas também à adubação de pré-plantio e de crescimento (tema abordado no Capítulo 1 do presente livro) e à adubação nitrogenada, potássio e fosfatada de produção. No presente capítulo optamos em apenas abordar sobre a adubação nitrogenada de produção em videiras. Isso porque, o N é o elemento que mais impacta no vigor das videiras em produção, produtividade e composição da uva, do seu mosto e do vinho. Somado a isso, na última década na região Sul do Brasil foram obtidos inúmeros resultados de pesquisas sobre a resposta e videiras em produção à adubação nitrogenada, o que não aconteceu para a adubação potássica e fosfatada.

A recomendação de adubação nitrogenada na videira em tradicionais regiões vitivinícolas do mundo é baseada, especialmente, na análise de solo e/ou na análise de órgão vegetal. A impossibilidade de determinação de N disponível em amostras de solo para fins de recomendação de adubação dificulta a quantificação da dose adequada de N a ser aplicada. Por isso, alguns sistemas de recomendação definem a necessidade e a dose de N com base no teor de matéria orgânica do solo, sendo desconsiderada a sua mineralização. Por outro lado, a análise foliar tem sido recomendada como método isolado ou complementar para estimar o estado nutricional da planta. Atualmente, no RS e em SC, o teor de N total em folhas completas ou em pecíolo tem sido usado como indicador para a tomada de decisão em realizar ou não a adubação nitrogenada, bem como para definir a dose de N a ser aplicada. A expectativa de produtividade também é considerada.

A partir da segunda metade do ano de 2016 a recomendação de adubação nitrogenada será definida com base no teor de N total em folhas completas ou pecíolos e na expectativa de produtividade, mas separadamente para videiras americanas e viníferas. A recomendação de N atual e a proposta para a segunda metade de 2016 prevê a aplicação de N a lanço no vinhedo, sempre que possível na projeção da copa das plantas, sem incorporação, para evitar danos mecânicos às raízes. Porém, na região Sul do Brasil ainda são escassas as informações sobre o real impacto do N aplicado no solo ou via foliar sobre a produtividade e a composição do mosto, as quantidades de N recuperadas pelas videiras e perdas em solos de vinhedos, bem como as possíveis estratégias que podem ser adotadas para reduzir as perdas de N, potencializando a sua recuperação pelas videiras.

Ao longo do presente capítulo, sem a pretensão de esgotar os assuntos, será abordada a dinâmica do N em solos, como nos cultivados com videiras; a absorção, transporte, acúmulo e redistribuição de N; a aplicação de N no solo e o seu impacto sobre a produtividade e composição da uva; a aplicação de N via foliar e, finalmente, as estratégias de aplicação de N para aumentar a sua recuperação pelas videiras e diminuir as perdas de N em vinhedos.

2. Dinâmica do N no solo

A maior quantidade de N no solo está ligada a compostos orgânicos, de peso molecular variável, que são transformados pelos microrganismos. Esse N-orgânico pode ser transformado em N-mineral quando os seus compostos são utilizados como fonte de carbono, N e energia por microrganismos heterotróficos do solo (CAMARGO et al., 2008). Por isso, a quantidade de N-mineral existente no solo é estacional, uma vez que depende de todos os fatores climático-ambientais que interferem na atividade dos microrganismos. O N-mineral liberado pelo processo de mineralização é na forma amoniacal (N-NH_4^+), que é imediatamente transformado em nitrito (N-NO_2^-) e, posteriormente, em nitrato (N-NO_3^-) por microrganismos especializados. Assim, a forma do N-mineral mais estável e que se acumula no solo é a do N-NO_3^- , que poderá ser reutilizado por outros microrganismos, absorvido por plantas, como a videira, e perdido para o ambiente (LI et al., 2013). No entanto, se resíduos de plantas forem depositados na superfície ou incorporados, promovem a proliferação de microrganismos, por causa da maior disponibilidade de matéria e energia, e se o N dos resíduos for insuficiente para promover a necessidade, o N-mineral do solo poderá ser incorporado, promovendo a sua imobilização temporária, que será tão longa quanto for a disponibilidade de fontes de energia (STEVENSON, 1994; ROSCOE et al., 2006; GIACOMINI et al., 2009; DONEDA et al., 2012).

As perdas de N do solo podem acontecer por lixiviação, volatilização e desnitrificação. A principal forma de N lixiviada é o N-NO_3^- , porque forma complexo de esfera-externa com os grupos funcionais de superfície das partículas do solo, onde é mantida a sua água de hidratação ao ser adsorvido. Com isso, a energia de adsorção do íon com as partículas orgânicas e inorgânicas é pequena. Assim, o N-NO_3^- pode acompanhar o movimento descendente da água no perfil do solo durante ou depois de precipitações ou ascendente, quando da elevação do lençol freático. As quantidades de N lixiviadas no perfil dependem da quantidade e da época de aplicação do N, das taxas de mineralização e de nitrificação do N nativo, da quantidade absorvida pelas plantas e do volume de água drenada no solo, entre outros fatores de menor importância (LORENSINI et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2014). Por outro lado, o N do solo pode ser volatilizado para a atmosfera. Essa ocorre, especialmente quando os fertilizantes nitrogenados são aplicados na superfície do solo, onde são rapidamente hidrolisados pelas enzimas extracelulares ureases, produzidas por microrganismos, como as bactérias, os actinomicetos e os fungos do solo. Com isso é formado carbonato de amônio $[(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3]$ que não é estável e se desdobra em amônia (N-NH_3), CO_2 e água. Assim, a N-NH_3 é emitida na forma de gás para a atmosfera, em maior intensidade especialmente logo depois da aplicação do fertilizante (LORENSINI et al., 2012; VIERO et al., 2014).

A quantidade de N-NH_3 volatilizada é dependente, especialmente, das condições climáticas, como a velocidade do vento, da temperatura, da umidade relativa do ar e da precipitação; e de atributos do solo, como a capacidade de troca de cátions (CTC), umidade, temperatura, quantidade de matéria orgânica, potencial de nitrificação, dos valores de pH e das concentração de N-NH_4^+ na solução do solo (LORENSINI et al., 2012).

Por fim, a desnitrificação é outra forma de transferência de N e ocorre porque os microrganismos utilizam N-NO_3^- ou N-NO_2^- como aceptor final de elétrons na cadeia respiratória, emitindo para a atmosfera formas gasosas de N, como N-NO , $\text{N-N}_2\text{O}$ e N-N_2 (SPARKS, 1995; PIERZYNSKI et al., 2000; SANGOI et al., 2003; BASSO et al., 2005; CERETTA et al., 2005; CANTARELLA et al., 2008; ROCHETTE et al., 2008; LORENSINI et al., 2012).

3. Absorção, transporte, acúmulo e redistribuição de N em plantas

O N pode ser absorvido pelas plantas, como a videira, nas formas iônicas de N-NO_3^- e N-NH_4^+ . A forma catiônica (N-NH_4^+) tende a ser absorvida mais rapidamente por causa da presença de um maior número de cargas negativas no citoplasma em razão do bombeamento de hidrogênios (H^+) pelas H^+ -ATPases para a parede celular e vacúolo (MARSCHNER, 2012). Há vantagem na absorção de N-NH_4^+ em relação à absorção de N-NO_3^- porque o N-NH_4^+ já está reduzido e pronto para ser assimilado (LI et al., 2013). Porém, elevadas concentrações de NH_4^+ no simplasto podem ser tóxicas para a célula em razão de este reagir com hidroxilas no citoplasma, formando água e N-NH_3 , que no vacúolo poderão reagir com prótons H^+ , produzindo novamente N-NH_4^+ . Esse sequestro de OH^- no citoplasma e H^+ no vacúolo pode dissipar o gradiente eletroquímico utilizado no transporte de nutrientes (via carregadores, bombas e canais iônicos) entre os compartimentos, na formação de ATP e no transporte de elétrons da fotossíntese e da respiração (PRADO, 2013; TAIZ; ZEIGER, 2013). Por outro lado, a concentração de N-NH_4^+ nos solos é de 10-100 vezes menor que a do N-NO_3^- , raramente excedendo a concentração de $50 \mu\text{M}$, devido, principalmente, à ação de bactérias nitrificantes que oxidam formas reduzidas do N até N-NO_3^- , como comentado anteriormente. O N-NH_4^+ apenas predomina em solos muito ácidos, encharcados ou congelados, onde a atividade dessas bactérias é muito baixa (PRADO, 2013).

Assim, a absorção de N na forma de N-NO_3^- prevalece e ocorre nas raízes por meio de transportador de H^+-NO_3^- do tipo simporte (TAIZ; ZEIGER, 2013). O N-NO_3^- absorvido deverá passar pelo processo de redução para, posteriormente, ser assimilado em compostos orgânicos nas raízes ou na parte aérea da planta. O primeiro passo para a assimilação do N-NO_3^- é a sua redução a nitrito (N-NO_2^-), catalisado pela nitrato redutase, um complexo enzimático presente no citosol de células das raízes e parte aérea das plantas. O N-NO_2^- é então reduzido a N-NH_4^+ com a participação da enzima nitrito redutase (MARSCHNER, 2012). A energia e o poder redutor para a redução-assimilação do N-NO_2^- são provenientes da respiração (NADH_2) e, em células que contêm cloroplastos, da fotossíntese (NADPH_2) (EPSTEIN; BLOOM, 2006).

Na maioria das plantas herbáceas a assimilação do N-NO_3^- ocorre nas folhas, mas no início do desenvolvimento dessas espécies a assimilação nas raízes pode ser significativa. Já a maioria das espécies arbóreas, entre elas as frutíferas, como a videira e as leguminosas, assimilam N-NO_3^- principalmente nas raízes. Em geral, conforme a disponibilidade de N-NO_3^- aumenta, ocorre também um aumento do transporte desse ânion via xilema para a assimilação nas folhas (PRADO, 2013).

A demanda de energia para a assimilação do N-NO_3^- na matéria orgânica é alta, gastando-se cerca de 12 ATPs para cada N absorvido pela planta na forma de N-NO_3^- (BLOOM et al., 1992). A energia e a estrutura molecular para a incorporação do N são supridas pelo metabolismo dos carboidratos, o qual, por sua vez, depende da fotossíntese. Fechando um ciclo de interdependência metabólica, a fotossíntese depende de compostos contendo N (exemplo: clorofilas). Desta forma, o crescimento em massa da planta é limitado, sobretudo, pela oferta de N (MALAVOLTA, 2006).

O N-NH_4^+ , independente da sua origem, se originado da absorção da solução do solo, resultante da redução do N-NO_2^- ou do metabolismo de amidas e ureídes, deve

ser rapidamente metabolizado por causa da sua toxicidade às plantas, como mencionado anteriormente, sendo assimilado predominantemente no sistema glutamina sintetase (GS) – glutamina oxoglutarato aminotransferase (GOGAT) ou glutamato sintase. Nesse sistema, a enzima GS catalisa a incorporação do $N-NH_4^+$ ao grupo carboxila do glutamato formando glutamina. Nas folhas, esta reação ocorre nos cloroplastos, e nas raízes, nos proplastídeos, porém, tanto em folhas quanto em tecidos não-fotossintetizantes, esta reação também pode ocorrer no citosol, sendo o principal mecanismo de assimilação de $N-NH_4^+$ em compostos orgânicos (MARENCO; LOPES, 2009; MARSCHNER, 2012).

A formação de glutamina e o seu acúmulo estimulam a atividade da glutamato sintase (GOGAT) que transfere o grupo amida da glutamina para o carbono carbonil do ácido α -cetoglúterico, formando duas moléculas de glutamato; sendo que uma das moléculas de glutamato é utilizada para a manutenção do sistema em funcionamento, enquanto a outra pode ser transportada e utilizada em outros processos metabólicos (TAIZ; ZEIGER, 2013).

O N pode ser transportado, via xilema, na corrente transpiratória, tanto na forma de nitrato, quanto já assimilado, como aminoácidos (aspartato ou glutamato), amidas (asparagina ou glutamina) ou ureídes (alantoína ou ácido alantóico) (EPSTEIN; BLOOM, 2006). Dependendo da espécie estudada, há uma preferência na forma de transporte de N, sendo que em leguminosas originárias de clima temperado e plantas actinorrízicas que formam associações simbióticas transportam predominantemente amidas, enquanto leguminosas de origem tropical transportam preferencialmente ureídes. Já plantas que não formam associações para fixação de N_2 transportam N tanto na forma de $N-NO_3^-$ como na forma de aminoácidos e amidas, sendo o $N-NH_4^+$ um íon pouco transportado pelo xilema (MARENCO; LOPES, 2009; MARSCHNER, 2012). Em geral, quando os carboidratos são abundantes ou o N é limitado, predomina o transporte de aminoácidos, porém, se há um bom suprimento de N, as aminas predominam.

A assimilação do N em compostos orgânicos é um processo dinâmico, sendo regulado por fatores externos (luz, temperatura, condição hídrica) e internos relacionados ao metabolismo do carbono (EPSTEIN; BLOOM, 2006). No tecido, a concentração de N é um fator importante na regulação do fluxo de carbono em direção à síntese mais intensa de proteínas (alto teor de N) ou de carboidratos (baixo teor de N), influenciando o padrão de distribuição de carboidratos dentro da planta, o que afeta o crescimento e a produtividade, havendo, portanto, uma forte correlação entre o teor de N na planta e a produção de biomassa (LAWLOR, 2002).

Na videira, a arginina tende a ser o principal composto acumulado em raízes, caule e ramos durante o inverno. Alguns autores relatam que esta forma representa de 50 a 90% do N solúvel armazenado. Também, aminoácidos e proteínas formam as reservas de N nos órgãos perenes (NASSAR; KLIEWER, 1966; KLIEWER, 1967; ORTIZ-LOPEZ et al., 2000), mas esse acúmulo de N em órgãos perenes tende a ocorrer durante todo o ciclo vegetativo e produtivo. Entretanto, com a diminuição do comprimento do dia e da temperatura, em geral, no inverno, é desencadeada uma série de eventos com controle gênico, que resulta na morte das folhas. Neste período são formadas as reservas de N nos órgãos perenes, pois as proteínas das folhas são degradadas e o N é redistribuído (remobilizado) para os ramos, caule e raízes. As reservas de N possibilitam a manutenção dos processos bioquímicos e fisiológicos na planta no período de menor área foliar, que servem de fonte para a manutenção de produtividades no ano seguinte. Todavia, os carboidratos compreendem a principal fonte de energia dos órgãos perenes em videiras. Essas

reservas, mais outros nutrientes, como P e K, são mobilizados e redistribuídos para os pontos de crescimento quando aumenta o comprimento do dia e da temperatura, o que coincide com o início da primavera (TROMP, 1983; OAKS et al., 1991; MILLARD, 1995; RIVES, 2000; POMMER, 2003; TAIZ; ZEIGER, 2004; MILLARD; GRELET, 2010; ZAMBROSI et al., 2012; BRUNETTO et al., 2015). Assim, a absorção de N, a sua distribuição, acúmulo e posterior redistribuição são processos dinâmicos (Figura 1), e, quando as reservas do nutriente diminuem nos órgãos perenes, a videira tende a absorvê-lo do solo para a manutenção das reservas e o suprimento da demanda dos tecidos em crescimento.

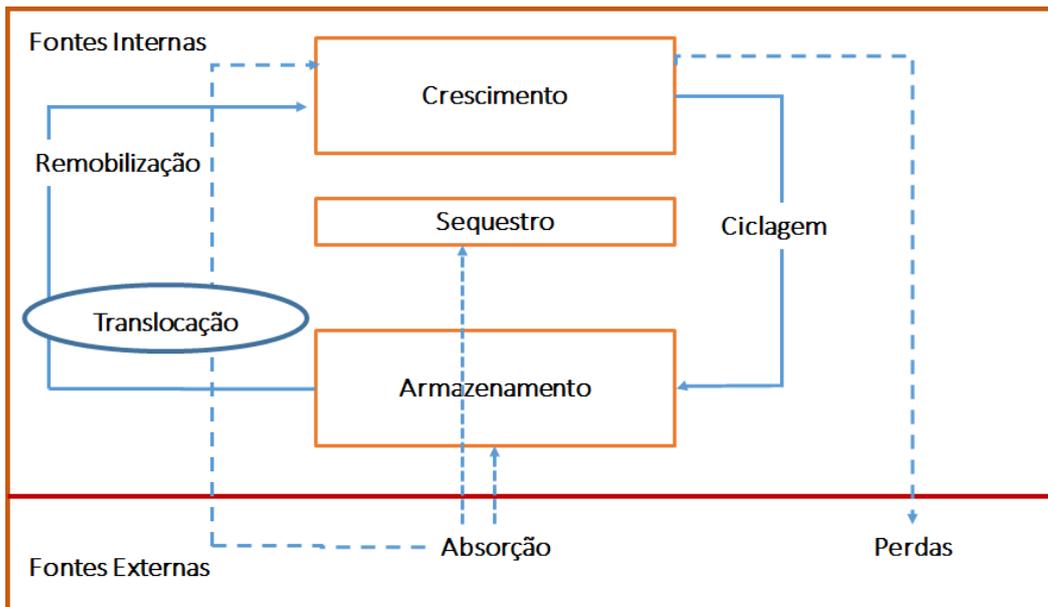


Figura 1 - Representação esquemática da fonte de aquisição de N e seu ciclo interno em árvores. Troca entre fontes externas e internas na árvore são mostrados como linhas pontilhadas: para a absorção diretamente no local de armazenamento, sequestro ou usar no crescimento, reprodução ou outro metabolismo. Ciclagem interna de N mostrada em linhas cheias, como remobilização sazonal do N através de translocação para outros órgãos a serem usados para o crescimento, reprodução ou outro metabolismo.

Fonte: Adaptado de Millard e Grelet (2010).

Alguns estudos reportam que grande parte do N total na videira é acumulado nas raízes, inclusive o N derivado do fertilizante aplicado no ano, tratando-se do sítio mais importante de acúmulo, já que o caule e os ramos são os sítios da passagem do fluxo que circula entre o sítio de absorção, raízes, e os sítios de residência, apresentando pouca importância como órgãos de acúmulo (KLEWER; COOK, 1971; KLEWER; COOK, 1974; BATES et al., 2002; BRUNETTO, 2004; ZAPATA et al., 2004; BRUNETTO et al., 2005; 2006). No entanto, outros estudos mostrando que as maiores quantidades de N do fertilizante são encontradas nos órgãos anuais da planta, folhas e cachos, sendo pequenas as quantidades de N aplicado acumuladas em órgãos perenes. Neste sentido, Conradie (1990) aplicando fertilizante nitrogenado enriquecido com ^{15}N no florescimento de videiras verificou que durante a primavera 55% do N do fertilizante foi encontrado nas folhas e nos ramos, 20% nos cachos, 22% nas raízes e 3% no caule. Já na maturação da uva 41, 45, 12 e 3% de N do fertilizante foram observados em folhas, ramos, cachos, raízes e caule, respectivamente. Da mesma forma, Williams (1987) aplicando o N durante o

crescimento vegetativo da cultivar Thompson Seedless, encontrou aumento da sua quantidade nos ramos e nas folhas, sendo a maior quantidade de N do fertilizante destinada ao cacho. Além disso, Brunetto et al. (2006), aplicando N no inchamento das gemas de viníferas 'Chardonnay' e 'Riesling Renano', relatam que as partes anuais, como as folhas e os ramos do ano, são importantes drenos do N aplicado, o que concorda com resultados obtidos por Brunetto et al. (2015; 2016).

4. Aplicação de N no solo, impacto sobre a produtividade e a composição da uva e do mosto

A aplicação de N em videiras deve ser realizada com prudência porque impacta no crescimento vegetativo das plantas, na produtividade e na composição da uva, do seu mosto e, conseqüentemente, no vinho (BRUNETTO et al., 2007). Altas doses de fertilizantes nitrogenados em vinhedos, com conseqüente incremento de formas de N-mineral no solo, como N-NO_3^- e N-NH_4^+ , podem estimular o crescimento vegetativo da parte aérea das plantas. Com isso, pode ocorrer diminuição da incidência de raios solares no interior da planta, favorecendo o aparecimento de doenças fúngicas nas folhas e cachos; redução do número de flores fecundas, produzindo menor número de bagas por cacho e, finalmente, retardar a senescência de folhas e a dormência das plantas (KELLER et al., 1999; DUCHÊNE et al., 2001; BRUNETTO et al., 2007; 2009). Além disso, o vigor excessivo das videiras pode causar, por causa da deficiência de luz no interior do dossel vegetativo, redução da atividade de enzimas que regulam a síntese de alguns compostos importantes, como as antocianinas, que são responsáveis pela coloração do mosto e do vinho; aumentar a relação polpa/casca, o que não é desejável, porque dilui a concentração de antocianinas e potencializa a migração de antocianinas residentes nas bagas para órgãos em crescimento, entre eles, os ramos do ano (KELLER; HRAZDINA, 1998; KELLER et al., 1999; BUCCHETTI; INTRIERI, 2007; TESIC et al., 2007; BRUNETTO et al., 2009).

A literatura sobre a interferência do N na produtividade da uva não é conclusiva, pois duas são as situações. Em solos com textura arenosa e baixo teor de matéria orgânica espera-se incremento de produtividade em videiras submetidas à adição de fontes de N, especialmente por causa da baixa disponibilidade natural de formas de N-mineral nos solos (AHMEDULLAH; ROBERTS, 1991; GOLDSPINK; GORDON, 1991; BELL; ROBSON, 1999). Porém, Brunetto et al. (2007), em experimento realizado na região da Campanha Gaúcha do RS relatam que a aplicação de doses de N (0, 15, 30, 45, 60 e 85 kg N ha⁻¹ ano⁻¹), na forma de ureia, em videiras da cultivar Cabernet Sauvignon cultivadas em um solo Argissolo Vermelho com baixo teor de matéria orgânica não afetou a produtividade de uva e os componentes de produção (Tabela 1). Esses resultados concordam com os obtidos por Brunetto et al. (2013), no mesmo solo e com a mesma cultivar, porém adicionando 40 kg N ha⁻¹ na forma de ureia e composto orgânico. Isso provavelmente é explicado em parte porque a videira absorve N do solo derivado de outras fontes, como da mineralização da fração lábil da matéria orgânica do solo, de resíduos em decomposição depositados sobre a superfície do solo, como folhas e raízes senescentes das videiras, ramos podados, e parte aérea e raízes de espécies de plantas de cobertura que coabitam os vinhedos (BRUNETTO et al., 2011, 2014). Por outro lado, em solos de textura média ou argilosa, com médio ou alto teor de matéria orgânica, o que lhes conferem hipoteticamente maiores teores de N-mineral, as respostas da videira à aplicação de N nem sempre são favoráveis (DELAS et al., 1991; DAL BÓ, 1992), e, quando observadas, acontecem em plantas submetidas a

pequenas doses do nutriente. Exemplo disso são os resultados de Brunetto et al. (2009), que relatam que videiras da cultivar Cabernet Sauvignon cultivadas em um solo Neossolo Litótico com médio teor de matéria orgânica na região da Serra Gaúcha do RS, cuja produtividade máxima de uva foi obtida com a aplicação de doses entre 15 e 30 kg N ha⁻¹ (Tabela 2).

Tabela 1 - Produção de uva e seus componentes da cultivar Cabernet Sauvignon submetida à aplicação de N no solo na região da Campanha Gaúcha do RS.

Dose	Produção de uva		Cacho		Peso de 100 bagas
			comprimento	largura	
(kg N ha ⁻¹)	(kg planta ⁻¹)	(kg ha ⁻¹)	(cm)	(cm)	(g)
0	12,67 ^{ns}	18.097 ^{ns}	15,89 ^{ns}	7,09 ^{ns}	156,63 ⁽¹⁾
15	14,28	20.387	15,69	6,88	165,26
30	12,87	18.380	15,75	7,27	160,62
45	12,66	18.073	15,48	7,45	175,35
60	13,18	18.821	15,90	7,16	173,30
85	12,53	17.897	15,48	7,11	174,76
CV, %	16,53	16,54	14,48	16,98	10,00

^{ns} = não significativo a 5% de probabilidade de erro; ⁽¹⁾ $y = 156,725 + 0,4214x - 0,00239x^2$ ($R^2 = 0,11^*$); * = significativo a 5% de probabilidade de erro.

Fonte: Adptado de Brunetto et al. (2007).

Tabela 2 - Produção de uva e seus componentes na cultivar Cabernet Sauvignon submetida à aplicação de doses de N no solo na região da Serra Gaúcha do RS.

Variável	Dose (kg N ha ⁻¹)					Equação	R ²
	0	15	30	45	60		
Produção							
Planta (kg)	1,03	1,88	1,43	1,47	0,66	$y = 1,127 + 0,0461x - 0,00089x^2$	0,68 [*]
Hectare (kg)	2.766	5.032	3.819	3.920	1.752	$y = 3006,700 + 122,9500x - 2,39810x^2$	0,81 [*]
Cacho							
Número	20	35	19	18	7	$y = 23,421 + 0,4333x - 0,01206x^2$	0,81 [*]
Massa (g)	52,94	52,93	76,70	88,64	93,84	$y = 49,505 + 0,7834x$	0,39 [*]
Número de bagas	95	139	117	124	88	$y = 55,674 + 53,549x - 9,3950x^2$	0,74 [*]
Comprimento (cm)	14,27	16,18	15,62	15,44	13,33	$y = 11,924 + 3,0209x - 0,54710x^2$	0,92 [*]
Largura (cm)	5,52	6,83	6,22	6,12	5,25	$y = 4,438 + 1,5250x - 0,27500x^2$	0,78 [*]
Massa de 100 bagas ^{ns}	118,4	110,9	105,7	109,6	118,3		

^{ns} = não significativo a 5% de probabilidade de erro; * = significativo a 5% de probabilidade de erro.

Fonte: Adaptado de Brunetto et al. (2009).

A qualidade da uva, estabelecida por aspectos morfológicos ou pela sua composição química-organoléptica também pode ser afetada pelo N. Para determinar qualidade com base em suas características físicas, mensuram-se normalmente o comprimento e a largura dos cachos, a sua massa, o número de bagas por cacho, bem como a massa de cada uma. Por outro lado, optando-se em determinar a qualidade da uva com referência na sua composição química, avaliam-se no mosto, em geral, os valores de pH, de sólidos solúveis totais (SST), acidez total titulável, ácidos orgânicos, antocianinas, de polifenóis totais, entre outras variáveis. Por exemplo, o valor de SST, quando em escala de °Brix, representa normalmente 90% dos açúcares encontrados no mosto. Já os ácidos orgânicos, encontrados em grande número na baga, em geral, são representados pelo ácido tartárico e málico,

porque representam mais de 90% de todos os ácidos da baga. Os valores destes dois ácidos indicam a estabilidade e a longevidade do vinho. Já as antocianinas são encontradas em maior quantidade na casca da baga e determinam a coloração da uva, do suco e do vinho. Os polifenóis totais, também encontrados em maior quantidade na casca, participam da intensidade de cor, da tonalidade e das características gustativas da uva e do seu vinho. Além destas variáveis, em estudos que avaliam a interferência do N aplicado na composição química da uva é avaliado no mosto o N amoniacal, o N total, os aminoácidos livres e as proteínas (WINKLER et al., 1974).

Entre os estudos realizados sobre a interferência da adição de N na composição da uva e do seu mosto podemos destacar alguns, como o de Spayd et al. (1994) na região central de Washington, Estados Unidos, que aplicaram doses crescentes de N (0, 56, 112, 224 kg N ha⁻¹) em videiras e encontraram aumento linear dos valores de pH, N total e N amoniacal no mosto. Mas, a aplicação do N não afetou os valores de K, SST e ácido málico e tartárico. Spayd et al. (1995), aplicando as mesmas doses de N usadas por Spayd et al. (1994), fornecendo quatro doses de N (0, 30, 60 e 90 kg N ha⁻¹) em videiras cultivadas nos Estados Unidos relatam que os valores de pH do mosto aumentam com a dose de N, mas os teores de SST são reduzidos. Christensen et al. (1994) reportam que doses de 56 e 112 kg N ha⁻¹, parceladas durante o ciclo de videiras cultivadas na Califórnia, Estados Unidos, diminuem os valores de SST no mosto da uva. Por outro lado, Pacheco et al. (1997) relatam que o mosto das uvas derivadas de videiras cultivadas em Portugal e submetidas à aplicação de doses de N (0, 30, 60 e 90 kg N ha⁻¹) apresentam maior quantidade de ácido tartárico, ácido málico e menores valores de pH, comparativamente ao tratamento controle. Além disso, Peacock et al. (1991) reportam que a dose de 50 kg N ha⁻¹, adicionada de modo parcelado durante os estádios fenológicos das videiras nos Estados Unidos, não interfere nos valores de SST no mosto, pH, N total e na massa de 100 bagas.

No Brasil, resultados de estudos realizados na região Sul, maior região vitivinícola do país, obtidos com viníferas 'Cabernet Sauvignon', mostram que houve decréscimo da concentração de antocianinas totais no mosto com o aumento da dose de N, na forma de ureia, aplicada sobre o solo (BRUNETTO et al., 2007; 2009). Esses dados concordam com aqueles apresentados na Tabela 3. Observam-se menores valores de antocianinas totais no mosto de videiras submetidas à aplicação de N, independentemente da dose e modo de fornecimento (sem irrigação, com irrigação ou fertirrigação). Destaca-se que as doses de N aplicadas são pequenas (20 ou 40 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, sendo 40 N ha⁻¹ ano⁻¹ a dose recomendada para solos com <2,5% de matéria orgânica (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2004). Por outro lado, a adição de composto orgânico, usado como fonte de N, não interferiu nos teores de pH, SST, acidez total titulável e ácido tartárico e málico (MELO et al., 2012). Em geral, os trabalhos na literatura que avaliam a interferência do N na composição da uva não relatam informações sobre o teor de matéria orgânica e o tipo de solo onde as videiras foram cultivadas e, com isso, normalmente a discussão dos resultados é restrito à quantidade de N aplicada e o seu impacto na produtividade e na composição da uva e/ou do seu mosto.

Tabela 3 - Valores de sólidos solúveis totais (SST), acidez total titulável (ATT), pH e antocianinas totais no mosto de videira da cultivar Alicante Bouschet, cultivada em

solo arenoso e com baixo teor de matéria orgânica na região da Campanha Gaúcha do RS e submetida a doses e modos de fornecimento de N.

Tratamentos	SST (°Brix)	ATT (g ác. Tart. 100 mL ⁻¹)	pH	Antocianinas totais (mg L ⁻¹)
-----Safrá 2013/2014-----				
T1(1)	12,8a7 a ⁽¹⁾	0,25 a	3,75 a	469,02 a
T2	12,37 a	0,22 a	3,61 b	353,51 b
T3	12,75 a	0,29 a	3,92 a	321,14 b
T4	12,50 a	0,24 a	3,75 a	378,09 b
T5	12,25 a	0,26 a	3,53 b	366,81 b
-----Safrá 2014/2015-----				
T1	14,8a	45,00a	3,09a	4961,07a
T2	15,4a	125,00a	2,95a	5034,7a
T3	14,6a	110,00a	3,10a	2628,7b
T4	15,2a	65,00a	2,94a	3611,8b
T5	14,0a	54,00a	3,02a	2746,2b

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro. ⁽²⁾ T1 = Sem aplicação de N; T2 = 1 aplicação de 20 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ via ureia + 1 aplicação de 20 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ via ureia; T3 = 1 aplicação de 20 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ via ureia seguido de irrigação + 1 aplicação de 20 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ via ureia seguido de irrigação; T4 = 1 aplicação de 20 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ via fertirrigação (aproximadamente 1 kg N dia⁻¹) + 1 aplicação de 20 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ via fertirrigação (aproximadamente 1 kg N dia⁻¹); T5 = 1 aplicação de 20 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ via fertirrigação (aproximadamente 1 kg N dia⁻¹).

Fonte: Dados dos próprios autores - não publicados.

A adição de N no solo também pode afetar a concentração do nutriente no mosto, que é determinante para a sua fermentação. Entre os trabalhos sobre este tema se destacam os de Ough et al. (1968), na Califórnia, Estados Unidos, que verificaram aumento da sua quantidade de N total, N amoniacal e biotina no mosto pela aplicação de N. Da mesma forma, Bertrand et al. (1991) relatam que a aplicação de doses de N durante dois anos na cultivar Merlot, cultivada em um solo arenoso na França e enxertada sob diferentes porta-enxerto, aumentou a quantidade de N total no mosto e do seu vinho, sendo que a arginina foi o aminoácido encontrado em maior concentração no mosto, o que concorda com os dados obtidos por Spayd et al. (1994) nos Estados Unidos. Boeira (1994) reporta que a adição de N em viníferas 'Cabernet Sauvignon' na região da Serra Gaúcha e da Campanha do RS aumentou a quantidade de compostos nitrogenados no mosto, entre eles arginina, prolina, alanina, aspargina, aspartato, glutamato, glutamina, serina e treonina, que são importantes fontes de N para as leveduras durante a fermentação do mosto. As uvas com baixa concentração de formas de N podem apresentar parada de fermentação do seu mosto, pois, depois do carbono, o N é usado em maior quantidade pelas leveduras e bactérias. Assim, a sua quantidade no mosto causa impacto na biomassa microbiana, na taxa e no tempo de fermentação, bem como nos produtos finais do metabolismo microbiano (BISSON, 1991), como os álcoois e compostos responsáveis pelo aroma do vinho (DUKES et al., 1991; RAPP; VERSINI, 1991).

5. Aplicação de N via foliar

As raízes das videiras, além de serem o órgão de apoio mecânico, absorvem água e nutrientes. Mas, em agudas deficiências de nutrientes, em especial, para aqueles que são menos exigidos, ou em condições adversas de mobilidade do nutriente na planta ou de absorção via raízes, às vezes o nutriente pode ser fornecido via foliar. As folhas podem absorver elementos dissolvidos, mas a eficiência da absorção e

transporte do(s) nutriente(s) aplicado(s) via foliar depende de inúmeros fatores que atuam isoladamente ou em combinação, que estão relacionados com a morfologia e fisiologia da planta, especialmente das folhas; e com as características da solução aplicada e do ambiente externo. Como apresentado por Malavolta (2006), a penetração dos nutrientes depositados na superfície foliar não ocorre em toda a superfície cuticular. Isso se concentra em áreas puntiformes, cuja localização coincide com os ectodermas, ou seja, filamentos protoplasmáticos que penetram a parede celular em contato com a cutícula. A absorção tende a ser maior quando a solução é aplicada na face abaxial da folha, porque a cutícula é mais delgada e as cavidades estomáticas (desde que não estejam ocupadas por gases) aumentam a superfície de contato com a solução.

Após o contato dos nutrientes com a superfície foliar, a absorção ocorrerá em três etapas: (1) atravessar a cutícula e as paredes das células epidérmicas por difusão; (2) chegada à superfície externa do plasmalema; (3) passagem através da membrana citoplasmática e entrada no citoplasma e no vacúolo depois de atravessar o tonoplasto (MALAVOLTA, 2006). Convém destacar que os constituintes das membranas (fosfolipídios, sulfolipídios e proteínas) contêm grupos com carga elétrica que interagem com os íons. Assim, quanto maior a valência do elemento, maior será o raio do íon hidratado, o que dificultará a passagem do íon pela membrana. Ou seja, a absorção decresce na ordem: moléculas sem carga > cátion⁺/ânion⁻ > cátion²⁺/ânion²⁻ > cátion³⁺/ânion³⁻.

O caminhamento do soluto da epiderme para o interior da folha até atingir o sistema de vasos condutores (xilema e/ou floema) acontece via apoplasto (conjunto de paredes celulares e espaços entre as células) e simplasto (comunicações entre o citoplasma de uma célula e outra via plasmodesmos). A velocidade de absorção pelas folhas é dependente do elemento, da concentração da solução aplicada, das condições ambientais e da espécie. Uma vez que o elemento foi absorvido, poderá ser redistribuído. A maior ou menor mobilidade do elemento apresenta consequências práticas no fornecimento. Elementos que apresentam mobilidade restrita exigem aplicações foliares constantes para a correção de suas deficiências e podem ser economicamente mais viáveis quando aplicados via solo. Neste sentido, Hannam et al. (2014) aplicaram 1 e 2% (massa/volume) de ureia em folhas de videiras na mudança da cor das bagas. Os autores verificaram incremento do teor de N nas folhas e nas bagas, contudo, não houve qualquer influência nas reservas de N na planta, no seu crescimento e na produtividade. Além disso, alguns estudos demonstraram que aplicação de N via foliar em videiras tem o potencial de causar indesejáveis mudanças na acidez total titulável do mosto e na formação de açúcares (ANCÍN-AZPILICUETA et al., 2011; LASA et al., 2012), embora alguns outros estudos não demonstrem tais alterações (LACROUX et al., 2008).

No Sul do Brasil, Brunetto et al. (2005), usando ¹⁵N como traçador, observaram que em cultivares de videiras viníferas a aplicação do N via foliar não constitui uma prática eficiente de fornecimento do nutriente, por causa da baixa quantidade de N absorvida pelas folhas, redistribuída e mesmo acumulada em órgãos de reserva. Os mesmos autores concluíram ainda que a maior contribuição de N para a nova brotação das videiras é derivado do N do solo absorvido pelas raízes. Brunetto et al. (2008) afirmaram, ainda, que as aplicações foliares de N promovem aumento somente no teor de N na folha completa apenas por curtos períodos de tempo após a aplicação, podem causar diminuição nos teores de amido e carboidratos solúveis totais nas gemas dos ramos do ano, mas não afetam os teores de carboidratos redutores e os totais de aminoácidos e de proteínas.

Pelo exposto, é possível concluir, especialmente na região Sul do Brasil, que a aplicação de N via foliar em videiras na maioria dos casos, pouco afeta o estado nutricional, e não afeta o crescimento, a produtividade e composição da uva e do mosto. Por isso, na maioria dos casos não é uma técnica eficiente para fornecimento de N em vinhedos.

6. Estratégias para minimizar as perdas de N em vinhedos e aumentar a recuperação de N pelas videiras

Parte do N aplicado em solos de vinhedos, especialmente nos arenosos e com baixo teor de matéria orgânica, pode ser perdido por lixiviação, especialmente na forma de N-NO_3^- , ou volatilização (N-NH_3) (Figuras 2 e 3), diminuindo a recuperação do N do fertilizante pelas videiras (Figuras 4 e 5). Por isso, torna-se necessária a adoção de estratégias para reduzir as perdas de N, potencializando a recuperação do N aplicado pelas videiras. Entre elas, pode-se destacar a definição de doses mais adequadas de N em vinhedos, melhores épocas ou estágios fenológicos para a aplicação de N, modos mais adequados para o fornecimento de N em vinhedos e uso de plantas de cobertura que promovem a ciclagem de N.

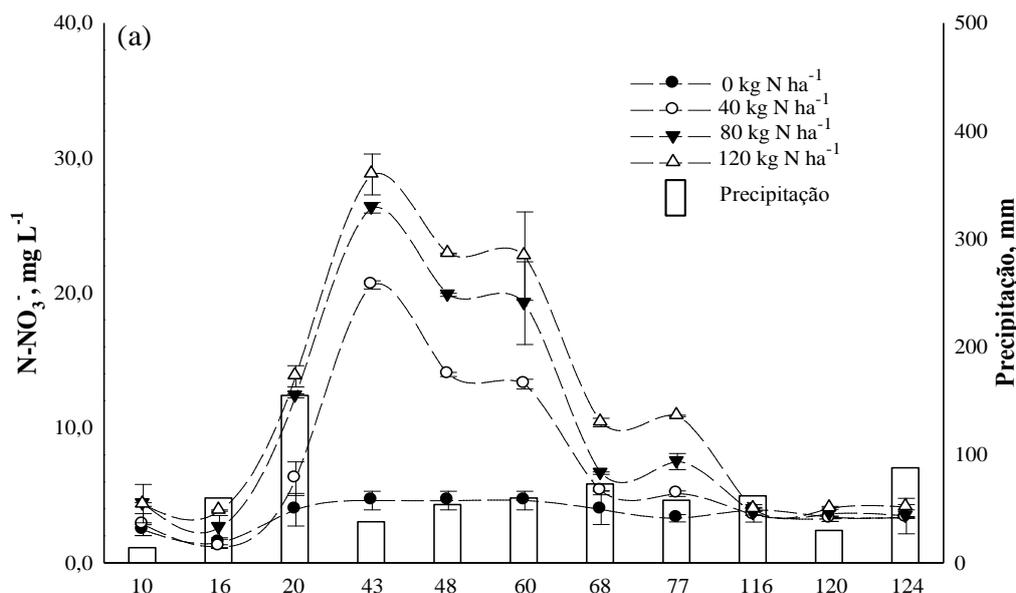


Figura 2 - Concentração de N-NO_3^- na solução coletada em lisímetros, na profundidade de 20 cm, com a aplicação de 0, 40, 80 e 120 kg N ha^{-1} , no início da brotação das videiras.

Fonte: Adaptado de Lorensini et al. (2012).

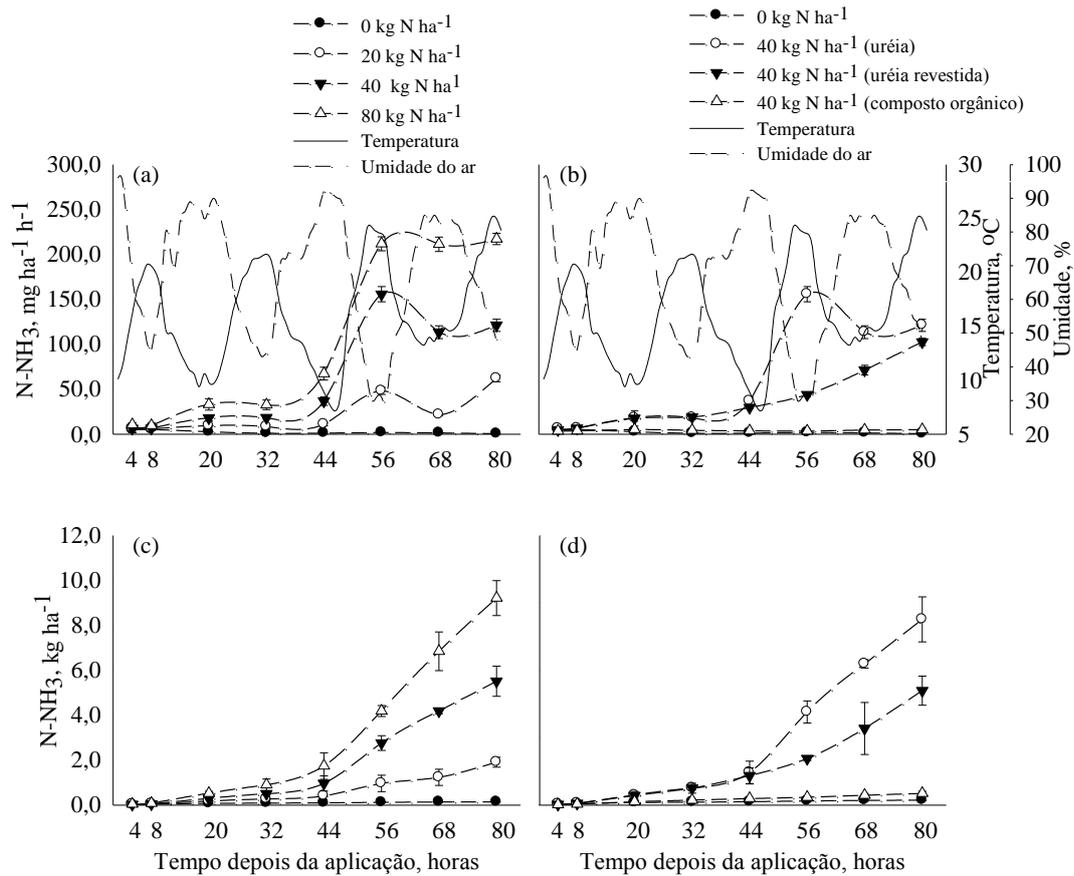


Figura 3 - Fluxo de emissão de $N-NH_3$ ($mg\ ha^{-1}\ h^{-1}$) (a) (b) e perdas de $N-NH_3$ ($kg\ ha^{-1}$) (c) (d) em solo submetido a aplicação de doses e fontes de fertilizante nitrogenado e cultivado com videiras na região da Campanha Gaúcha do RS. Fonte: Adaptado de Lorensini et al. (2012).

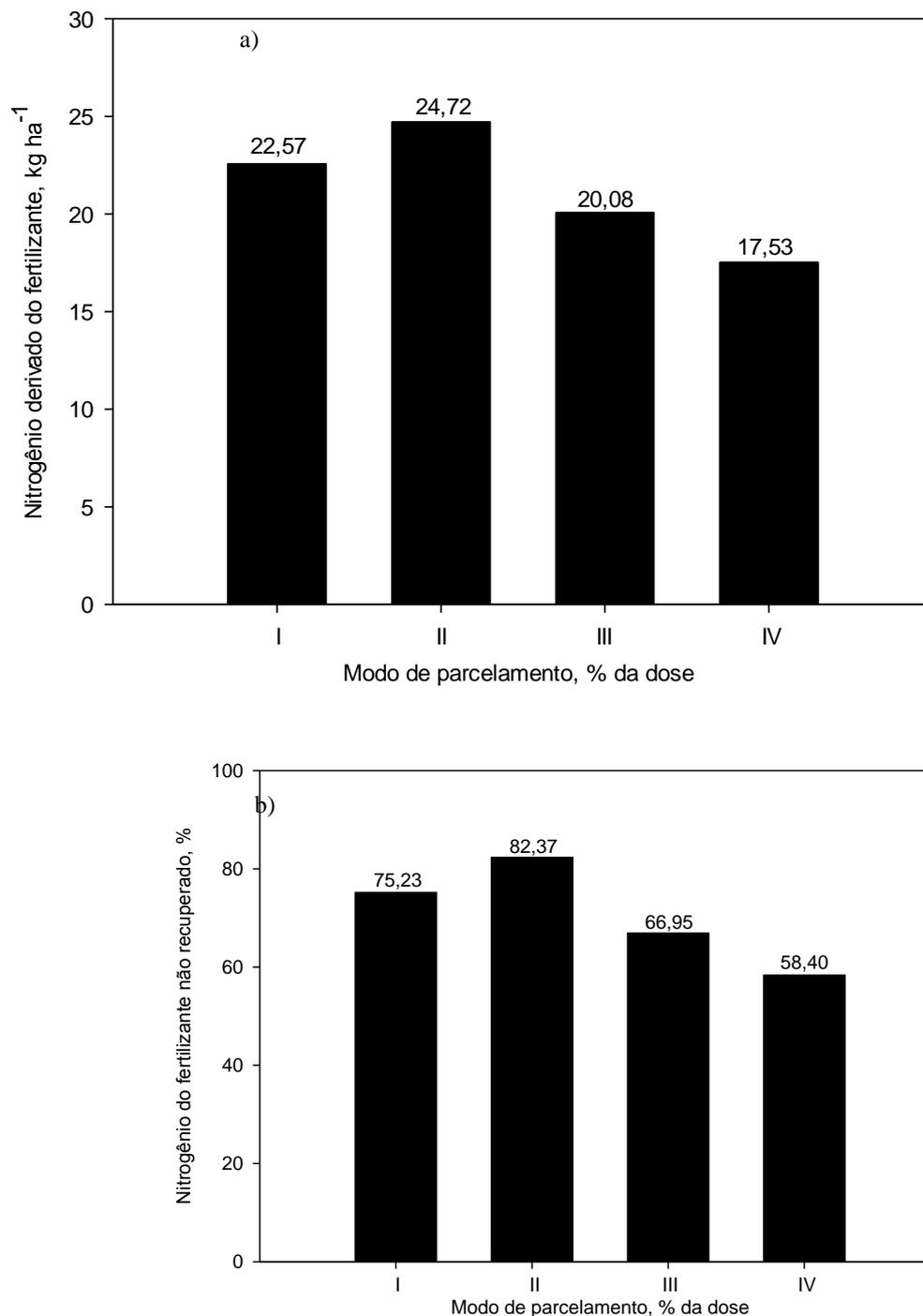


Figura 4 - Nitrogênio derivado do fertilizante não recuperado (kg ha⁻¹) (a) e N do fertilizante não recuperado (%) (b), em videiras da cultivar Cabernet Sauvignon submetidas à aplicação de 30 kg N ha⁻¹ em diferentes modos de parcelamento na Serra Gaúcha do RS. I) 25% no início da brotação + 25% na brotação + 25% na floração + 25% no crescimento das bagas; II) 50% no início da brotação + 50% na brotação; III) 33,33% na brotação + 33,33% na floração + 33,33% no crescimento das bagas e IV) 50% na floração + 50% no crescimento das bagas.

Fonte: Adaptado de Brunetto (2008).

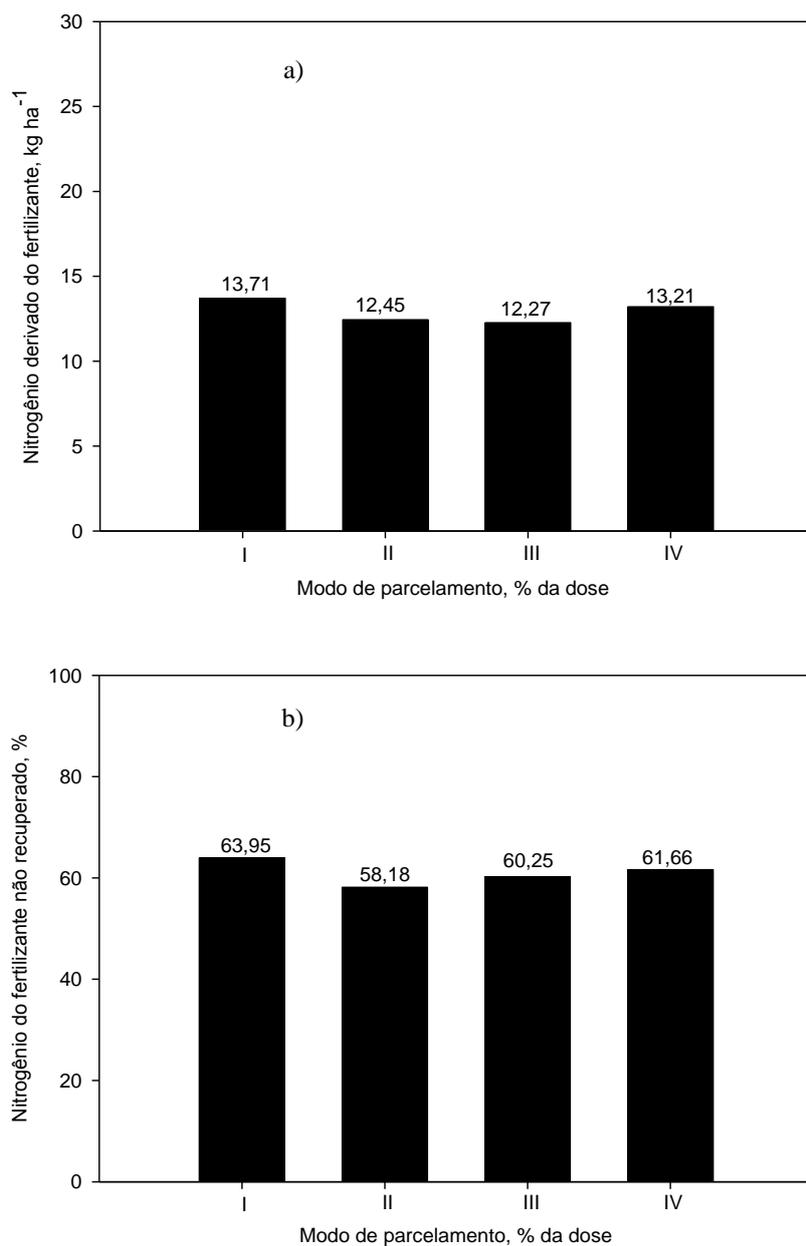


Figura 5 - Nitrogênio derivado do fertilizante não recuperado (kg ha⁻¹) (a) e nitrogênio do fertilizante não recuperado (%) (b), em videiras da cultivar Cabernet Sauvignon submetidas à aplicação de 21,42 kg ha⁻¹ de N em diferentes modos de parcelamento na Campanha Gaúcha do RS. I) 25% no início da brotação + 25% na brotação + 25% na floração + 25% no crescimento das bagas; II) 50% no início da brotação + 50% na brotação; III) 33,33% na brotação + 33,33% na floração + 33,33% no crescimento das bagas e IV) 50% na floração + 50% no crescimento das bagas.

Fonte: Adaptado de Brunetto (2008).

Com o objetivo de definir a melhor dose de N a ser aplicada em vinhedos em produção, Brunetto et al. (2009) relataram que, em videiras 'Cabernet Sauvignon' cultivadas na região da Serra Gaúcha do RS em um solo com textura média e médio teor de matéria orgânica, a produtividade máxima de uva foi obtida com a aplicação de doses entre 15 e 30 kg N ha⁻¹. Mas, destacam que a aplicação de N, independentemente da dose, diminui os teores de antocianinas totais, diminuindo a cor do vinho. Já, Lorensini et al. (2015), em experimento realizado em solo arenoso e com baixo teor de matéria orgânica na Campanha Gaúcha relataram que a produtividade máxima (média de três safras) de uva 'Cabernet Sauvignon' foi obtida com a aplicação de 20 kg N ha⁻¹, não sendo observado impacto das doses de N, inclusive superiores a 20 kg N ha⁻¹, sobre a composição enológica do mosto (pH, SST, acidez total titulável, ácido málico e tartárico).

Brunetto (2008), com o objetivo de estabelecer as melhores épocas de fornecimento de N em videiras em produção, realizou a aplicação de 21,42 kg N ha⁻¹ em videiras 'Cabernet Sauvignon', em solo arenoso e com baixo teor de matéria orgânica na Campanha Gaúcha do RS, e 30 kg N ha⁻¹ em vinhedo da mesma cultivar, mas cultivada em solo com textura média e com médio teor de matéria orgânica na região da Serra Gaúcha do RS. As doses de N foram enriquecidas com 3% átomos de ¹⁵N em excesso, usado como traçador, para permitir o acompanhamento do destino do N aplicado, sendo aplicadas em cada local em quatro modos de parcelamento: I) 25% no início da brotação + 25% na brotação + 25% na floração + 25% no crescimento das bagas; II) 50% no início da brotação + 50% na brotação; III) 33,33% na brotação + 33,33% na floração + 33,33% no crescimento das bagas e IV) 50% na floração + 50% no crescimento das bagas. O autor concluiu que as videiras cultivadas na Serra Gaúcha recuperaram maior porcentagem do N quando esse foi aplicado nos modo de parcelamento 25% no início da brotação + 25% na brotação + 25% na floração + 25% no crescimento das bagas; II) 50% no início da brotação + 50% na brotação e IV) 50% na floração + 50% no crescimento das bagas. Por outro lado, em videiras cultivadas na Campanha Gaúcha, o modo de parcelamento da dose de N não afetou a quantidade do nutriente recuperada, concordando com os resultados mais atuais de Brunetto et al. (2014), em estudo realizado na mesma região e solo, também usando ¹⁵N como traçador.

Na busca pela definição dos melhores modos de fornecimento de N para videiras em produção (exemplo: aplicação de N sem irrigação, seguido de irrigação ou via fertirrigação), resultados preliminares obtidos por Brunetto et al. (2016) em vinhedos na região da Campanha Gaúcha do RS relatam que videiras da cultivar Alicante Bouschet submetidas à aplicação de doses de 20 kg N ha⁻¹ ou de 20 kg N ha⁻¹ + 20 kg N ha⁻¹ na forma de ureia, sobre a superfície do solo, na região da projeção da copa, seguida de irrigação por gotejamento ou mesmo aplicação via fertirrigação (1 kg de N dia⁻¹) produzem mais uva, em relação à aplicação e N sem irrigação, onde provavelmente parte do N aplicado pode estar sendo perdido por volatilização. Esses estudos continuam sendo conduzidos e, assim, resultados mais contundentes são esperados brevemente, o que é importante porque os resultados de pesquisas sobre a aplicação de N em videiras via fertirrigação, ou mesmo de aplicação de N seguido de irrigação, são escassos na região Sul do Brasil.

Somado a tudo isso, outra possibilidade de aumentar a recuperação de N pelas videiras é com o emprego de fontes orgânicas, como o composto orgânico e dejetos de animais, em substituição a fontes de N solúveis, como a ureia. Espera-se que o N contido nos resíduos orgânicos seja mineralizado mais lentamente ao longo do ciclo da videira, potencializando a recuperação desse nutriente pelas plantas. Neste sentido, Brunetto et al. (2013) realizaram um estudo com videiras 'Cabernet

Sauvignon' na região da Campanha Gaúcha do RS com o objetivo de avaliar a produção, o teor de N total em folhas e a composição do mosto. As videiras foram submetidas à aplicação de 40 kg N ha⁻¹ na forma de composto orgânico e ureia nas safras de 2008/2009, 2009/2010 e 2010/2011. Os autores concluíram que a aplicação de fontes de N, especialmente composto orgânico, aumenta o teor de N na folha completa, no pleno florescimento, o que pode mostrar maior sincronismo entre a liberação de N e sua absorção pela videira. Mas, a aplicação de composto orgânico e de ureia pouco afetaram a produtividade e não interferiram no teor de nutrientes totais no mosto e, tampouco, nos atributos enológicos no mosto.

Outra possibilidade para aumentar a recuperação de N pelas videiras é o uso de espécies de plantas de cobertura em vinhedos em produção. Plantas de cobertura, como as hibernais, entre elas a aveia-preta, podem absorver o N do solo, incorporando-o nas raízes ou parte aérea, que poderão mineralizar parte do N dos tecidos em decomposição ao solo. Mas, além disso, leguminosas, como a ervilhaca, poderão promover a fixação biológica do N atmosférico, incrementando o N em solos de vinhedos. As quantidades de N em resíduos de plantas de cobertura em decomposição são apresentadas na Tabela 4. Parte do N dos resíduos mineralizado para o solo poderá ser absorvido pelas videiras ao longo do ciclo, diminuindo a necessidade de aplicação de fertilizantes minerais ou orgânicos, o que é desejado. Somado a isso, as plantas de cobertura contribuem para a proteção da superfície do solo contra a erosão hídrica, o que é necessário, especialmente em vinhedos localizados em relevo acidentado ou em solos arenosos.

5. Considerações finais

A definição da necessidade de aplicação de N em videiras em produção normalmente é definida com base no teor de N em folhas completas e pecíolos, considerando a expectativa de produção. Porém, sempre que possível devem ser instalados e conduzidos, por mais de uma safra, experimentos de calibração, nos quais doses de N são aplicadas sobre o solo, sendo posteriormente avaliados parâmetros de crescimento, produtividade e composição do mosto e vinho. Isso porque, as respostas das videiras à aplicação de N no solo são dependentes do tipo de solo, dos seus atributos químicos, de condições climáticas, com destaque para a precipitação, dentre outras variáveis.

Na região Sul do Brasil, a maioria dos resultados de pesquisa obtidos até o momento em experimentos de curta e média duração com viníferas mostram que o mais indicado é a aplicação de baixas doses de N por hectare, normalmente abaixo de 40 kg N ha⁻¹. Com estas doses produtividades satisfatórias e, inclusive, em alguns casos, até elevadas são observadas. Porém, a maioria dos resultados de pesquisa também mostram que a aplicação de N, independentemente da dose, afeta negativamente alguns parâmetros enológicos do mosto, especialmente antocianinas totais, que na maioria dos casos diminui com o aumento da dose de N. Assim, a videira na maioria dos solos no Sul do Brasil, onde é cultivada, necessita da aplicação de N por meio de fertilizantes minerais ou orgânicos, pois os teores nativos ou mesmo aportados via fixação biológica de N pelas plantas de cobertura leguminosas não suprem a demanda de N pela videira. Porém, a dose aplicada deve ser a mais precisa possível, pois a composição do mosto tende a ser alterada negativamente.

Como formas de N em solos de vinhedos são facilmente perdidas, especialmente em solos arenosos e com baixo teor de matéria orgânica, ou mesmos naqueles localizados em relevos acidentados, torna-se cada vez mais necessário o uso de

estratégias para minimizar as perdas de N e, por consequência, aumentar a recuperação deste nutriente pelas videiras. Dentre elas, se destacam o uso de doses adequadas de N em vinhedos nas mais diversas regiões vitivinícolas, a aplicação do N em períodos de maior demanda do nutriente pela videira e o uso de fontes de N com liberação mais lenta, com destaque para os resíduos orgânicos; modos de fornecimento que minimizam as perdas de N, como irrigação ou fertirrigação, e mesmo o uso de plantas de cobertura do solo, como estratégia de aumentar a ciclagem de N no interior dos vinhedos.

Tabela 4 - Quantidade de matéria seca, N, P, K, Ca, Mg em resíduos de aveia preta e ervilhaca coletados em diferentes épocas de coleta, na linha de plantio sem cobertura plástica (LPSCP), na linha de plantio com cobertura plástica (LPCCP) e entrelinha (E), em um vinhedo da cultivar Niágara, na região da Serra Gaúcha do RS.

Resíduo	Posição	Dias depois da deposição das bolas de decomposição na superfície do solo				
		0	33	58	76	110
		-----Matéria seca (kg ha ⁻¹)-----				
Aveia preta	LPSCP	7527,50 a ⁽¹⁾	1017,50 c	942,50 c	779,40 b	757,50 b
	LPCCP	7527,50 a	2728,10 a	1978,10 a	1641,80 a	1555,60 a
	E	7527,50 a	1716,80 b	1420,60 b	883,80 b	695,00 b
Ervilhaca	LPSCP	2287,00 a	275,85 a	216,74 a	131,81 a	82,21 a
	LPCCP	2287,00 a	337,68 a	243,92 a	185,49 a	122,97 a
	E	2287,00 a	251,39 a	177,33 a	133,17 a	86,89 a
		-----N (kg ha ⁻¹)-----				
Aveia preta	LPSCP	124,20 a ⁽¹⁾	13,15 c	11,24 c	9,13 b	8,72 b
	LPCCP	124,20 a	30,29 a	21,01 a	15,43 a	13,07 a
	E	124,20 a	18,28 b	14,14 b	7,72 c	5,91 c
Ervilhaca	LPSCP	75,71 a	8,10 a	5,70 a	3,40 a	2,10 a
	LPCCP	75,71 a	9,40 a	5,73 a	3,40 a	2,10 a
	E	75,71 a	6,80 a	4,70 a	3,20 a	1,40 a
		-----P (kg ha ⁻¹)-----				
Aveia preta	LPSCP	58,20 a	3,60 c	1,93 b	1,10 b	0,72 b
	LPCCP	58,20 a	13,81 a	3,36 a	2,41 a	1,81 a
	E	58,20 a	5,60 b	1,87 b	1,04 b	0,80 b
Ervilhaca	LPSCP	10,28 a	0,95 a	0,30 a	0,15 a	0,05 a
	LPCCP	10,28 a	1,33 a	0,25 a	0,15 a	0,06 a
	E	10,28 a	0,72 a	0,20 a	0,13 a	0,06 a
		-----K (kg ha ⁻¹)-----				
Aveia preta	LPSCP	21,10 a	1,30 b	0,80 b	0,60 b	0,50 b
	LPCCP	21,10 a	5,50 a	3,84 a	2,32 a	1,78 a
	E	21,10 a	1,40 b	1,20 b	0,75 b	0,40 b
Ervilhaca	LPSCP	6,13 a	0,30 a	0,20 a	0,11 a	0,04 a
	LPCCP	6,13 a	0,49 a	0,32 a	0,20 a	0,14 a
	E	6,13 a	0,20 a	0,15 a	0,10 a	0,05 a
		-----Ca (kg ha ⁻¹)-----				
Aveia preta	LPSCP	17,30 a	1,34 b	0,70 b	0,27 a	0,16 a
	LPCCP	17,30 a	2,05 a	1,49 a	0,43 a	0,31 a
	E	17,30 a	0,80 c	0,60 b	0,25 a	0,13 a
Ervilhaca	LPSCP	3,76 a	0,72 a	0,10 a	0,04 a	0,02 a
	LPCCP	3,76 a	0,44 a	0,11 a	0,08 a	0,04 a
	E	3,76 a	0,59 a	0,08 a	0,04 a	0,03 a
		-----Mg (kg ha ⁻¹)-----				
Aveia preta	LPSCP	6,00 a	0,41 b	0,28 b	0,25 b	0,17 b
	LPCCP	6,00 a	1,07 a	0,81 a	0,50 a	0,37 a
	E	6,00 a	0,38 b	0,24 b	0,17 b	0,14 b
Ervilhaca	LPSCP	1,38 a	0,10 a	0,06 a	0,04 a	0,03 a
	LPCCP	1,38 a	0,15 a	0,05 a	0,03 a	0,03 a
	E	1,38 a	0,05 b	0,03 a	0,02 a	0,02 a

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5 % de probabilidade de erro.

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

6. Referências bibliográficas

- AHMEDULLAH, M.; ROBERTS, S. Effect of soil-applied nitrogen on the yield and quality of Concord grapevines. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON NITROGEN IN GRAPES AND WINE, 1991, Washington **Proceeding**,,, Washington: The American Society for Enology and Viticulture, p. 200-201, 1991.
- ANCÍN-AZPILICUETA, C.; NIETO-ROJO, R.; GÓMEZ-CORDÓN, J. Influence of fertilisation with foliar urea on the content of amines in wine. **Food Additives & Contaminants, part A, Chemistry, analysis, control, exposure & risk assessment**, v. 28, n. 7, p. 877-884, 2011.
- BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETTI, N.; GIROTTO, E. Dejeito líquido de suínos: II-perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, n. 6, p. 1305-1312, nov./dec. 2005.
- BATES, T. R.; DUNST, R. M.; JOY, P. Seasonal dry matter, starch, and nutrient distribution in "Concord" grapevine roots. **HortScience**, v. 37, n. 2, p. 313-316, Apr. 2002.
- BELL, S. J.; ROBSON, A. Effect of nitrogen fertilization on growth, canopy density, and yield of *Vitis vinifera* L. cv. Cabernet Sauvignon. **American Journal of Enology and Viticulture**, v. 50, p. 351-358, Jan. 1999.
- BERTRAND, A.; INGARGIOLA, M. C.; DELAS, J. Effects of nitrogen fertilization and grafting on the composition of must and wine from Merlot grapes, particularly on the presence of ethyl carbamate. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON NITROGEN IN GRAPES AND WINE, 1991, Washington. **Proceedings...** Washington: The American Society for Enology and Viticulture, p. 215-220, 1991.
- BISSON, L. F. Influence of nitrogen on yeast and fermentation of grapes. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON NITROGEN IN GRAPES AND WINE, 1991, Washington. **Proceedings...** Washington: The American Society for Enology and Viticulture, p. 78-89, 1991.
- BLOOM, A. J.; SUKRAPANNA, S. S.; WARNER, R. L. Root respiration associated with ammonium and nitrate absorption and assimilation by barley. **Plant Physiology**, v. 99, n. 4, p. 1294-1301, Aug. 1992.
- BOEIRA, L. S. **Compostos nitrogenados e voláteis em mostos e vinhos**. 1994. 123 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia dos Alimentos). Universidade Federal de Santa Maria, 1994. 123 p.
- BRUNETTO, G. **Absorção e redistribuição do nitrogênio aplicado em plantas de videira**. 2004. 74f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004.
- BRUNETTO, G. **Nitrogênio em videira: recuperação, acumulação e alterações na produtividade e na composição da uva**. 2008. 139 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de pós-graduação em Ciência do Solo, 2008.
- BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J.; MELO, G. W. B. de; GATIBONI, L. C.; URQUIAGA, S. Absorção e redistribuição do nitrogênio aplicado via foliar em videiras jovens. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 27, n. 1, p. 110-114, Apr. 2005.
- BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J.; MELO, G. W. B. de; SANTOS, D. R. Recuperação e distribuição do nitrogênio fornecido a videiras jovens. **Pesquisa Agropecuária**

Brasileira, v. 41, n. 8, p. 1299-1304, Aug. 2006.

BRUNETTO, G.; CERETTA, C. A.; KAMINSKI, J.; MELO, G. W. B. de; LOURENZI, C. R.; FURLANETTO, V.; MORAES, A. Aplicação de nitrogênio em videiras na Campanha Gaúcha: Produtividade e características químicas do mosto da uva. **Ciência Rural**, v. 37, n. 2, p. 389-393, mar./abr.2007.

BRUNETTO, G.; GIROTTTO, E.; MELO, G. W. de; SANTOS, H. P. dos; CERETTA, C. A.; KAMINSKI, J.; VIEIRA, R. C. B. Aplicação foliar de nitrogênio em videira: avaliação do teor na folha e das reservas nitrogenadas e de carboidratos nas gemas dos ramos do ano. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 30, n. 4, p. 1119-1123, Dec. 2008.

BRUNETTO, G.; CERETTA, C. A.; KAMINSKI, J.; MELO, G. W. B. de; GIROTTTO, E.; TRENTIN, E. E.; LOURENZI, C. R.; VIEIRA, R. C. B.; GATIBONI, L. C. Produção e composição química da uva em videiras submetidas à adubação nitrogenada. **Ciência Rural**, v. 39, n. 7, p. 2035-2041, out. 2009.

BRUNETTO, G.; VENTURA, M.; SCANDELLARI, F.; CERETTA, C. A.; KAMINSKI, J.; MELO, G. W. B. de; TAGLIAVINI, M. Nutrients release during the decomposition of mowed perennial ryegrass and white clover and its contribution to nitrogen nutrition of grapevine. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 90, p. 299-308, July 2011.

BRUNETTO, G.; CERETTA, C. A.; MELO, G. W. B. de; GIROTTTO, E.; FERREIRA, P.A. Application of nitrogen sources on grapevines and effect on yield and must composition. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 35, n. 4, p. 1042-1051, Dec. 2013.

BRUNETTO, G.; CERETTA, C. A.; MELO, G. W. B. de; KAMINSKI, J.; TRENTIN, G.; GIROTTTO, E.; FERREIRA, P. A. A.; MIOTTO, A.; TRIVELIN, P. C. O. Contribution of nitrogen from agricultural residues of rye to 'Niagara Rosada' grape nutrition. **Scientia Horticulturae**, v. 169, p. 66-70, Apr. 2014.

BRUNETTO, G.; MELO, G. W. B. de; TOSELLI, M.; QUARTIERI, M.; TAGLIAVINI. The role of mineral nutrition on yields and fruit quality in grapevine, pear and apple. **Revista brasileira de fruticultura**. v. 37, n. 4, p. 1089–1104, Oct./Dec. 2015.

BRUNETTO, G.; CERETTA, C. A.; MELO, G. W. B. de; GIROTTTO, E.; FERREIRA, P. A. A.; LOURENZI, C. R.; COUTO, R. da R.; TASSINARI, A.; HAMMERSCHMITT, R. K.; SILVA, L. O. S. da; LAZZARETTI, B. P.; KULMANN, M. S. de S.; CARRANCA, C. Contribution of nitrogen from urea applied at different rates and times on grapevine nutrition. **Scientia Horticulturae**, v. 207, p. 1-6, Aug. 2016.

BUCCHETTI, B.; INTRIERI, C. Effetti della carenza di luce sulla via biosintetica dei flavonoidi nelle uve cv. Sangiovese. **Rivista di Frutticoltura e di ortofloricoltura**, v. 69, n. 5, p. 54-58, 2007.

CAMARGO, F. A. O.; SILVA, L. S. da; GIANELLO, C.; TEDESCO, M. J. Nitrogênio orgânico do solo. In: 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**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 87-99.

CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. O.; CONTIN, T. L. M.; DIAS, F. L. F.; ROSSETTO, R.; MARCELINO, R.; COIMBRA, R. B.; QUAGGIO, J. A. Ammonia volatilisation from urease inhibitor-treated urea applied to sugarcane trash blankets. **Scientia Agricola**, v. 65, n. 4, p. 397- 401, 2008.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; MOREIRA, I. C.

L.; BERWANGER, A. L. Dejeito líquido de suínos: I-perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, nov./dez. 2005.

CHRISTENSEN, L. P.; BIANCHI, M. L.; PEACOCK, W. L.; HIRSCHFELT, D. J. Effect of nitrogen fertilizer timing and rate on inorganic nitrogen status, fruit composition, and yield of grapevines. **American Journal of Enology and Viticulture**, v. 45, p. 377-387, Jan. 1994.

CONRADIE, W. J. Distribution and translocation of nitrogen absorbed during late spring by two-year-old grapevines grown in sand culture. **American Journal of Enology and Viticulture**, Davis, v. 41, n. 3, p. 241-250, Jan. 1990.

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.

DAL BÓ, M. A. Efeito da adubação NPK na produção, qualidade da uva e nos teores foliares de nutrientes da videira. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 14, p. 189-194, 1992.

DELAS, J.; MOLOT, C.; SOYER, J. P. Effects of nitrogen fertilization and grafting on the yield and quality of the crop of *Vitis vinifera* cv. Merlot. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON NITROGEN IN GRAPES AND WINE, 1991, Washington. . **Proceedings...** Washington: The American Society for Enology and Viticulture, p. 242-248. 1991.

DONEDA, A.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; MIOLA, E. C. C.; GIACOMINI, D. A.; SCHIRMANN, J.; GONZATTO, R. Fitomassa e decomposição de resíduos de plantas de cobertura puras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 2, p. 1714-1723, 2012.

DUCHÊNE, E.; SCHNEIDER, C.; GAUDILLÈRE, J. P. Effects of nitrogen nutrition timing on fruit set of grapevine cv. Grenache. **Vitis**, v. 40, n. 1, p. 45-46, 2001.

DUKES, B.; GOLDSPINK, B.; ELLIOTT, J.; FRAYNE, R. Time of nitrogen fertilization can reduce fermentation time and improve wine quality. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON NITROGEN IN GRAPES AND WINE, 1991, Washington. **Proceedings...** Washington: The American Society for Enology and Viticulture, p. 249-254. 1991

EPSTEIN, E.; BLOOM, A. J. **Nutrição mineral de plantas: princípios e perspectivas**. Londrina: Editora Planta, 403p. 2006.

FERREIRA, P. A. A.; GIROTTI, E.; TRENTIN, G.; MIOTTO, A.; MELO, G. W. de; CERETTA, C. A.; KAMINSKI, J.; DEL FRARI, B. K.; MARQUEZAN, C.; SILVA, L. O. S.; FAVERSANI, J. C.; BRUNETTO, G. Biomass decomposition and nutrient release from black oat and hairy vetch residues deposited in a vineyard. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** (Impresso), v. 38, n. 5, p. 1621-1632, 2014.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; JANTALIA, C. P.; URQUIAGA, S. Aproveitamento pelo milho do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em plantio direto e preparo reduzido do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 7, p. 761-768, jul. 2009.

GOLDSPINK, B.; GORDON, C. Response of *Vitis vinifera* cv. Sauvignon blanc grapevines to timed applications of nitrogen fertilizers. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON NITROGEN IN GRAPES AND WINE, 1991, Washington. **Proceedings...** Washington: The American Society for Enology and Viticulture, p. 255-258, 1991.

HANNAM, K. D.; NEILSEN, G. H.; NEILSEN, D.; RABIE, W. S.; MIDWOOD, A. J.; MILLARD, P. Late-season foliar urea applications can increase berry yeast-assimilable nitrogen in Winegrapes (*Vitis vinifera* L.). **American Journal of Enology and Viticulture**, v. 65, n.1, p. 89-95, Mar. 2014.

KELLER, M; HRAZDINA, G. Interaction of nitrogen availability during bloom and light intensity during veraison. II. Effects on anthocyanin and phenolic development during grape ripening. **American Journal of Enology and Viticulture**, v. 49, n. 3, p. 341-349, Jan. 1998.

KELLER, M.; POOL, R. M.; HENICK-KLING, T. Excessive nitrogen supply and shoot trimming can impair colour development in Pinot Noir grapes and wine. **Australian Journal of Grape and Wine Research**, v. 5, n. 2, p. 45-55, July 1999.

KLIEWER, W. M. Annual cyclic changes in the concentration of free amino acids in grapevines. **American Journal of Enology and Viticulture**, v. 18, n. 3, p. 126-37, Jan. 1967.

KLIEWER, W. M.; COOK, J. A. Arginine and total free amino acids as indicators of the nitrogen status of grapevines. **Journal of the American Society of Horticultural Science**, v. 96, p. 581-587, 1971.

KLIEWER, W. M.; COOK, J. A. Arginine levels in grape canes and fruits as indicators of nitrogen status of vineyards. **American Journal of Enology and Viticulture**, v. 25, n. 2, p. 111-118, Jan. 1974.

LACROUX, F.; TREGOAT, O.; VAN LEEUWEN, C.; PONS, A.; TOMINAGA, T.; LAVIGNE-CRUÈGE, V.; DUBOURDIEU, D. Effect of foliar nitrogen and sulphur application on aromatic expression of *Vitis vinifera* L. cv. Sauvignon blanc. **Journal International des Science de la Vigne et du Vin**, v. 42, n. 3, p. 125-132, 2008.

completar a referência

LASA, B.; MENENDEZ, S.; SAGASTIZABAL, K.; CALLEJA CERVANTES, M. E.; IRIGOYEN, I.; MURO, J.; APARICIO-TEJO, P. M.; ARIZ, I. Foliar application of urea to "Sauvignon blanc" and "Merlot" vines: doses and time of application. **Plant Growth Regulation**, v. 67, n. 1, p.73-81, May 2012.

LAWLOR, D. W. Carbon and nitrogen assimilation in relation to yield: mechanisms are the key to understanding production systems. **Journal of Experimental Botany**, v. 53, n. 370, p. 773-787, Apr. 2002.

LI, S. X.; WANG, Z. H.; STEWART, B. A. Responses of crop plants to ammonium and nitrate N. **Advances in Agronomy**, v. 118, chapter five, p. 205-397, 2013.

LORENSINI, F.; CERETTA, C. A.; GIROTTO, E.; CERINI, J. B.; LOURENZI, C. R.; DE CONTI, L.; TRINDADE, M. M.; MELO, G. W. de B.; BRUNETTO, G. Lixiviação e volatilização de nitrogênio em um Argissolo cultivado com videira submetida à adubação nitrogenada. **Ciência Rural**, v. 42, n. 7, p. 1173–1179. jun. 2012.

LORENSINI, F.; CERETTA, C. A.; LOURENZI, C. R.; DE CONTI, L.; TIECHER, T. L.; TRENTIN, G.; BRUNETTO, G. Nitrogen fertilization of Cabernet Sauvignon

grapevines: yield, total nitrogen content in the leaves and must composition. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 37, n. 3, p. 321, July/Sept. 2015.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Editora Agronômica Ceres Ltda., 2006. 638 p.

MARENCO, R. A.; LOPES, N. F. **Fisiologia vegetal: fotossíntese, respiração, relações hídricas e nutrição mineral**. Viçosa: Editora UFV, 2009. 486 p.

MARSCHNER, H. **Mineral Nutrition of Higher Plants**. New York: Academic Press, 2012. 651 p.

MELO, G. W. B. de; BRUNETTO, G.; BASSO, A.; HEINZEN, J. Resposta das videiras a diferentes modos de distribuição de composto orgânico no solo. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 34, n. 2, p. 493-503, jun. 2012.

MILLARD, P. Internal cycling of nitrogen in trees. **Acta Horticulturae**, v. 383, p. 3-14, 1995.

MILLARD, P.; GRELET, G. A. Nitrogen storage and remobilization by trees: ecophysiological relevance in a changing world. **Tree Physiology**, v. 30, n. 9, p. 1083–1095, Apr. 2010.

NASSAR, A. R.; KLIEWER, H. M. Free amino acids in various parts of *Vitis Vinifera* at different stages of development. **Proc. American Society for Horticultural Science**, v. 89, p. 281-294, 1966.

OAKS, A.; CLARK, C. J.; GREENWOOD, J. S. Nitrogen assimilation in higher plants: strategies for annual and perennial plant species. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON NITROGEN IN GRAPES AND WINE, 1991, Washington. **Proceedings...** Washington: The American Society for Enology and Viticulture, p. 43-51. 1991.

OLIVEIRA, B. S.; AMBROSINI, V. G.; LOVATO, P. E.; COMIN, J. J.; CERETTA, C. A.; SANTOS JUNIOR, E. dos; SANTOS, M. A. dos; LAZZARI, C. J. R.; BRUNETTO, G. Produção e nitrogênio no solo e na solução em pomar de macieira submetido à aplicação de fontes de nutrientes. **Ciência Rural**, v. 44, n. 12, p. 2164-2170, Dec. 2014.

ORTIZ-LOPEZ, A.; CHANG, H. C.; BUSH, D. R. Amino acid transporters in plants. **Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Biomembranes**, n. 1465, v. 1-2, p. 275-280, May 2000.

OUGH, C. S.; LIDER, L. A.; COOK, J. A. Rootstock-scion interactions concerning wine making. I. Juice composition changes and effects on fermentation rate with St George and 99-R Rootstocks at two nitrogen fertilizer levels. **American Journal of Enology and Viticulture**, v. 19, n. 4, p. 213-227, Jan. 1968.

PACHECO, C. A.; CALOURO, F.; MOTA, T.; GARRIDO, J.; CASTRO, R. Influência do azoto, fósforo e potássio na produção e qualidade do mosto da *Vitis vinifera* cv. Loureira na região dos vinhos verdes. **Actas de Horticultura**, v. 18, p. 11-15, 1997.

PEACOCK, W. L.; CHRISTENSEN, L. P.; HIRSCHFELT, D. J. Influence of timing of nitrogen fertilizer application on grapevines in the San Joaquin Valley. **American Journal of Enology and Viticulture**, v. 42, n. 4, p. 322-326, Jan. 1991.

PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soils an environmental quality**. 2 ed. Boca Raton: Taylor and Francis, 2000. 569 p.

POMMER, C. V. **Uva: tecnologia de produção, pós-colheita, mercado**. Porto Alegre: Cinco Continentes, 778 p. 2003.

PRADO, C. H. B. A. **Aquisição e uso dos nutrientes minerais da solução do solo**. São Carlos: Tipographia Editora Expressa, 2013. 188 p.

RAPP, A.; VERSINI, G. Influence of nitrogen compounds in grapes on aroma compounds of wine. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON NITROGEN IN GRAPES AND WINE, 1991, Washington. . **Proceedings...** Washington: The American Society for Enology and Viticulture, p. 156-164. 1991.

RIVES, M. Vigour, pruning, cropping in the grapevine (*Vitis vinifera* L.). I. A literature review. **Agronomie**, v. 20, n. 1, p. 79-91, 2000.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H; BERTRAND. N. Nitrous Oxide Emissions Respond Differently to No-Till in a Loam and a Heavy Clay Soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, p 1363-1369, Jan. 2008

ROSCOE, R.; MERCANTE, F. M.; MENDES, I. C.; JÚNIOR, F. B. R.; SANTOS, J. C. F.; HUNGRIA, M. Biomassa microbiana do solo: fração mais ativa da matéria orgânica. In: ROSCOE, R.; MERCANTE, F. M.; SALTON, J. C. (Eds.) **Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, p. 165-198. 2006.

SANGOI, L.; ERNANI, P. R.; LECH, V. A.; RAMPAZZO, C. Lixiviação de nitrogênio afetada pela forma de aplicação da uréia e manejo dos restos culturais de aveia em dois solos com texturas contrastantes. **Ciência Rural**, v. 33, n. 1, p. 65-70, 2003.

SPARKS, D. Sorption phenomena on soil. In: **Environmental soil chemistry**. San Diego: Academic Press, 1995. P. 99-139.

SPAYD, S. E.; WAMPLE, R. L.; EVANS, R. G.; STEVENS, R. G.; SEYMOUR, B. J.; NAGEL, C. W. Nitrogen fertilization of white Riesling grapes in Washington. Must and wine composition. **American Journal of Enology and Viticulture**, v. 45, n. 1, p. 34-42, Jan. 1994.

SPAYD, S. E.; NAGEL, C. W.; EDWARDS, C. G. Yeast growth in Riesling juice as affected by vineyard nitrogen fertilization. **American Journal of Enology and Viticulture**, v. 46, p. 49-55, Jan. 1995.

STEVENSON, F. J. Organic forms of soil nitrogen. In: STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. 2 ed., New York: John Wiley & Sons, INC., p. 59-95. 1994.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**.. 3 ed. Porto Alegre: Artmed, 2004. 719 p.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 820p. 2013.

TESIC, D.; KELLER, M.; HUTTON, R. J. Influence of vineyard floor management practices on grapevine vegetative growth, yield, and fruit composition. **American Journal of Enology and Viticulture**, v. 58, n. 1, p. 1-11, 2007.

TROMP, J. Nutrient reserves in roots of fruit trees, in particular carbohydrates and nitrogen. **Plant and Soil**, v. 71, n. 1, p. 401-413, Feb. 1983.

VIERO, F.; BAYER, C.; FONTOURA, S. M. V.; MORAES, R. P. de. Ammonia volatilization from nitrogen fertilizers in no-till wheat and maize in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 1515-1525, 2014.

WILLIAMS, L. E. Growth of “Thompson Seedless” grapevines: II. Nitrogen distribution. **Journal of the American Society of Horticultural Science**, v. 112, p. 330-333, 1987.

WINKLER, A. J.; COOK, J. A.; KLIEWER, W. M.; LÍDER, L. A.; CERRUTI, L. **General viticulture**. 2 ed., Berkeley: University California Press, 1974. 710 p.

ZAMBROSI, F. C. B.; MATTOS JR., D.; BOARETTO, R. M.; QUAGGIO, J. A.; MURAOKA, T.; SYVERTSEN, J. P. Contribution of phosphorus (32p) absorption and remobilization for citrus growth. **Plant and soil**. v. 355, n. 1, p. 353–362, June 2012.

ZAPATA, C.; DELÉENS, E.; CHAILLOU, S.; MAGNÉ, C. Partitioning and mobilization of starch and N reserves in grapevine (*Vitis vinifera* L.). **Journal of Plant Physiology**, v. 161, n. 9, p. 1031-1040, 2004.

Capítulo 3

Avaliação do estado nutricional de videiras pela Diagnose da Composição Nutricional – CND

Danilo Eduardo Rozane

Gustavo Brunetto

George Wellington Bastos de Melo

William Natale

Serge-Étienne Parent

Eduardo Maciel Haitzmann dos Santos

Jovani Zalamea

Léon Etienne Parent

Resumo - Considerando o histórico de crescimento da população humana, a necessidade de alimento jamais diminuirá, sendo assim desnecessário justificar nossa dependência do solo, recurso natural frágil e não renovável, que sustenta a vida no planeta. A diagnose nutricional, ou seja, o conhecimento sobre o equilíbrio entre os elementos essenciais no tecido vegetal é a técnica empregada para elevar ao máximo o retorno econômico nas explorações agrícolas, preservando de forma racional o ambiente, sendo imprescindível para a agricultura durável, cujos métodos têm evoluído constantemente, permitindo a interpretação imparcial dos teores, bem como das interações dos nutrientes.

Palavras-chave: *Vitis vinifera*, nutrição de plantas, composição nutricional, interação de nutrientes, diagnose nutricional.

1 Introdução

A fruticultura, em especial a viticultura, é uma atividade agrícola de alto custo por unidade de área, sobretudo para a implantação, no entanto, sustentável financeiramente. Kreuz et al. (2004), analisando a atividade de forma econômica, afirmam que independente do cultivo da videira ser para produzir vinho ou suco, o risco financeiro é baixo, isto é, a chance de se obter mais lucro no mercado do que na atividade de empreender fica descartada, visto a distância entre a taxa interna de retorno e a taxa de mínima atratividade.

A sustentabilidade financeira do empresário viticultor perpassa pelo rendimento e pela qualidade dos produtos colhidos, os quais são determinados por muitos fatores. Quando o agricultor conhece e maximiza esses fatores de desenvolvimento, a planta manifesta todo seu potencial genético, alcançando colheitas compensadoras. Na viticultura a aplicação de fertilizantes e corretivos de acidez representam 44% dos gastos com insumos, e cerca de 13% do custo total de manutenção de vinhedos adultos (> 4 anos) em produção (AGRIANUAL, 2016). A demanda de fertilizantes se faz necessária, quando a exigência da cultura em nutrientes é maior que a capacidade que o solo tem para atender suas necessidades, o que é quase uma regra, especialmente nas regiões tropicais, como no Brasil, cujos solos são caracterizados pela baixa fertilidade. Porém, determinar as exigências nutricionais de uma planta é um desafio constante. Apesar dos elementos essenciais para a adequada nutrição serem os mesmos para todos os vegetais, as quantidades

necessárias variam muito de uma cultura para outra, e até mesmo dentro da mesma cultura (ROZANE et al., 2015), sendo função de características da espécie, das condições edafoclimáticas, da capacidade produtiva, do ciclo (anual, perene, semi-perene), dentre outras. De acordo com a IFA (2000) de 40 a 50% da responsabilidade pelo aumento do rendimento agrícola se deve aos fertilizantes. Entretanto, nos dias de hoje, a produção de alimentos deve estar em consonância com a preservação ambiental e a saúde dos agricultores e consumidores.

A literatura apresenta inúmeras informações sobre a participação dos elementos essenciais no aumento da produtividade e, em aspectos qualitativos das frutas como sabor, cor, aroma, forma, tamanho, aparência, resistência a pragas e doenças, armazenamento pós-colheita, etc. Desse modo, para as frutíferas em geral e, para a videira, em particular, o estado nutricional é determinante, não apenas da produtividade, mas, também, da qualidade dos frutos colhidos, que deve ser determinado em função do destino da colheita.

O conhecimento dos fatores nutricionais que podem limitar a máxima expressão genética da videira, obtido através da análise de solo e da diagnose foliar das plantas, permite o estabelecimento de programas racionais de calagem e adubação, cujo uso mais eficiente aumenta as colheitas, a qualidade dos frutos e reduz os custos e os riscos de danos ambientais.

2 Análise de solo

A análise de solo é uma ferramenta consagrada na agricultura, porém, para a maioria das frutíferas, além de se conhecer a fertilidade do solo, há necessidade de se realizar a análise foliar, em virtude da perenidade das plantas, visto que as videiras, adquirem certa estabilidade nutricional na fase adulta (MARSCHNER, 1995). Em função dessa estabilidade, a diagnose foliar nas frutíferas, que geralmente é realizada na floração, ou no início do desenvolvimento dos frutos, no caso da videira, mudança da cor das bagas; permite fazer ajustes nos programas de adubação em tempo de não comprometer a safra do pomar no mesmo ano agrícola. Contudo, deve-se levar em consideração que as plantas, em especial as frutíferas, não reduzem a produtividade imediatamente após o início da deficiência nutricional, da mesma forma que não a aumentam logo após a fertilização, constatação esta observada por Natale et al. (2010, 2011, 2012) e Souza et al. (2011) em experimentos de longa duração com frutíferas.

O levantamento do estado nutricional pode incluir tanto a análise de solo como a de tecidos vegetais. Porém, a análise de solo, mesmo sendo considerada uma ferramenta indispensável na agricultura moderna, tem suas limitações. Desse modo, deve-se ressaltar que a determinação no solo é realizada na ausência da planta, ou seja, sem considerar aspectos que podem limitar a absorção dos nutrientes, como aeração, temperatura, competição entre elementos e as próprias exigências dos vegetais. Além disso, é economicamente impraticável coletar amostra de terra que represente a porção de solo realmente explorada pelas raízes. De acordo com Malavolta (2006), essa é a razão pela qual não é possível determinar em amostra de terra levada ao laboratório, cujas características são fixas, a probabilidade de nutrir espécies vegetais diferentes, cada qual com exigências alimentares distintas, ao longo de seu desenvolvimento em relação ao clima, à topografia, ao manejo cultural, etc.

A diagnose foliar é, sem dúvida, um instrumento valioso na determinação do estado nutricional das culturas, bem como um critério complementar na recomendação de

adubos. Segundo Malavolta (2006), a técnica consiste em se determinar a fertilidade do solo, através da análise do tecido vegetal. Epstein e Bloom (2006) complementam que a análise de folhas é um índice mais confiável da disponibilidade de nutrientes que a determinação no solo, pois, fornece medida integrativa da aquisição de nutrientes. Essa ferramenta permite, ainda, identificar deficiências de nutrientes que provocam sintomas semelhantes, dificultando a diagnose visual.

Os numerosos fatores que, isoladamente ou em combinação, podem operar durante o desenvolvimento das culturas, indicam que não há garantia de suprimento adequado de nutrientes para o crescimento ótimo com alta produtividade e qualidade, mesmo quando há aplicação de insumos de forma correta (BATAGLIA, 2004). As quantidades de nutrientes assimiladas e presentes nos pontos ativos de crescimento são fatores decisivos para o desenvolvimento das plantas.

3 Diagnose foliar

O acompanhamento do estado nutricional das culturas frutíferas, através da análise de folhas, permite a adequada gestão da nutrição mineral dos pomares, empregando fertilizantes e corretivos em quantidades adequadas para satisfazer as necessidades das plantas. É importante destacar que as técnicas de diagnóstico (solo e planta) não se excluem mutuamente, sendo complementares.

Há diversas técnicas de avaliação do estado nutricional, podendo-se destacar, conforme proposto por Malavolta (2006), as seguintes: a) diagnose visual; b) diagnose foliar; c) testes bioquímicos; d) técnicas de infiltração; e) medição indireta de clorofila; f) bioavaliação; g) análise de outros órgãos. Os resultados de análises químicas do tecido vegetal podem ser interpretados por diversos métodos, sobressaindo-se os métodos univariados, como o teor crítico (TC) e a faixa de suficiência (FS), bivariados, como o sistema integrado de diagnose e recomendação (DRIS), e o multivariado, como a diagnose da composição nutricional (CND), os quais são apresentados e discutidos por Rozane et al. (2016).

A ideia de usar o teor mineral das folhas como critério para a avaliação do estado nutricional foi proposta por Lagatu e Maume (1934a; 1934b), em Montpellier, na França. Entretanto, é importante ressaltar, também, que esses autores iniciaram seus trabalhos com videiras, e que além de estabelecer as bases para a diagnose foliar, determinando quimicamente os elementos de forma individual, avançaram em indicar já naquela época que, a relação entre os nutrientes era importante. Desse modo, pode-se observar na Figura 1, a preocupação dos autores com o equilíbrio entre nitrogênio, fósforo e potássio no tecido vegetal, mostrada na parte inferior direita da referida figura.

A figura com coordenadas triangulares indica o equilíbrio entre os teores de N, P e K, elementos fisiologicamente relacionados. Em função dos teores, estabelece-se a porcentagem relativa de cada nutriente, que somadas perfazem 100%. Cada elemento é colocado em um dos lados do triângulo, cujas paralelas, ao convergirem, mostram o ponto de equilíbrio.

Sabe-se que a máxima produção das culturas depende do equilíbrio entre os nutrientes na planta, caracterizado por proporções (relações) bem definidas entre esses elementos. Desse modo, nem sempre estabelecer o teor absoluto do nutriente é suficiente para alcançar altos rendimentos. Em muitos casos, a deficiência relativa, ou seja, a proporcionalidade entre os vários elementos desempenha papel mais importante. Na realidade, cabe destacar que cada fator de produção atua melhor, quando os demais fatores estão próximos de seu ideal.

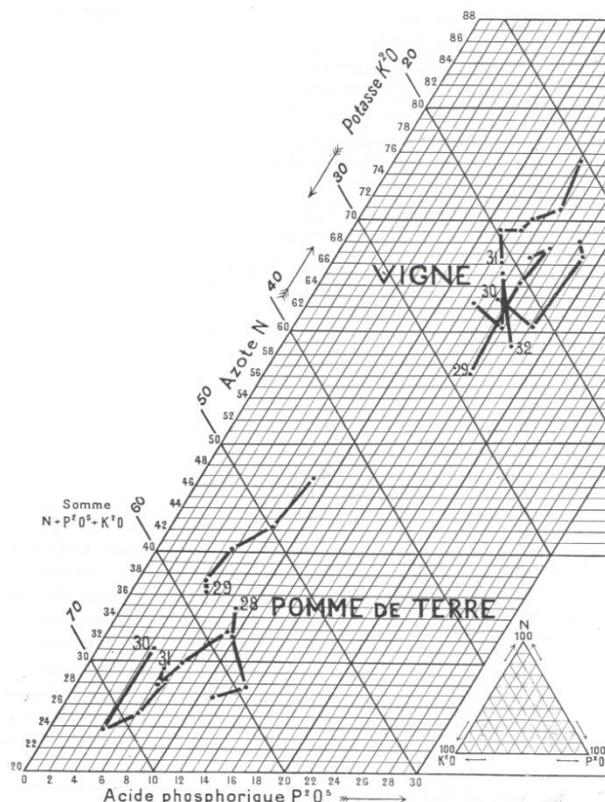


Figura 1 - Diagrama que indica a quantidade de fertilizantes (N+P₂O₅+K₂O) a ser aplicado em função do tempo e do equilíbrio destes nas folhas, em batata (*Pomme de terre*) e videira (*Vigne*) (original de Lagatu e Maume, 1934a; 1934b).

4 Relações e diagnóstico de nutrientes

Relatando a pesquisa do século XIX em "percentagem mínima" ou "limite ótimo", Macy (1936) elaborou o conceito de porcentagem crítica, acima da qual houve consumo de luxo e abaixo da qual houve deficiência. Mais tarde, os valores de concentração crítica foram fixados em 90-95% da máxima produtividade, derivado de modelos de resposta da cultura (Ulrich, 1952). No caso das frutíferas, porém, os valores de concentrações críticas econômicas são bem maiores, de 98 e 100% da máxima produtividade, respectivamente para as culturas da goiaba e da carambola (NATALE et al., 2010; 2011).

Contudo, é salutar evidenciar que havendo objetivo de estabelecer normas para os nutrientes, com fins de diagnóstico, em geral, recomenda-se coletar tecidos em diversas parcelas, nas quais um determinado nutriente é variado no tempo, enquanto os demais foram fornecidos adequadamente, a fim de evitar a obtenção de resultados de difícil interpretação, tais como variações nos teores de nutrientes sem haver diferenças significativas de produtividade, ou diferenças de produtividade sem haver variações significativas nos teores de nutrientes (ULRICH; HILLS, 1967). Os experimentos forneceram uma gama de respostas a partir dos tratamentos com deficiência, comparados às condições de suficiência, facilitando a determinação dos limites críticos. Mesmo quando bem conduzidos, nos experimentos repetidos, raramente todos os nutrientes estão na concentração ótima ou mesmo próximos disso, ao estabelecer a relação entre a produtividade e uma variação do nutriente; o elemento limitante é modelado com maior precisão nas condições em que a

suficiência de outros nutrientes é atingida e a toxicidade dos demais elementos é evitada (MUNSON; NELSON, 1990).

Tais evidências são constatadas para videiras em experimentações realizadas por Brunetto et al. (2007, 2008), nas quais os autores alertaram que a análise foliar tem limitações como ferramenta de diagnóstico do estado nutricional, pois, detectaram que o teor de N nas folhas aumentou com a aplicação de doses crescentes do nutriente no solo, porém, isso não se refletiu em aumento na produtividade das videiras. Brunetto et al. (2011) evidenciam que a falta de relação entre o teor foliar do nutriente e a produtividade pode ter origem na compartimentalização de parte do nutriente em organelas da célula. Isso ocorre quando o elemento é absorvido em quantidade maior que a demanda fisiológica da planta, sendo armazenado no vacúolo, como ocorre também com P e K. Com isso, a concentração foliar supera o valor necessário para o atendimento de suas funções metabólicas, contribuindo para a ocorrência de erros de interpretação da necessidade da cultura. Por isso, os modelos de previsão de adubação, baseados somente nos teores totais de nutrientes em tecido da planta, devem ser interpretados com cuidado.

É necessário lembrar que pesquisas com culturas perenes permitem a coleta de dados em massa num ritmo elevado. No entanto, ao desenvolver normas-padrão para nutrientes a partir de resultados de pesquisa, em geral, ocorrerá maior coeficiente de variação, quando comparado aos dados coletados em levantamentos de talhões comerciais, no mesmo local. Outra desvantagem dos experimentos é que os mesmos incluem os casos de consumo de luxo, que influenciam as faixas ótimas calculadas como intervalos de confiança sobre as médias, ou usando linhas de limite para delinear faixas de nutrientes (WEBB, 1972). Kenworthy (1967) afirmou que a intensificação das concentrações de nutrientes é necessária para obter uma percentagem do valor-padrão para as culturas de alto desempenho, e que as concentrações padronizadas devem ser ponderadas pelo coeficiente de variação e computadas como índices de equilíbrio.

Desta maneira observa-se que as inter-relações de nutrientes são muitas vezes relatadas na literatura, assumindo erradamente que pares de elementos estão linearmente correlacionados (KENWORTHY, 1967). Inter-relações de nutrientes também são afetadas por interações com outros fatores como genótipo, fase de crescimento, data de plantio, flutuações sazonais, variações na fertilização (GERALDSON et al., 1973). As relações ótimas são consideradas por si só insuficientes, visto que podem ser obtidas no âmbito da deficiência ou da toxicidade (MARSCHNER, 1986). Considerar todas as relações duais simultaneamente para fins de diagnóstico é impraticável, tendo em vista seu grande número: $(D \times (D-1))/2$, as relações duais podem ser calculadas a partir de uma composição D-partes. A maioria das relações duais é redundante, tais como $(K/Ca) \times (Ca/Mg) = (K/Mg)$. No entanto, as proporções, tais como Redfield N/P (REDFIELD, 1934; GÜSEWELL, 2004) e as relações estequiométricas C-N-S-P para estabilização da matéria orgânica do solo (STEVENSON, 1986) podem ser empregadas.

5 Procedimentos da análise composicional pela metodologia da diagnose da composição nutricional – CND

Para simplificar a análise dos sistemas complexos, supõe-se geralmente que todos os outros fatores, que não aqueles que se faz variar são iguais de toda forma (*ceteres paribus*) (GIAMPIETRO, 2004). Para os ensaios de fertilização e interpretação das análises foliares, elemento por elemento, presume-se que todos os elementos nutritivos, salvo aquele ou aqueles que se diagnostica, estão

presentes em quantidades suficientes, mas não excessiva (NELSON; ANDERSON, 1984). Esta simplificação excessiva não permite compreender, muitas vezes, as sutilezas das respostas das culturas à fertilização.

Os recentes progressos em agricultura de precisão e em metodologia de análise permitem quantificar, a custos razoáveis, a variabilidade de vários fatores que influenciam o crescimento vegetal. Os fatores identificados devem ser levados em conta, assim como suas interações. A análise composicional permite gerir estas interações.

As análises de solo e de tecido vegetal contêm falsas correlações inerentes aos dados de composição: existe ao menos uma correlação negativa entre os componentes, pois a composição é sempre igual a 100%; assim se uma fração diminui, ao menos uma outra deve aumentar. Essas falsas correlações são controladas, em parte, por transformações logarítmicas, como os *log-ratio* aditivos (*alr*), centrados (*clr*) ou isométricos (*ilr*) (AITCHISON, 1986; EGOZCUE; PAWLOWSKI-GLAHN, 2005).

Os dados experimentais brutos são coletados no espaço real entre (-) infinito e (+) infinito. Por outro lado, os dados composicionais são estritamente positivos e fornecem a informação relativa (AITCHISON, 1986). Em análise composicional o tecido foliar é considerado um sistema fechado a 100%, formado por componentes conhecidos (N, P, K...) e por componentes desconhecidos (outros elementos não determinados, carboidratos, etc.), reunidos num termo chamado R_d . Isso forma um arranjo de nutrientes d -dimensional, ou seja, um *simplex* (S^d) oriundo das proporções de $d+1$ nutrientes que incluem os elementos d e um valor residual (R_d):

$$S^d = [(N, P, K \dots R_d) : N > 0, P > 0, K > 0 \dots R_d > 0, N + P + K + \dots + R_d = 100]$$

em que: N, P, K... são as proporções de nutrientes determinados na matéria seca e R_d é calculado por diferença, como segue:

$$R_d = 100 - (N + P + K + \dots)$$

As proporções de nutrientes transformam-se em escala invariada depois que são divididas pela média geométrica (G) de $d+1$ componentes, incluindo R_d (AITCHINSON, 1986):

$$G = [N * P * K * \dots * R_d]^{\frac{1}{d+1}}$$

Para expressar cada componente do *simplex*, em relação a todos os outros (estudo de interação), é suficiente definir novas variáveis (V), que sofrem transformação logarítmica centrada (logaritmo natural ou neperiano), isto é, em relação à média geométrica dos valores observados, sendo expressas:

$$V_N = \ln \frac{N}{G}, \quad V_P = \ln \frac{P}{G}, \quad V_K = \ln \frac{K}{G} \dots V_{R_d} = \ln \frac{R_d}{G}$$

e, por definição,

$$V_N + V_P + V_K + \dots + V_{R_d} = 0$$

Assim, considerando-se um único desvio-padrão ter-se-á uma única posição relativa de cada nutriente em relação a todos os outros. A vantagem das variáveis V_X é o acesso aos recentes instrumentos de análise multivariada, como a análise de componentes principais e a análise composicional.

O passo seguinte é dividir a base de dados em duas subpopulações (alta e baixa produtividade), utilizando-se o procedimento de Cate-Nelson, uma vez que as

observações foram classificadas em ordem decrescente de rendimento. O didático artigo de Khiari et al. (2001b), elucida todos os procedimentos para o estabelecimento da população de referência.

Nas normas CND são utilizadas as médias e o desvio-padrão que correspondem às relações da transformação logarítmica centrada de V_X de d nutrientes para espécimes de elevados rendimentos, isto é, V_N^* , V_P^* , V_K^* ... V_R^* e SD_N^* , SD_P^* , SD_K^* ... SD_R^* respectivamente.

Uma vez que as normas CND foram desenvolvidas, a base de dados independente pode validá-las, conforme relatado por Parent e Dafir (1992), servindo para finalidades diagnósticas. Os índices CND para d elementos nutritivos são calculados:

$$I_N = \frac{(V_N - V_N^*)}{SD_N^*}, I_P = \frac{(V_P - V_P^*)}{SD_P^*}, I_K = \frac{(V_K - V_K^*)}{SD_K^*} \dots I_R = \frac{(V_R - V_R^*)}{SD_R^*}$$

em que: V_X^* e s_X^* são a média e o desvio-padrão do elemento X na subpopulação de alto rendimento e I_X é o índice CND do elemento X .

A independência entre os dados é garantida pela transformação logarítmica centrada (AITCHINSON, 1986). Os Índices CND são normalizados e as variáveis tornadas lineares como dimensões de um círculo ($d + 1 = 2$), de uma esfera ($d + 1 = 3$), ou, de uma grande esfera ($d + 1 > 3$) em um espaço dimensional de $d + 1$. O índice de desequilíbrio nutricional r^2 é distribuído como uma variável χ_d^2 se os índices CND são variáveis reduzidas independentes (ROSS, 1987), calculado pela equação:

$$r^2 = I_N^2 + I_P^2 + I_K^2 + \dots + I_R^2$$

Seu raio r , computado no índice de nutriente do CND, caracteriza assim cada espécime.

6 Observações a partir de campos de produção de videiras

Analisando 81 vinhedos comerciais destinados à produção de uvas para vinho, com idade média de oito anos de plantio, na região de Santana do Livramento (RS) observou-se que o banco de dados composto pela produtividade e teores foliares determinados no início do desenvolvimento dos frutos, apresentaram variações de produtividade entre 69 e 0,4 t ha⁻¹, com média de 14 t ha⁻¹, e desvio padrão de 12 t ha⁻¹.

Assim, após a exclusão de 18 resultados aberrantes (*outliers*) pela distância de Mahalanobis (PARENT et al., 2009) do banco de dados, permaneceram 63 observações que apresentaram variação de 22 e 0,4 t ha⁻¹ na produtividade, com média de 16 t ha⁻¹ e desvio padrão de 4 t ha⁻¹.

Previamente à análise dos dados, realizou-se a distribuição gaussiana dos dados (n=63), como descrito por Hair et al. (2005), observando-se na Figura 2 a distribuição normal para a produtividade, bem como para os nutrientes avaliados, aceitando-se, portanto, H_0 , ou seja, os dados possuem distribuição normal.

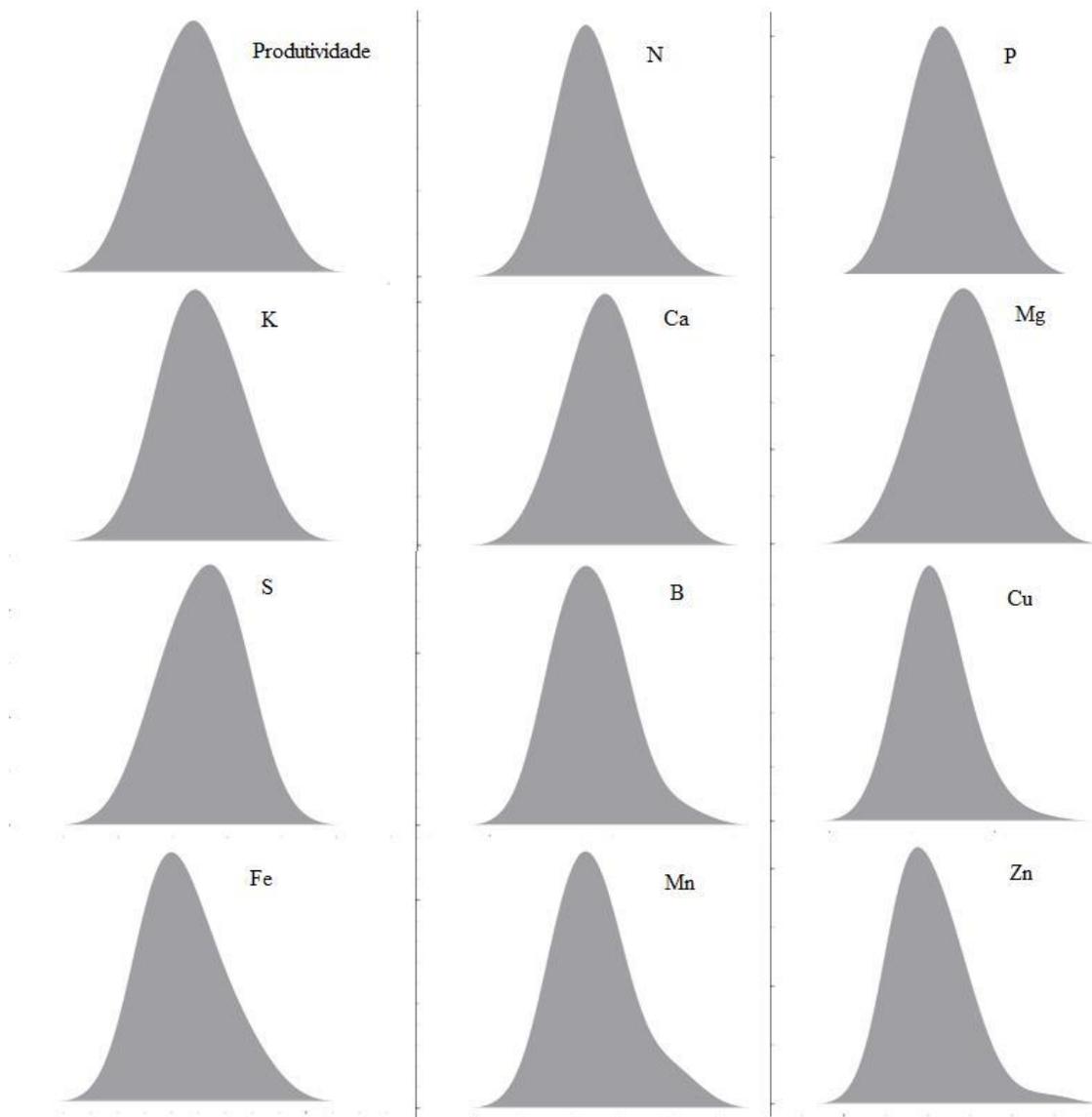


Figura 2 - Distribuição gaussiana da produtividade e dos nutrientes, n=63.

Explorando inicialmente os dados, empregou-se a matriz de correlação (Tabela 1), a fim de verificar a existência de correlações significativas e adequado coeficiente de determinação entre os teores de nutrientes e a produtividade; não foi possível verificar pela análise univariada, qualquer correlação significativa, com elevado coeficiente de determinação, que pudesse ser explorado, além de ser pouco adequado que uma explicação isolada de um único nutriente pudesse justificar substancialmente a produtividade, como já evidenciado por Kenworthy (1967); Geraldson et al. (1973) e Marschner (1986).

Tabela 1 - Correlação entre os teores foliares de nutrientes e a produtividade nos talhões de videiras (n=63).

Produção	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
	-0,10	0,00	0,04	0,05	0,00	-0,10	0,05	-0,15	0,07	0,01	-0,03

N	0,52*	-0,17	0,08	0,13	0,56*	0,05	0,25	0,07	0,04	0,23
P		0,03	0,34*	0,53*	0,61*	0,37*	0,40*	0,27*	0,06	0,07
K			-0,03	0,06	0,08	0,22	0,14	-0,02	0,28*	0,02
Ca				0,77*	0,44*	0,42*	0,27*	0,01	0,10	0,05
Mg					0,45*	0,42*	0,25	0,18	0,11	0,13
S						0,40*	0,40*	-0,02	0,35*	0,35*
B							0,33*	0,05	0,07	0,09
Cu								0,08	0,22	-0,08
Fe									0,14	0,08
Mn										0,04

, e *; não significativo, significativo a $p < 0,05$ pelo teste de Tukey, respectivamente.

Correlações significativas entre nutrientes, com coeficiente de determinação que chamam a atenção, podem ser observadas entre Ca-Mg, P-S, N-S, N-P e P-Mg (Tabela 1).

Procedendo-se a divisão da população de referência, como indicado por Khiari et al. (2001b), a diagnose da composição nutricional dos 63 talhões comerciais validos apresentou como ponto médio de inflexão, na função cumulativa, a produtividade de 11.111 kg por ha⁻¹, valor que foi tomado como base para a determinação da subpopulação de alta produtividade, ou seja, de referência (n=29), como apresentado na Figura 3.

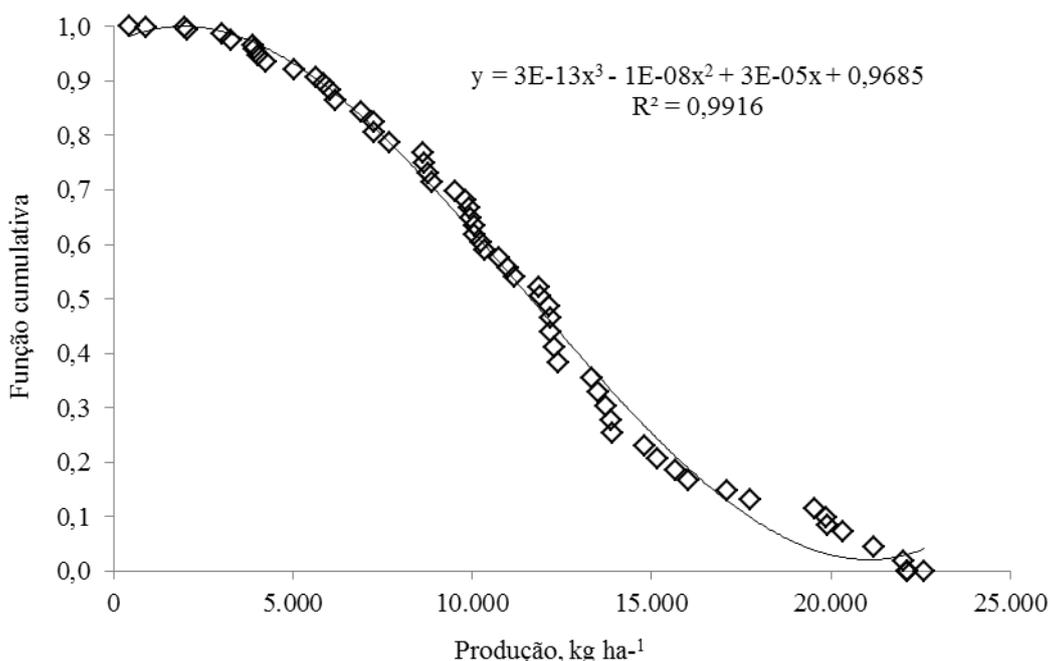


Figura 3 - Função cumulativa do banco de dados da cultura da videira (n=63).

Entre os 63 talhões amostrados, 29 (46%) apresentaram produtividade superior a 11.111 kg por ha⁻¹ de uva (primeira produção após o ponto de inflexão) e constituíram a subpopulação de alta produtividade. 34 talhões (54%) constituíram a subpopulação de baixa produtividade.

Com a divisão das populações de alta e baixa produtividade é observado que nenhuma destas subpopulações (Tabelas 2 e 3) superou a quantidade de correlações observadas no banco de dados completo (Tabela 1), o que era esperado, visto a partição das observações, e assim um menor número de

ocorrências. Com a divisão das populações de alta e baixa produtividade, as principais relações destacadas no banco de dados completo (n=63), se mantiveram significativas (Tabelas 2 e 3), além de complementar com a relação S-Cu na população de alta produtividade e a relação Ca-S na população de baixa produtividade.

Tabela 2 - Correlação entre os teores foliares de nutrientes e a produtividade nos talhões de videiras de alta produtividade (n=29).

	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
Produção	-0,07	-0,05	-0,21	0,07	0,06	-0,12	-0,05	0,14	0,04	-0,12	-0,14
N		0,39*	-0,11	0,02	-0,03	0,64*	-0,10	0,30	-0,11	0,19	0,24
P			0,07	0,29	0,51*	0,64*	0,38*	0,71*	0,28	0,01	-0,10
K				-0,19	-0,05	-0,13	0,22	0,04	0,05	0,04	-0,07
Ca					0,78*	0,39*	0,47*	0,27	-0,15	0,09	0,10
Mg						0,34	0,43*	0,27	0,16	-0,03	0,08
S							0,35	0,61*	-0,06	0,43*	0,20
B								0,48*	-0,16	0,11	-0,13
Cu									0,12	0,27	-0,08
Fe										0,10	0,18
Mn											0,05

, e *; não significativo, significativo a $p < 0,05$ pelo teste de Tukey, respectivamente.

Tabela 3 - Correlação entre os teores foliares de nutrientes e a produtividade nos talhões de videiras de baixa produtividade (n=34).

	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
Produção	-0,10	-0,29	0,09	-0,21	-0,22	-0,12	-0,05	-0,09	0,12	0,18	-0,11
N		0,66*	-0,20	0,14	0,27	0,50*	0,20	0,20	0,18	-0,06	0,23
P			-0,01	0,39*	0,56*	0,60*	0,35*	0,23	0,27	0,10	0,19
K				0,10	0,15	0,25	0,22	0,23	-0,07	0,44*	0,07
Ca					0,75*	0,51*	0,36*	0,33	0,12	0,12	0,00
Mg						0,57*	0,40*	0,26	0,20	0,22	0,17
S							0,47*	0,26	0,00	0,29	0,46*
B								0,26	0,19	0,05	0,25
Cu									0,07	0,19	-0,06
Fe										0,16	0,03
Mn											0,03

, e *; não significativo, significativo a $p < 0,05$ pelo teste de Tukey, respectivamente.

A divisão das populações, em alta e baixa produtividade, não garante a indicação segura de faixas de teores nutricionais, as quais podem ser consideradas adequadas. A Tabela 4 apresenta os valores máximos, mínimos, médios e o desvio padrão, dos teores foliares das populações de alta e baixa produtividade.

Tabela 4 - Valores mínimos, máximos, médios, desvio-padrão (s) para teores de nutrientes em folhas de videiras e, produtividade (kg ha^{-1}) nas subpopulações de alta e baixa produtividade.

Nutriente	Alta produtividade				Baixa produtividade			
	Mínimo	Máximo	Média	s	Mínimo	Máximo	Média	s
N (g kg ⁻¹)	21,0	38,0	27,2	4,8	18,0	43,0	27,8	5,3
P (g kg ⁻¹)	2,2	5,3	3,3	0,8	1,9	4,6	3,2	0,7
K (g kg ⁻¹)	8,9	17,0	12,5	2,4	6,8	17,0	12,1	2,8
Ca (g kg ⁻¹)	8,4	20,0	14,0	2,9	8,6	19,0	13,4	2,4
Mg (g kg ⁻¹)	2,0	3,8	2,9	0,5	2,0	3,9	2,9	0,5
S (g kg ⁻¹)	2,4	4,4	3,5	0,6	2,4	4,8	3,6	0,6
B (mg kg ⁻¹)	19	66	34	10,8	15,0	61,0	32,3	9,7
Cu (mg kg ⁻¹)	8	20	12	2,6	9,0	25,0	13,4	3,3
Fe (mg kg ⁻¹)	67	221	115	30,1	67,0	299,0	113,4	44,0
Mn (mg kg ⁻¹)	236	808	499	135,3	292,0	905,0	502,3	147,3
Zn (mg kg ⁻¹)	84	419	210	71,8	94,0	504,0	201,6	86,4
Produtividade	11.180	22.598	16.312	3.964	436	11.007	6.559	3.278

Para melhor comparação e interpretação dos resultados do banco de dados, a Tabela 5 apresenta as interpretações de suficiência de nutrientes para as folhas completas de videira, analisadas no início do desenvolvimento dos frutos, ou seja, seguindo o mesmo padrão amostral dos dados apresentados para a cultura da videira nos estados do RS e SC (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2004).

Tabela 5 - Interpretação dos teores de nutrientes em folhas completas de videira pela SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO (2004).

Interpretação	N	P	K	Ca	Mg
	----- g kg ⁻¹ -----				
Abaixo do normal	< 16	< 1,2	< 8	< 16	< 2
Normal	16 – 24	1,2 – 4,0	8 – 16	16 – 24	2 – 6
Acima do normal	> 24	> 4,0	> 16	> 24	> 6
	B	Fe	Mn	Zn	
	----- mg kg ⁻¹ -----				
Abaixo do normal	< 30	< 60	< 20	< 25	
Normal	30 – 65	60 – 180	20 – 300	25 – 60	
Acima do normal	> 65	> 180	> 300	> 60	

Obs.: g kg⁻¹ ÷ 10 = %

Salienta-se que os teores mínimo, máximo e médio dos nutrientes avaliados nas subpopulações de alta e baixa produtividade (Tabela 4), não apresentaram diferenças quanto a sua classificação nas faixas de teores considerados adequados por SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO (2004) (Tabela 5), o que somado ao efeito entre as correlações entre nutrientes e produção (Tabela 4) evidenciam a necessidade da implantação de métodos bi ou multivariados para a diagnose do estado nutricional. Ressalta-se, inclusive, que com exceção do Mn e do Zn, que apresentam teores considerados excessivos, todos os demais nutrientes estão apresentados como interpretação normal.

Os teores de Mn e Zn apresentaram-se acima da normalidade indicada pela SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO (2004), o que pode não ser motivo de preocupação ao viticultor, visto que a carga de defensivos que contém estes micronutrientes aplicadas às videiras é alta e constante, em especial no período que antecede a amostragem foliar. Considere-se, ainda, que após a coleta das folhas, as mesmas são encaminhadas aos laboratórios e após serem lavadas (processo que não garante a completa limpeza de substâncias aderidas à superfície das folhas, ou seja, que não fazem parte da composição/maquinaria fotossintética

ativa), secas e moídas, são totalmente digeridas com $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$, para determinação dos teores de micronutrientes, como o Mn e o Zn (TEDESCO et al., 1995), e deste maneira todo conteúdo presente na folha (ativo + passivo), passa a compor o extrato que depois de digerido será determinado.

Ainda há de se considerar a indicação de Boaretto et al. (2003), que, utilizando a técnica isotópica, constataram em plantas de citros, que o Mn e o Zn aplicados via foliar aumentaram os teores das folhas que receberam a pulverização; entretanto as brotações que surgiram seguintes à aplicação não apresentaram elevação no teor. Os autores relataram que menos de 10% das quantidades de Zn e Mn que são depositadas na superfície das folhas de laranjeira são absorvidas, e menos de 1% das quantidades depositadas são transportadas às partes novas das brotações que cresceram após a adubação foliar, sendo assim insuficientes para alterar significativamente os teores foliares destes micronutrientes.

Contudo, há que se considerar que a aplicação de defensivos e substâncias que contenham nutrientes em sua composição é uma realidade intrínseca às atuais bases de produção, e que deve-se considerá-las no diagnóstico nutricional.

Observa-se que a indicação univariada não está representando a contento os coeficientes de determinação, nem tampouco as correlações significativas. A indicação da relação entre o índice de desequilíbrio nutricional (CND-r^2) e a distância de Mahalanobis (D^2) na população de referência pode ser observada na Figura 4, evidenciando, assim que quanto maior a distancia (D^2) maior é o desequilíbrio nutricional (CND-r^2). Resultados semelhantes foram relatados por Khiari et al. (2001b) em batata, em pesquisa na qual os autores obtiveram $R^2 = 0,34$.

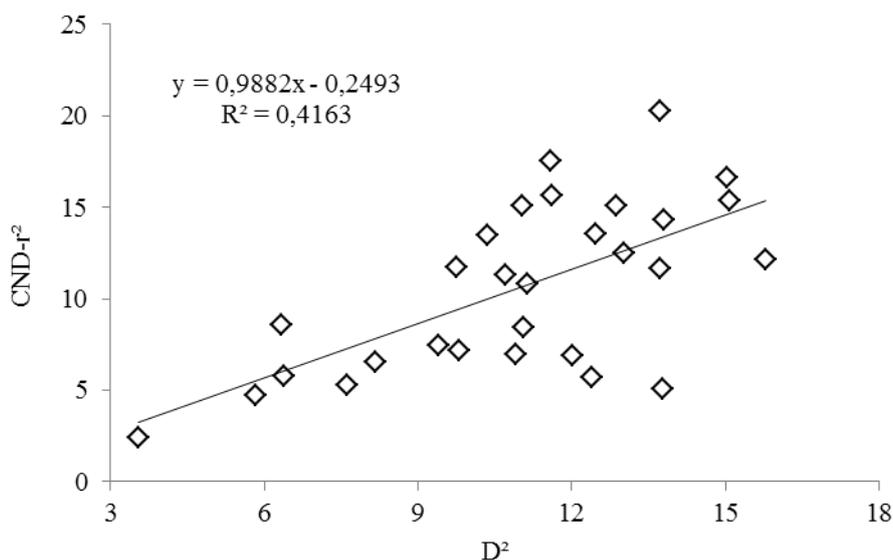


Figura 4 - Índice de desequilíbrio nutricional (CND-r^2) e distância de Mahalanobis (D^2) na população de referência (n=29) de videiras.

As normas CND foram elaboradas de acordo com Parent e Dafir (1992), Khiari et al. (2001a) e Parent et al. (2005; 2009), resultando no *software* CND-Uva, que está em fase de registro.

Com base nos teores médios sugeridos como adequados para videiras pela CQFS-RS/SC (2004) e, analisando os seus teores normais médios como amostra foliar

para comparação com os padrões avaliados pelas normas CND, observou-se que os índices IN, IP, IK, ICa, IMg, IB, IFe, IMn e IZn foram: -0,79; -0,35; 0,69; 3,08; 3,36; 2,12; 1,04; -3,78; -4,26, respectivamente, estando o $CND-r^2 = 63,72$. Nas condições em que a pesquisa foi realizada e, utilizando-se as normas elaboradas pelo método CND, verifica-se que há subestimação dos teores de Mn e Zn.

Alguns parâmetros estatísticos das normas CND para a videira estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Normas da diagnose da composição nutricional (CND) da videira na população de referência (n=29).

Parâmetros	IN	IP	IK	ICa	IMg	IS	IB	ICu	IFe	IMn	IZn	CND-r ²
LMa	2,13	2,47	2,00	1,86	1,84	1,85	2,17	2,42	2,53	2,52	2,22	20,26
LMi	-1,73	-2,08	-1,69	-1,84	-1,73	-2,33	-1,81	-1,82	-1,96	-1,65	-2,19	2,41
SP_m	0,79	0,77	0,84	0,81	0,85	0,80	0,82	0,77	0,73	0,80	0,74	3,94
D	0,36	0,30	0,25	0,04	-0,01	-0,11	-0,01	0,40	0,41	0,32	-0,25	0,16
V	9,07	8,81	9,67	9,27	9,72	9,19	9,38	8,81	8,38	9,22	8,48	100,00

LMa = Limite Máximo; LMi = Limite Mínimo; DV_m = Desvio Padrão médio; D = Distorção; V = Variação percentual média dos índices nutricionais que compõem a variação média do $CND-r^2 = 10,62$.

7 Considerações finais

Estudos que contemplem as interações entre elementos, na avaliação do estado nutricional das plantas, é um desafio constante. O conceito de equilíbrio entre todos os nutrientes (CND-clr) e/ou entre grupos de nutrientes (CND-ilr), ou seja, relações multinutrientes é mais importante que a simples constatação de que a limitação de um dado elemento possa reduzir o crescimento e a produtividade dos vegetais. Além disso, a análise de multinutrientes possibilita o estudo de interações de interesse, permite definir matematicamente a população de alta produtividade, evitando distorções, visto que é possível identificar redundâncias, distribuição não-normal, *outliers* e escala dependente. Assim, sugere-se a imediata utilização do equilíbrio nutricional, entre todos os nutrientes, em relação ao uso dos métodos bivariados e/ou a abordagem do valor crítico.

8 Referências bibliográficas

- AGRIANUAL 2015: anuário da agricultura brasileira. São Paulo: FNP, 2016. 456 p.
- AITCHISON, J. **The statistical analysis of compositional data**. London: Chapman and Hall, 1986, 416 p.
- BATAGLIA, O. C. Métodos diagnósticos da nutrição potássica com ênfase no DRIS. In: YAMADA, T.; ROBERTS, T. L. SIMPÓSIO SOBRE POTÁSSIO NA AGRICULTURA BRASILEIRA, 2., 2004, São Pedro, SP. **Anais...**Piracicaba: Associação Brasileira para pesquisa da Potassa e do Fosfato, 2004.
- BOARETTO, A. E.; MURAOKA, T.; BOARETTO, R. M. Absorção e translocação de micronutrientes (⁶⁵Zn, ⁵⁴Mn, ¹⁰B), aplicados via foliar, pelos citros. **Laranja**, v. 24, n. 1, p. 177-198, 2003.
- BRUNETTO, G.; CERETTA, C. A.; KAMINSKI, J.; MELO, G. W. B. de; LOURENZI, C. R.; FURLANETTO, V.; MORAES, A. Aplicação de nitrogênio em videiras na Campanha Gaúcha: Produtividade e características químicas do mosto da uva. **Ciência Rural**, v. 37, n. 2, p. 389-393, mar./abr. 2007.

BRUNETTO, G.; BORGIGNON, C.; MATTIAS, J. L.; DEON, M.; MELO, G. W. B.; KAMINSKI, J.; CERETTA, C. A. Produção, composição da uva e teores de nitrogênio na folha e no pecíolo em videiras submetidas à adubação nitrogenada. **Ciência Rural**, v. 38, n. 9, p. 2622-2625, July 2008.

BRUNETTO, G.; MELO, G. W. B. de; KAMINSKI, J. Critérios de predição da adubação e da calagem em frutíferas. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 24-29, 2011.

EGOZCUE, J. J.; PAWLOWSKY-GLAHN, V. Groups of parts and their balances in compositional data analysis. **Mathematical Geology**, New York, v. 37, n. 7, p. 795-828, Oct. 2005.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A. J. **Nutrição mineral de plantas: princípios e perspectivas**. 2. ed. Londrina: Planta. 2006. 401 p.

GERALDSON, C. M.; KLACAN, G. R.; LORENZ, O. A. Plant analysis as an aid in fertilizing vegetable crops. in: WALSH, L. M.; BEATON, J. D. (Eds). **Soil testing and plant analysis**. Madison: Soil Science Society of America, p. 365-379. 1973.

GIAMPIETRO, M. **Multi-scale integrated analysis of agroecosystems**. Boca Raton: CRC Press, 2004.

GÜSEWELL S. N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. **New Phytologist**. v. 164, n. 2, p. 243-266, Nov. 2004.

HAIR, J. F.; TATHAM, F. R.; ANDERSON, R. E.; BLACK, W. Análise multivariada de dados. 5.ed. Porto Alegre: Bookman, 2005.

IFA. International Fertilizer Industry Association. **O uso de fertilizantes minerais e o meio ambiente**. 2000. Tradução: ANDA – Associação Nacional para Difusão de Adubos. Disponível em: <http://www.anda.org.br/multimedia/fertilizantes_meio_ambiente.pdf>. Acesso em: 01 jul. 2016.

KENWORTHY, A. L. Plant analysis and interpretation of analysis for horticultural crops. in: STELLY, M.; HAMILTON, H. (Eds.). **Soil testing and plant analysis. Part II: Plant Analysis**. Madison: Soil Science Society of America, p. 59-75, 1967.

KHIARI, L.; PARENT, L. E.; TREMBLAY, N. Critical compositional nutrient indexes for sweet corn at early growth stage. **Agronomy Journal**, Madison, v. 93, n. 4, p. 809-814, 2001a.

KHIARI, L.; PARENT, L. E.; TREMBLAY, N. Selecting the high-yield subpopulation for diagnosing nutrient imbalance in crops. **Agronomy Journal**, Madison, v. 93, n. 4, p. 802-808, 2001b.

KREUZ, C. L.; SCHUCK, E.; SOUZA, A.; CUNHA, S. K. da. Custos de produção, expectativas de retorno e de riscos do agronegócio uva na região dos campos de palmas. **Alcance**, v. 11, n. 2, p. 239-258, 2004.

LAGATU, H; MAUME, L. Le diagsonstic foliaire de la pomme de terre. **Annual Ecole Nationale Superieure Agronomique de Montpellier**, v. 22, p. 50-158, 1934a.

LAGATU, H; MAUME, L. Recherches sur lê diagnostic foliaire. **Annual Ecole Nationale Superieure Agronomique de Montpellier**, v. 22, p. 257-306, 1934b.

MACY, P. The quantitative mineral nutrient requirements of plants. **Plant Physiology**, v. 11, n. 4, p. 749-764, Oct. 1936.

- MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Editôra Agronômica Ceres. 2006. 638 p.
- MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plant**. London: Academic Press, 1986. 674 p.
- MARSHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. London: Academic Press, 1995. 674 p.
- MUNSON, R. D.; NELSON, W. L. Principles and practices in plant analysis. In: WESTERMAN R. L. (Ed.), **Soil testing and plant analysis**. 3thed. Madison: Soil Science Society of America Book , P. 359-387, 1990.
- NATALE, W.; ROZANE, D. E.; PRADO, R. de M. ; ROMUALDO, L. M.; SOUZA, H. A. de; HERNANDES, A. Viabilidade econômica do uso de calcário na implantação de pomar de goiabeiras. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 34, n. 3, p. 708-713, maio/jun. 2010.
- NATALE, W.; ROZANE, D. E.; PRADO, R. de M.; ROMUALDO, L. M.; SOUZA, H. A. de; HERNANDES, A. Dose econômica de calcário na produtividade de caramboleiras. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 33, n. 4, p. 1294-1299, Dec. 2011.
- NATALE, W.; ROZANE, D. E.; PARENT, L. E.; PARENT, S. E. Acidez do solo e calagem em pomares de frutíferas tropicais. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 34, n. 4, p. 1294-1306, Dec. 2012.
- NELSON, L. A.; ANDERSON, R. L. Partitioning of soil test-crop response probability. In: STELLY, M. (Ed.). **Soil testing: correlating and interpreting the analytical results**. Madison: American Society of Agronomy, p.19-38, 1984.
- PARENT, L. E.; DAFIR, M. A theoretical concept of compositional nutrient diagnosis. **Journal of the American Society for Horticultural Science**, v. 117, n. 2, p. 239-242, Mar. 1992.
- PARENT, L. E.; KHIARI, L.; PETTIGREW, A. Nitrogen diagnosis of Christmas tree needle greenness. **Canadian Journal of Plant Science**, v. 85, n. 4, p. 939-947, 2005.
- PARENT, L. E.; NATALE, W.; ZIADI, N. Compositional nutrient diagnosis of corn using the Mahalanobis distance as nutrient imbalance index. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 89, n. 4, p. 383-390, 2009.
- REDFIELD, A. C. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. In: JOHNSTONE, J.; DANIEL, R. J.. James Johnstone Memorial Volume. Liverpool: University Press of Liverpool, p. 177-192, 1934.
- ROSS, S. M. **Introduction to probability and statistics for engineers and scientists**. Nova York: John Wiley & Sons, 1987.
- ROZANE, D. E.; MATTOS JR, D.; PARENT, S. É.; NATALE, W.; PARENT, L. E. Meta-analysis in the selection of groups in varieties of citrus. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 46, n. 15, p. 1948-1959, July 2015.
- ROZANE, D. E.; PARENT, L. E.; NATALE, W. Evolution of the predictive criteria for the tropical fruit tree nutritional status. **Cientifica**, v. 44, n. 1, p. 102-112, 2016.
- 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.

SOUZA, H. A. de; NATALE, W.; ROZANE, D. E. Avaliação agronômica da aplicação do resíduo da indústria processadora de goiabas em pomar comercial de goiabeiras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, p. 969-979, May/June 2011.

STEVENSON, F. J.; COLE, M. A. **Cycles of Soil; carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients.** New York: Wiley, 1986.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais.** 2.ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174 p.

ULRICH, A. Physiological bases for assessing the nutritional requirements of plants. **Annual Review of Plant Physiology**, v. 3, p. 207-228, 1952.

ULRICH, A.; HILLS, F. J. Principles and practices of plant analysis. In: STELLY, M.; HAMILTON, H. (Eds.). **Soil testing and plant analysis. Part II: Plant Analysis.** Madison: Soil Science Society of America, P. 11-24, 1967.

WEBB, R. A. Use of the boundary line in the analysis of biological data. *Journal of Horticultural Science*, v. 47, n. 3, p. 309-319, 1972.

Capítulo 4

Uso e manejo de plantas de cobertura em vinhedos jovens e em produção

Jovani Zalamena
George Wellington Melo

Resumo - A sociedade está preocupada com a conservação ambiental e tem cobrado por buscas de alternativas para preservar o recurso solo. A implantação de plantas de cobertura de solo em meio a culturas frutíferas, entre elas a videira, é uma alternativa promissora que garante melhorias nas características físicas, químicas e biológicas do solo. Além disso, reduz as perdas de solo, principalmente em áreas declivosas da Serra Gaúcha que é uma região tradicional de produção de videiras. Neste capítulo são relatadas informações a respeito da importância e benefícios das plantas de cobertura cultivadas em vinhedos da Serra Gaúcha e Campanha. Os solos desses dois locais apresentam características distintas entre si e, por isso, o manejo das plantas de cobertura deve ser direcionado para essas particularidades. Também são apresentadas informações sobre o manejo das plantas de cobertura em vinhedos jovens e em produção, as espécies recomendadas, assim como dados de produção e contribuição nutricional das plantas de cobertura cultivadas nos vinhedos da Serra Gaúcha e Campanha.

Palavras-chave: Plantas de cobertura, manejo de plantas, erosão do solo, qualidade do solo, videira.

1 Introdução

O tempo que um sistema de produção de videira se mantém produtivo e com qualidade passa necessariamente pelos cuidados de manutenção que são dados ao solo. É surpreendente a dificuldade que muitas pessoas têm para entender que é possível a convivência de plantas de cobertura do solo com a videira. O grande desafio é quebrar o paradigma de que todas as plantas de cobertura do solo causam competição e que o vinhedo ideal é aquele que esteja “limpo”, com solo sem presença de espécie que não seja a videira. Queremos aqui, justificar a importância de se ter um vinhedo “sujo”, com a presença de plantas de cobertura conduzidas e manejadas adequadamente, trazendo benefícios ao sistema e, desta forma, aumentando a longevidade do vinhedo.

A introdução de plantas de cobertura do solo em sistemas de produção de uva é um investimento de baixo custo que não visa apenas a proteção do solo contra a erosão, mas pode ser usada para controlar o fornecimento de nutrientes à videira, seja adicionando nutrientes ou até mesmo retirando aqueles que estão em excesso no solo e tornam-se prejudiciais à qualidade da uva e, posteriormente, no vinho.

É dado maior ênfase às plantas de cobertura de ciclo no outono-inverno, que é o período em que a videira está em dormência, e que alguns dos nutrientes que estão no solo podem ser perdidos se não forem absorvidos por outras plantas.

2 Importância das plantas de cobertura em vinhedos na Serra Gaúcha

A maior parte dos vinhedos da Serra Gaúcha está situada em terrenos com declividade média a alta. Esta situação torna o solo mais susceptível à erosão, onde verifica-se a formação de sulcos de diferentes profundidades, podendo chegar a voçorocas quando em estágio mais avançado. Associado a isso tem a baixa profundidade efetiva do perfil do solo (solos rasos), sendo necessário preservar ainda mais o solo existente para que não seja perdido por erosão hídrica. E, quando se fala de perda de solo, não são apenas sedimentos que estão sendo retirados do sistema, mas sim nutrientes, principalmente o fósforo (P) que está adsorvido a grupos funcionais de partículas reativas do solo. A sua transferência até as águas de rios ou riachos, pode causar o processo de eutrofização, causando a morte de peixes e outros animais por falta de oxigênio.

Na Serra Gaúcha esse é um problema real que existe, pois num levantamento da fertilidade de solo de vinhedos da região, 70% das amostras de solo analisadas se enquadraram na classe “Muito Alta” de disponibilidade de P. Neste levantamento também se identificou que 28% das amostras de solo, da camada 0-20 cm de profundidade, estão com níveis de cobre (Cu) acima de 100 mg kg^{-1} (extraídos com o extrator Melnich-1). O Cu é outro elemento que pode ser perdido pela erosão causando contaminação dos solos localizados nas “baixadas” quando na deposição dos sedimentos erodidos, poluindo as águas de rios, potencializando a morte de animais aquáticos (MELO; ZALAMENA, 2016).

Neste cenário relatado, as plantas de cobertura do solo assumem um papel importante na prevenção da erosão do solo causado pelas chuvas. A formação de cobertura vegetal impede o impacto direto da gota da chuva no solo, dissipando a energia cinética, impedindo a desagregação do solo e, por consequência, a erosão. As plantas de cobertura, vivas ou mortas, na superfície do solo, também atuam como barreira física dificultando o arraste de sedimentos, especialmente em terrenos com maior declividade, como aqueles da Serra Gaúcha, por consequência, protegendo as fontes de água de assoreamento e contaminações de P, Cu, nitrogênio (N), entre outros elementos.

Outro benefício das plantas de cobertura diz respeito ao sistema radicular, que dependendo da espécie apresenta raízes pivotantes e agressivas, como é o caso do nabo forrageiro (*Raphanus sativus L*), capaz de penetrar em solos compactados que após sua morte e decomposição mantém túneis e galerias no solo favorecendo a penetração rápida da água da chuva, diminuindo o escoamento superficial. O sistema radicular do tipo fasciculado, como é o caso das gramíneas de plantas de cobertura são eficientes em promover a estruturação adequada do solo, pois segundo Salton e Tomazi (2014) as raízes liberam constantemente exsudatos que promovem maior atividade dos microrganismos e funcionam como agente agregador das partículas do solo, para formação dos agregados, os quais aumentam a macroporosidade e aeração do solo, permitindo uma melhor infiltração de água.

Independente do tipo de sistema radicular e da parte aérea das plantas de cobertura, o importante é que haja fornecimento contínuo de resíduos orgânicos para manter a vida no solo, ou seja, para que a fauna e os microrganismos do solo possam ter alimentos para formar a matéria orgânica que, associada à fração mineral, atuará na formação e estabilidade de agregados do solo.

Além da maior declividade e baixa profundidade efetiva dos solos da Serra Gaúcha, outra característica marcante é o maior teor de matéria orgânica dos solos que disponibilizará maior teor de N proporcionando maior vigor à videira. Este maior vigor

influenciará na menor insolação interna do vinhedo, formando um microclima mais úmido e propício à instalação de doenças o que demandará maior aplicação de fungicidas para o controle; precisará maior mão-de-obra para retirada dos ramos excessivos (despontes), aumentando desta forma os custos de produção e a contaminação ambiental.

Uma das formas de diminuir o vigor de videiras é o cultivo de plantas de cobertura nas linhas e/ou entre linhas, que competirão por água e nutrientes. Porém, na definição das plantas de cobertura a serem utilizadas, algumas vezes pode-se evitar o cultivo solteiro de espécies leguminosas, pois sabidamente essas formam simbiose com bactérias que têm capacidade de fixar o N atmosférico. Com isso, se espera o incremento de N mineral no solo, que se absorvido poderá estimular o vigor das videiras (ZALAMENA, 2012).

3 Importância das plantas de cobertura em vinhedos da Campanha Gaúcha

Os solos cultivados com videiras na região da Campanha Gaúcha apresentam características totalmente diferentes daqueles da Serra Gaúcha. A topografia é relativamente plana, com baixa declividade o que favorece o cultivo mecanizado da produção. Os solos são arenosos, possuem baixo teor de matéria orgânica e baixa fertilidade natural. As condições de solo plano e arenoso favorecem a rápida infiltração de água da chuva, diminuindo a erosão superficial. Se, por um lado, a rápida infiltração é favorável, porque diminui a erosão superficial, por outro, potencializa a migração de nutrientes no perfil.

Nestes solos, as plantas de cobertura podem ser utilizadas com diferentes propósitos, dentre os quais destacam-se:

- a) Implementar a ciclagem de nutrientes no solo através de espécies com sistema radicular profundo reaproveitando, desta forma, os nutrientes considerados já perdidos, disponibilizando-os posteriormente à videira;
- b) Durante parte do outono e todo inverno, quando a videira estará em dormência e, por isso, apresenta pouca ou nenhuma absorção de nutrientes, o cultivo de plantas de cobertura nesse período faz com que os nutrientes que estão no solo, passíveis de serem lixiviados, podem ser absorvidos e liberados após decomposição, quando poderão ser reaproveitados pela videira, que nesta fase já estará vegetativa;
- c) As plantas de cobertura da família das leguminosas, além de aproveitar os nutrientes do solo, fixam o N atmosférico e incorporam no tecido. Após a morte das plantas, seja pela senescência ou pelo manejo dado, os nutrientes absorvidos serão mineralizados e disponibilizados gradualmente à videira. Desta forma, grande parte dos nutrientes necessários já vai ser fornecida naturalmente pelas plantas de cobertura, sendo preciso apenas adubação complementar com o restante dos nutrientes que a videira demanda;
- d) Com o passar do tempo, ao longo de vários cultivos sucessivos de plantas de coberturas que apresentam alta produção de material vegetal, à medida que há a estabilização da palhada e a taxa de acumulação for maior que a taxa de decomposição, haverá acúmulo gradativo de matéria orgânica, que é muito importante para melhorar as características físicas, químicas e biológicas do solo, dando longevidade ao sistema produtivo;

- e) Após a formação de uma camada de resíduos na superfície do solo haverá menor oscilação térmica e menor perda de umidade do solo, essencial em períodos de baixa precipitação.

Na Tabela 1 observa-se a produção de massa seca e a quantidade de alguns macronutrientes acumulados pela parte aérea de aveia preta, ervilhaca e o consórcio dessas plantas de cobertura cultivadas no período do outono e inverno em vinhedo da Campanha. A produção de massa seca variou de 2460 a 3138 kg ha⁻¹ na safra 2014/15 e de 3174 a 4746 kg ha⁻¹ na safra 2015/16. Em média o teor de N acumulado anualmente foi de 75 kg ha⁻¹, sendo maior na ervilhaca solteira que acumulou em média 118 kg ha⁻¹. O K é outro nutriente acumulado em grande quantidade, em média de 65 kg ha⁻¹. Das quantidades de nutrientes acumulados pelas plantas de cobertura, grande parte foi deixada de ser perdida por lixiviação, e no caso do N foi fixado do ar pela espécie leguminosa (ervilhaca). Assim, salienta-se a importância do uso de plantas de cobertura intercaladas com a videira, principalmente em solos arenosos, como os da Região da Campanha, que possuem baixa capacidade de adsorção de nutrientes na fração mineral do solo. Desta forma os nutrientes absorvidos pelas plantas, após a morte, com o processo de mineralização, liberarão gradualmente os nutrientes ao solo de onde poderão ser absorvidos pelas videiras.

A velocidade de decomposição das plantas de cobertura está relacionada com a característica de cada espécie, como a relação C/N; dos fatores climáticos, como a temperatura e a precipitação pluvial, e a umidade do solo. Esses fatores vão determinar a comunidade de organismos decompositores que prevalecerá no processo de mineralização.

Tabela 1 - Produção de massa seca da parte aérea e quantidade de nutrientes acumulados pelas plantas de cobertura cultivadas em vinhedo na Campanha Gaúcha, safras 2014/15 e 2015/16.

Plantas de cobertura	Massa seca	N	P	K	Ca	Mg
-----kg ha ⁻¹ -----						
-----Safras 2014/15-----						
Aveia preta - Av	2460	25	7,0	42,0	11,6	5,1
Ervilhaca - Erv	2938	92	8,4	67,0	10,0	4,8
Consórcio Av/Erv	3138	51	7,5	61,0	22,4	8,3
-----Safras 2015/16-----						
Aveia preta - Av	3174	35	11,1	48,2	11,4	6,3
Ervilhaca - Erv	4364	144	18,1	93,1	35,9	13,3
Consórcio Av/Erv	4746	106	17,1	76,8	31,8	12,6

Fonte: Os autores.

4 Implantação e manejo de plantas de cobertura em vinhedos jovens

O plantio de videiras precede de etapas de correção da acidez do solo com calagem a edição de P, K e B, se necessário, pelo menos 60 dias antes da implantação da videira, o que coincide com o período de inverno. Essas etapas envolvem revolvimento do solo, deixando-o susceptível à erosão, principalmente nas condições da Serra Gaúcha, e à lixiviação de nutrientes nos solos da Campanha, de acordo com as limitações de cada um desses locais, conforme mencionado

anteriormente. É neste momento que recomenda-se implantar as plantas de cobertura visando prevenir esses problemas.

A implantação das plantas de cobertura neste período pode se dar em toda a área que será instalado o vinhedo. Pode ser feito através de sementeira a lanço e incorporação leve com grade niveladora. A partir daí as plantas ficam em crescimento até o plantio das mudas de videira, quando será necessário fazer a retirada dessas plantas, fazendo o chamado coroamento, apenas no espaço que será implantada as mudas, cerca de um metro de diâmetro. Esse espaço deve ser mantido sem plantas de cobertura por um período de 2 a 3 anos, quando a videira já estará bem desenvolvida e as raízes explorando área maior de solo, quando não terá mais problemas de competição.

O coroamento pode ser realizado através de capinas, dessecação com herbicidas e recentemente passou a existir no mercado papelões em forma de círculos, destinados a esta finalidade, para colocação sobre o solo, ao redor da videira, impedindo que espécies de plantas de cobertura espontâneas germinem (Figura 1). Este papelão ficará de forma permanente no vinhedo, com durabilidade média de 12 meses, com a vantagem de neste período não necessitar de outros manejos para manter o solo limpo, diminuindo assim a mão-de-obra em relação a capinas ou dessecações periódicas.

Nas entrelinhas da videira as plantas de cobertura podem ser deixadas crescer e completar a maturação produzindo sementes para que ocorra ressemeadura natural no ciclo seguinte. Porém, se o produtor julgar que a vegetação está alta e pode prejudicar a execução de tratamentos culturais nas videiras, como por exemplo, a condução dos ramos, tutoramento, retiradas de ramos mal posicionados, enxertos, tratamentos fitossanitários, dentre outros, as plantas de cobertura podem ser roçadas para rebaixamento visando facilitar a execução das referidas atividades.



Figura 1 - Cobertura do solo com disco de papelão para evitar o crescimento das plantas de cobertura próximo da videira.

Foto: George Wellington Bastos de Melo.

5 Implantação e manejo de plantas de cobertura em vinhedos em produção

A implantação da maioria das plantas de cobertura utilizadas em vinhedos se dá por sementes. Algumas espécies apresentam boa ressemeadura natural, como é o caso do azevém, mas para isso é preciso deixar a planta no vinhedo sem manejo até completar o ciclo, produzir a semente para que na safra seguinte germine e cresça naturalmente. Outra prática recomendada para implantação das plantas de inverno é a semeadura a lanço com posterior roçada das plantas de cobertura espontâneas existentes na área para que estas façam a cobertura da semente. Para esse tipo de semeadura recomenda-se aumentar em 50% a quantidade de semente usada para cultivos com incorporação.

Nas videiras que estão em produção, a partir do terceiro ano da implantação, as plantas de cobertura anuais cultivadas nos vinhedos não interferem na competição por nutrientes e, por isso, é desnecessário realizar o coroamento ao redor das videiras. Mas se o objetivo do produtor é reduzir o vigor das videiras, a utilização de planta de cobertura perene pode reduzir o vigor. Em trabalho realizado em um vinhedo vigoroso da Serra Catarinense, Zalamena et al. (2013) identificaram que o cultivo da planta perene *Festuca arundinacea*, cultivada na linha e entrelinha da videira reduziu o comprimento de ramos e de entrenós e a massa seca de ramos de videira Cabernet Sauvignon, em relação ao cultivo de espécies anuais de aveia branca e azevém. Possivelmente se a festuca for cultivada em vinhedos da Serra Gaúcha poderá produzir os mesmos efeitos mencionados, já que as condições de clima entre os dois locais se assemelham.

Visando analisar o efeito das plantas de cobertura na nutrição de videiras em produção na região da Campanha foi realizado um experimento que mostrou que a maior acumulação de N pela ervilhaca (Tabela 1) contribuiu para a maior concentração de N em folhas de videiras (Tabela 2). Este mesmo experimento mostrou que durante o período de duas safras a época de corte das plantas de cobertura, realizadas entre o início da brotação e a plena floração da videira não afetou a concentração de nutrientes em folhas da videira. Por isso, sugere-se realizar o corte das plantas de cobertura quando elas atingirem o máximo acúmulo de massa seca, valorizando o aumento de biomassa ao solo, ou manejar quando as plantas estiverem interferindo o produtor a realizar os tratamentos culturais na videira, conforme mencionado anteriormente.

Outro fator que poderá determinar a necessidade de manejo é a ocorrência de períodos com déficit hídrico, “os veranicos”, durante o período vegetativo e reprodutivo das videiras, pois nessa situação poderá haver competição por água.

Quando se menciona “manejo das plantas”, refere-se à maneira que a biomassa das plantas de cobertura será processada visando atender ao objetivo proposto. Por exemplo, podemos realizar o manejo através de capinas, roçagens, dessecação, rolagem, etc. Constatada a necessidade de realizar o manejo deve-se optar pelo mais conveniente em função dos equipamentos e mão-de-obra disponíveis, embora algumas considerações precisam ser levadas em conta:

- 1- O manejo através da incorporação das plantas no solo não deve ser realizado, pois o solo ficará susceptível à erosão e à rápida decomposição dos resíduos;
- 2- Dar preferência ao manejo com roçagens. Existem no mercado roçadeiras mecanizadas que permitem roçar nas entrelinhas e até mesmo nas linhas sem danificar as videiras. Através de roçagens algumas plantas conseguem rebrotar permitindo maior produção de massa seca de resíduos;

3- A aplicação de herbicidas deve ser evitado ao máximo, pois o uso continuado do glifosato na dessecação das plantas de cobertura em vinhedos causa distúrbios fisiológicos, tais como amarelecimento e deformação de folhas novas da videira, conforme observado por Freitas et al. (2013) (Figura 2a). O uso de outros tipos de herbicidas, mesmo aplicados em locais externos ao vinhedo, pode ser volatilizado e afetam a videira causando sintomas como aqueles observados na Figura 2b.

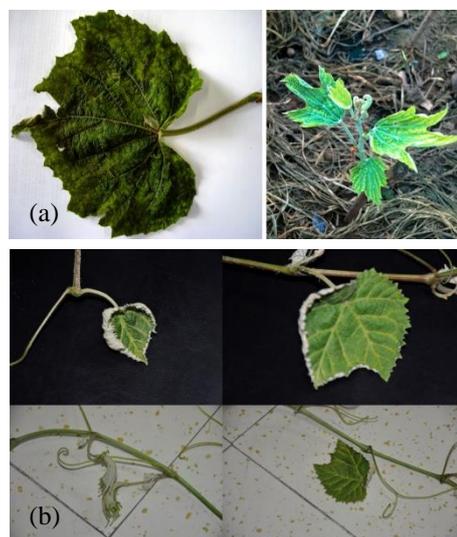


Figura 2 - Efeito fitotóxico do herbicida glifosato em folhas e plantas de videiras novas (a) e em brotos e folhas (b).

Foto: George Wellington Bastos de Melo.

Tabela 2 - Teor de N em folhas de videiras Merlot cultivadas em consórcio com plantas de cobertura Na Campanha Gaúcha do RS, safras 2014/15 e 2015/16.

	Aveia preta - Av	Ervilhaca - Erv	Consórcio Av/Erv
	N, g kg ⁻¹		
Safra 2014/15	19,9 b ⁽¹⁾	21,8 a	20,6 ab
Safra 2015/16	26,4 b	29,5 a	27,8 ab

⁽¹⁾ Letras iguais na linha não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

Fonte: Os autores.

6 Espécies de plantas de cobertura recomendada

É grande a diversidade de espécies e até mesmo de variedades de cada espécie que pode ser cultivada nos vinhedos visando proteção do solo, nutrição e controle do vigor da videira. Mas aqui serão mencionadas apenas as espécies mais usuais, sem especificar as variedades.

Plantas espontâneas: espontâneas ou nativas são as espécies que se desenvolvem naturalmente nos vinhedos, sem necessidade de fazer a semeadura. A diversidade é grande e a única restrição é quanto às espécies de maior porte, tipo arbustivas, como o capim-elefante (*Pennisetum purpureum*), o mata-campo (*Vernonia grandiflora*), que precisam ser arrancados para não prejudicar a videira. A produção de massa seca de plantas espontâneas crescidas durante o período de inverno na Serra Gaúcha foi mais de 2200 kg ha⁻¹, acumulando 48, 15 e 88 kg ha⁻¹ de N, P e K, respectivamente (Tabela 3). Vale lembrar que estas quantidades acumuladas se

referem apenas à avaliação das espécies crescidas no inverno, mas durante o ano todo têm outras espécies se desenvolvendo, produzindo resíduos vegetais, ciclando nutrientes, protegendo o solo, beneficiando o vinhedo.

Aveia preta: É uma gramínea anual, cultivada no inverno apresentando boa tolerância ao frio, é rústica com bom perfilhamento e pouco exigente em fertilidade. A produção de massa seca da aveia preta cultivada em vinhedos, conduzido em espaldeira, foi de 3250 kg ha⁻¹ na Serra Gaúcha (Tabela 3) e de 2460 a 3174 kg ha⁻¹ quando cultivada na Campanha (Tabela 1). Essas quantidades se referem a um manejo com cortes, mas a quantidade de MS pode aumentar se o primeiro corte for realizado mais precocemente, o que permite novo rebrote e maior produção vegetal.

Azevém: O azevém é uma gramínea de ciclo anual, possui boa capacidade de perfilhamento, rebrote e rusticidade. Tem a vantagem de apresentar ótima ressemeadura natural, desde que no ciclo anterior se deixe completar o ciclo para produção das sementes. A produção de MS é alta, chegando a 6300 kg ha⁻¹ (Tabela 3) em vinhedos na Serra Gaúcha, mesmo esse azevém sendo oriundo de ressemeadura natural.

Ervilhaca: A ervilhaca é uma leguminosa de ciclo anual, cultivada no período de inverno. Apresenta alto teor de N, o que baixa a relação C/N e faz com que a decomposição da massa verde após o manejo ocorre rapidamente. Em função disso recomenda-se cultivar a ervilhaca em consórcio com espécies gramíneas, podendo ser a aveia preta e/ou o azevém. Desta forma aumenta a permanência dos resíduos culturais na superfície do solo e a liberação dos nutrientes, pelo processo de mineralização, é mais gradual.

Consórcio gramínea/leguminosa: A consorciação de aveia preta ou azevém com a ervilhaca é uma ótima opção, visando aumentar a qualidade do solo, pois são espécies com características e composições diferentes que melhoram a atividade microbiana do solo e ajudam a sincronizar a decomposição e liberação de nutrientes à videira. Em vinhedo da Campanha Gaúcha o consórcio aveia preta/ervilhaca produziu 3138 e 4746 kg ha⁻¹ de massa seca nas duas safras avaliadas e os teores de nutrientes foram intermediários ao acumulado pelas referidas espécies cultivadas solteiras (Tabela 1). No vinhedo da Serra Gaúcha a produção de massa seca do consórcio azevém/ervilhaca foi de 6988 kg ha⁻¹ e os teores de N, P, K, Ca e Mg acumulados foram de 180, 29, 232, 59 e 20 kg ha⁻¹ (Tabela 3).

Tabela 3 - Produção de massa seca da parte aérea e quantidade de nutrientes acumulados pelas plantas de cobertura cultivadas no período de inverno de 2015 em vinhedo da Serra Gaúcha.

Plantas de cobertura	Massa seca	N	P	K	Ca	Mg
		----- kg ha ⁻¹ -----				
Azevém - Az	6310	105	24,4	238	46,3	15,3
Ervilhaca - Erv	4717	114	18,2	160	33,0	12,4
Consórcio Az/Erv	6988	180	28,8	232	58,9	20,1
Aveia preta	3250	55	20,2	90	17,8	7,6
Plantas espontâneas	2224	48	15,0	88	14,0	6,1

Fonte: Os autores.

Festuca: Festuca é uma gramínea perene, com maior produção de massa verde no outono, mas se mantém verde durante todo o ano, desde que haja condições de umidade e disponibilidade de N. Durante o verão e o período mais frio, a produção é

reduzida (Fontaneli et al., 2012). Na Serra Catarinense, no município de São Joaquim (SC), a produção de massa seca de festuca cultivada em vinhedo conduzido em espaldeira foi distribuída ao longo do ano, com rendimento médio anual de 5000 kg ha⁻¹ (ZALAMENA, 2012). Se o produtor precisar reduzir o vigor da videira, o cultivo da festuca no vinhedo pode ser uma estratégia recomendada.

7 Considerações finais

A viticultura tradicional da região sul do Brasil está localizada principalmente em zona com predominância de paisagem de relevos com um certo grau de declive e com predominância de solos jovens e pouco profundos. Esta situação indica a necessidade de extremos cuidados com a manutenção e conservação da fertilidade dos solos dominantes no local. Deve-se ter em mente a necessidade de, ao menos, conservar a matéria orgânica do solo e evitar que a degradação da camada arável seja responsável pelo incremento da quantidade de particulados que chega aos cursos naturais de água. Isso pode limitar o uso e aumentar os custos dos tratamentos das águas para torná-las próprias ao consumo humano. A maneira mais econômica para manter e/ou melhorar a qualidade dos solos é manejá-los de forma que as áreas permaneçam a maior parte do tempo com cobertura vegetal. No entanto, atualmente a maioria dos viticultores ainda não estão completamente convencidos de que é possível cultivar a videira juntamente com as plantas de cobertura. Para mudar essa situação é necessário que as informações geradas pelas instituições de pesquisas e ensino cheguem aos sistemas de produção. Isso será possível quando a maioria dos viticultores tenha assistência técnica frequente e de qualidade. Além disso, também é necessário que sejam geradas informações confiáveis sobre o modo e como as plantas de cobertura contribuem para a manutenção da qualidade dos solos, sem impactar negativamente na produção da videira. Assim, há necessidade de estudos de longa duração onde se possa estabelecer as relações entre a videira e as plantas de cobertura, sendo estas influenciadas pelas práticas de cultivos empregadas pelos viticultores. Em resumo, é necessário que sejam estabelecidas práticas que aumentem a eficácia dos agroquímicos utilizados na viticultura, agregando valor à produção e, conseqüentemente, tenham baixo impacto sobre o meio ambiente.

8 Referências bibliográficas

- FONTANELI, R. S.; .FONTANELI, R. S.; SANTOS, H. P. dos. 2012. Gramíneas Forrageiras Perenes de Inverno. In: Fontaneli, R. S.; Santos, H. P. dos; Fontaneli, R. S. (Eds.). **Forrageiras para integração lavoura-pecuária-floresta na região sul-brasileira**. 2. ed. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2012. p. 219-227.
- FREITAS, R. F.; ALBARELLO, J. B.; DAL MAGRO, R.; ZALAMENA, J.; OLIVEIRA, P.D. de; RODIGHERO, K.; MELO, G. W. B. de. Fitotoxicidade indireta do herbicida glifosato na videira. In: ENCONTRO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA. 11.; ENCONTRO DE PÓS-GRADUANDOS DA EMBRAPA UVA E VINHO, 7.; 2013. **Resumos....** Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2013. p. 29.
- MELO, G. W. B. de; ZALAMENA, J. **Retrato da fertilidade de solos cultivados com videira nas regiões da serra e campanha Gaúcha**. Bento Gonçalves, RS: Embrapa Uva e Vinho, 2016. (Embrapa Uva e Vinho. Comunicado Técnico, 181) .
- SALTON, J. C.; TOMAZI, M. **Sistema Radicular de Plantas e Qualidade do Solo**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2014. (Embrapa Agropecuária Oeste.

Comunicado Técnico, 198).

ZALAMENA, J. 2012. 73 f. **Plantas de cobertura na redução do vigor da videira em solo com alto teor de matéria orgânica**. Tese (Doutorado em Manejo do Solo). Universidade de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de pós-graduação em Ciência do Solo, Lages, 2012.

ZALAMENA, J.; CASSOL, P. C.; BRUNETTO, G.; GROHSKOPF, M. A.; MAFRA, M. S. H.. Estado nutricional, vigor e produção em videiras cultivadas com plantas de cobertura. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 35, n. 4, p. 1190–1200, 2013.

Capítulo 5

Diagnóstico e interações entre cobre, zinco e fósforo em solos de vinhedos

Tadeu Luis Tiecher
Djalma Engênio Schmitt
Tales Tiecher
Carlos Alberto Ceretta
Cledimar Rogério Lourenzi
Eduardo Giroto
George Wellington Bastos de Melo
Jucinei José Comin
Lessandro De Conti
Luciano Colpo Gatiboni
Rafael Rosa Couto
Jovani Zalamena
Gustavo Brunetto

Resumo - Os solos de vinhedos do Sul do Brasil normalmente possuem altos teores de Cu e Zn derivados, especialmente, de aplicações de fungicidas para o controle preventivo de doenças fúngicas foliares. Além disso, em geral, se verifica incremento dos teores de P no solo, por causa do excesso de adubações, acima da necessidade das videiras, potencializando a contaminação de águas. No presente capítulo é apresentada a dinâmica destes elementos no solo e as interações, bem como os principais resultados de alguns estudos relacionados a este tema desenvolvidos em solos de vinhedos do Rio Grande do Sul (RS) e Santa Catarina (SC).

Palavras-chave: metais pesados, adubação fosfatada, interação Cu-Zn-P, fungicidas, solos de vinhedos.

1 Introdução

A viticultura é uma atividade em expansão no Brasil, especialmente no Estado do Rio Grande do Sul (RS), onde existem atualmente cerca de 50 mil hectares cultivados com videiras, representando aproximadamente 62% da área cultivada no país (IBGE, 2016). O Estado de Santa Catarina (SC) também possui expressividade na atividade vitícola, sendo que, segundo levantamentos efetuados pela Estação Experimental da Empresa de Pesquisa Agropecuária do Estado de Santa Catarina (EPAGRI)/Videira, a área total cultivada com videiras é superior a 4.000 hectares.

Nestas regiões tradicionais produtoras de uvas a incidência de doenças fúngicas é acentuada nos vinhedos, devido às altas precipitações que ocorrem historicamente. Dentre as principais doenças fúngicas das videiras destacam-se a antracnose, escoriose, mancha das folhas, míldio, oídio, podridão amarga do cacho, fusariose, dentre outras. Devido a essa peculiaridade, tradicionalmente são feitas aplicações frequentes de fungicidas à base de cobre (Cu) para o controle de doenças fúngicas foliares, o que, muitas vezes, leva ao aumento dos teores de Cu no solo até níveis tóxicos às plantas. Por isso, alguns produtores passaram a utilizar fungicidas à base de zinco (Zn) em detrimento dos fungicidas cúpricos, resultando na ocorrência de

altos teores destes dois metais pesados em solos de vinhedos (BRUNETTO et al., 2014a; 2014b; TIECHER et al., 2016a; 2016b).

O Cu e o Zn são micronutrientes às plantas, desempenhando função estrutural e de ativação enzimática (PILON et al., 2006; KABATA-PENDIAS, 2010). O Cu está envolvido em processos metabólicos, como fotossíntese, respiração, metabolismo de carboidratos e reprodução (KABATA-PENDIAS, 2010). O Zn está associado com o metabolismo de carboidratos, regulação da expressão de genes, integridade estrutural do ribossomo e metabolismo de fosfato, além da síntese de enzimas como as desidrogenases, proteinases e peptidases (CHERIF et al., 2011; KABATA-PENDIAS, 2010). Todavia, plantas que crescem em solos com altas concentrações de Cu e Zn disponíveis podem acumular demasiadamente esses metais em seus tecidos (KABATA-PENDIAS, 2010), resultando em respostas negativas em níveis bioquímicos e fisiológicos, que variam de acordo com o órgão da planta, a concentração dos elementos e a tolerância dos tecidos a altos níveis desses metais pesados (MATEOS-NARANJO et al., 2013).

O fósforo (P) no solo é originário, principalmente, de minerais primários como a apatita, que é proveniente da rocha que deu origem ao solo. Através do intemperismo das rochas ocorre a mineralização do P, sendo então liberado para a solução do solo (WALKER; SYERS, 1976). Uma vez em solução, o P pode ser absorvido pelas plantas ou adsorvido aos colóides do solo com diferentes graus de energia. Geralmente, os solos brasileiros apresentam, naturalmente, baixos teores de P nos minerais primários, devido ao estágio intermediário/avançado de intemperismo, aliado a baixos teores de P disponível (BOITT, 2014). Assim, grande parte do P dos solos intemperizados está adsorvida aos colóides do solo, com diferentes graus de energia, e apenas uma pequena parte fica disponível, contribuindo à nutrição das plantas (GAMA-RODRIGUES et al., 2014).

O P é um nutriente essencial no metabolismo das plantas, desempenhando papel importante na transferência de energia da célula, na respiração e na fotossíntese, além de ser componente estrutural dos ácidos nucleicos de genes e cromossomos, assim como de muitas coenzimas, fosfoproteínas e fosfolipídeos (GRANT et al., 2001). Com isso, faz-se necessário lançar mão da adubação dos solos sob cultivos comerciais, principalmente através da aplicação de fontes solúveis de P, visando a correta nutrição das plantas e a obtenção de produtividades satisfatórias, uma vez que os teores naturais em solos, normalmente, são menores que o nível crítico de suficiência às culturas. Contudo, se a utilização de fontes exógenas de P na agricultura for realizada sem o uso de critérios técnicos, ao longo dos anos pode se constituir em um sério problema ambiental, pois poderá ocorrer a saturação dos sítios sortivos do solo e, conseqüentemente, o predomínio de formas de P mais lábeis no solo. Isto, aliado a fatores climáticos, como precipitações intensas, potencializa o processo de transferência de P pelo escoamento superficial, ocasionando a eutrofização em águas superficiais, ou por percolação, especialmente em solos arenosos, contaminando águas que se tornam impróprias ao consumo humano e animal. Por causa de tudo isso, torna-se necessário compreender a origem e a dinâmica do Cu, Zn e P em solos de vinhedos.

2. Dinâmica do Cu e Zn em solos

2.1 Origem do Cu e Zn em solos de vinhedos

Os metais pesados Cu e Zn são naturalmente encontrados em baixos teores disponíveis na maioria dos solos, contudo, geralmente são teores suficientes para

atender as demandas da maioria das culturas de interesse comercial. O teor de Cu pode variar de $2,0 \text{ mg kg}^{-1}$ em solos derivados de granito a 150 mg kg^{-1} em solos basálticos. Já o Zn pode variar de 15 mg kg^{-1} em solos derivados de granitos a 90 mg kg^{-1} em solos derivados de riodácito (HUGEN et al., 2013).

Os solos agrícolas, especialmente aqueles utilizados na atividade frutícola, podem apresentar incremento nos teores de Cu e Zn devido à adoção de práticas de manejo, como a adubação e as aplicações de fungicidas foliares para o controle de doenças fúngicas. A respeito desta última prática, os principais fungicidas utilizados na viticultura desenvolvida no Sul do Brasil, há décadas, são a calda bordalesa [$\text{Ca(OH)}_2 + \text{CuSO}_4$] e o oxicleto de Cu [$\text{CuCl}_2 \cdot 3\text{Cu(OH)}_2$], que contêm em suas composições grandes quantidades de Cu. Por causa disso, com maior intensidade nos últimos anos, tem sido relatado que o acúmulo deste elemento em solos de vinhedos pode causar sintomas de toxidez às videiras e às plantas que coabitam os vinhedos (MIOTTO et al., 2014; GIOTTO et al., 2014).

Como forma de reduzir a quantidade de Cu adicionada aos vinhedos, alguns produtores passaram a utilizar fungicidas à base de Zn, como os que possuem como princípio ativo o Mancozeb [$\text{C}_4\text{H}_6\text{N}_2\text{S}_4\text{Mn} + \text{C}_4\text{H}_6\text{N}_2\text{S}_4\text{Zn}$], em detrimento dos fungicidas cúpricos. Isto tem resultado na ocorrência de altos teores de ambos os elementos, Cu e Zn, em solos de vinhedos, como já foi reportado por alguns pesquisadores da Região Sul do Brasil (BRUNETTO et al., 2014a; TIECHER et al., 2016a; 2016b). Cabe ressaltar que na composição da calda bordalesa também são encontrados outros metais pesados, dentre eles o Zn, o que também contribui para o aumento do teor deste elemento no solo.

O aumento dos teores de Cu e Zn em solos de vinhedos no Sul do Brasil tende a ocorrer rapidamente, pois ambos são aplicados via fungicidas e depositados sobre as superfícies dos órgãos das videiras. Com a incidência das precipitações, estes elementos são carregados até a superfície do solo onde podem acumular em diversas formas, desde mais disponíveis às plantas até formas mais estáveis, como será discutido na sequência do presente capítulo. A deposição sobre o solo das folhas, pela senescência, ou de ramos, pela poda das videiras, também pode carregar consigo e depositar no solo o Cu e Zn aderidos a esses órgãos pelas aplicações de fungicidas. Além disso, durante as aplicações dos fungicidas pode ocorrer a deriva destes elementos e o conseqüente depósito de Cu e Zn diretamente sobre o solo, acentuando os problemas ambientais advindos dessa prática amplamente difundida e adotada por viticultores em todo o mundo.

Outro fator que pode contribuir para a elevação dos teores de Cu e Zn em solos, como aqueles de vinhedos, é a utilização sequencial de resíduos orgânicos, como composto orgânico e dejetos de animais. Em composto orgânico, como aqueles produzidos a partir do uso de resíduos derivados da indústria de vitivinícola, isso acontece porque parte do Cu e do Zn aplicados via fungicidas permanecem aderidos aos cachos (bagas e ráquis), durante a vinificação e, posteriormente, durante a compostagem. Os dejetos geralmente possuem Cu e Zn na sua composição porque são derivados da dieta dos animais, visto que uma pequena proporção do que é fornecido via ração é absorvido pelo organismo deles.

A grande amplitude diagnosticada nos teores destes elementos está relacionada às características físico-químicas dos solos, a intensidade dos processos de transferências por erosão ou lixiviação e, principalmente, com a quantidade e intensidade de aplicação. Este último fator é relacionado principalmente com a precipitação média da região de cultivo, a qual influencia na incidência e severidade das doenças. Como as regiões produtoras do Sul do Brasil recebem elevado volume

de precipitações anualmente, as aplicações de fungicidas são frequentes e, conseqüentemente, os teores de Cu e Zn acumulados no solo são muito maiores do que os encontrados em outras tradicionais regiões produtoras de uvas no mundo, embora muitas vezes o tempo de cultivo seja o mesmo, ou até menor. Por isso, o tempo de cultivo dos vinhedos nem sempre apresenta boa correlação com os teores de Cu e Zn em solos.

Em solos de vinhedos de vários países do mundo com tradição na produção de uvas são relatados aumento nos teores de metais pesados, principalmente de Cu, a exemplo da Europa, onde foram diagnosticados teores totais de Cu variando entre 20 a 600 mg kg⁻¹ em solos de vinhedos da França e Espanha (ARIAS et al., 2004; BRUN et al., 1998; FLORES-VELES et al., 1996; NÓVOA-MUÑOZ et al., 2007). Os estudos de contaminação de solos com metais pesados em vinhedos no Brasil se concentram na região Sul do País, onde está localizada a maior parte da produção vitivinícola nacional. Os teores de Cu diagnosticados nas principais regiões vitiviníferas dos estados do RS e SC variaram de 4,7 a 3.216 mg kg⁻¹ (MIRLEAN et al., 2007; BRUNETTO et al., 2014a; 2014b; GIROTTO et al., 2014; MIOTTO et al., 2014; COUTO et al., 2015), sendo os maiores teores observados na região da Serra Gaúcha, tradicional região produtora de uvas do país. Embora exista grande variação dos teores entre as diferentes regiões, os estudos demonstram incremento nos teores de Cu com o aumento da idade dos vinhedos, em relação à condição anterior a implantação, floresta ou pastagem natural.

2.2 Redistribuição das formas de Cu e Zn em solos

No Brasil a viticultura tem pouco mais de um século e os estudos de acúmulo de Cu e Zn são escassos. Ainda assim, estes estudos apontam para uma grande amplitude de teores totais destes elementos, o que ocorre por diferenças entre os solos e, principalmente, pela quantidade de Cu e Zn aplicados.

No solo o Cu e o Zn são retidos por ligações físico-químicas, sendo a sua labilidade dependente do tipo de ligante. Geralmente o acúmulo de metais pesados ocorre principalmente nas camadas superficiais do solo, através de reações de sorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução com constituintes orgânicos e inorgânicos do solo (SPOSITO, 1989). A capacidade de acúmulo e a disponibilidade do Cu e do Zn depende das características intrínsecas e das ligações físico-químicas com o solo, especialmente do conteúdo de minerais, óxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn, carbonatos e matéria orgânica do solo, do valor de pH do solo, da capacidade de troca de cátions (CTC) e da composição da matéria orgânica do solo (BRADL, 2004; NOGUEIROL et al., 2010).

O Cu e o Zn adicionados antropicamente redistribuem-se nas formas pré-existentes no solo, sendo adsorvidos primeiramente nos sítios de ligação mais ávidos e, em seguida, os íons remanescentes são redistribuídos em frações que são retidas com menor energia. Conseqüentemente, isto aumenta a disponibilidade destes elementos às plantas, a qual é caracterizada pela forma solúvel e trocável dos solos.

Desta forma, a concentração total de Cu e Zn no solo não pode ser considerada como um bom indicador de seu potencial de biodisponibilidade, já que existe uma baixa correlação entre o teor biodisponível e o teor total do solo, pois esses metais pesados podem estar em formas não reativas. Assim, a determinação das formas desses elementos através de fracionamento químico pode ajudar a compreender o comportamento e o destino destes elementos no ambiente. Com isso, é possível separar a quantidade total do elemento nos solos em formas biodisponíveis (solúvel

em água e trocável), potencialmente biodisponíveis (ligadas aos argilominerais, óxidos, carbonatos e matéria orgânica do solo) e residual (estrutura dos minerais) (TESSIER et al., 1979).

Provavelmente, uma das melhores formas de avaliar a biodisponibilidade de Cu e Zn em solos é através do seu cultivo com espécies de plantas, avaliando-se as respostas (CHAIGNON et al., 2009). Contudo, trata-se de um processo oneroso, onde torna-se difícil estabelecer uma rotina para a sua execução. Desta forma, o uso de extratores químicos é o mais utilizado para a avaliação da biodisponibilidade de Cu e Zn às plantas, podendo ser avaliada através de extratores simples. Dentre estes extratores destacam-se os ácidos diluídos, como o Mehlich 1 e o HCl 0,1 mol L⁻¹, que são extratores utilizados pela Rede Oficial de Laboratórios de Análises de Solos (ROLAS) e adotado pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2004).

Além destes extratores, também são utilizadas soluções salinas (CaCl₂, MgCl₂, NH₄OAc) e agentes quelantes (DTPA, EDTA) ou a mistura destes (SCHRAMEL et al., 2000). Atualmente, nos estudos desenvolvidos com solos de vinhedos do Sul do Brasil, tem sido bastante difundida a utilização do EDTA como extrator de Cu e Zn do solo, com uma boa correlação entre os teores extraídos e as respostas bioquímicas e fisiológicas das plantas cultivadas nestes solos (GIROTTO et al., 2014; MIOTTO et al., 2014; TIECHER et al., 2016a). Contudo, assim como a maioria das metodologias, provavelmente para alguns solos e espécies de plantas, este método possa apresentar limitada capacidade de predição de teores tóxicos de Cu e Zn às plantas.

2.3 Acúmulo de Cu e Zn em solos de vinhedos

O acúmulo de Cu e Zn no solo depende da interação competitiva dos mesmos pelos sítios de adsorção, bem como pelas demais espécies químicas presentes no meio (PÉREZ-NOVO et al., 2009; 2011a). Por isso, a cinética de sorção desses metais pesados quando adicionados simultaneamente no solo é diferente do observado quando apenas um deles é depositado no solo (ARIAS et al., 2006).

O Cu possui uma alta afinidade com grupos carboxílicos e fenólicos da matéria orgânica do solo (CROUÉ et al., 2003). Isto favorece o acúmulo do metal pesado em camadas superficiais, onde são observados os maiores teores complexados na matéria orgânica do solo, como observado por Brunetto et al. (2014a; 2014b), em solos de vinhedos com idades de cultivo diferentes, nos estados do RS e SC. Estes autores observaram alta porcentagem do elemento complexado à matéria orgânica do solo, mesmo em solos arenosos da Campanha Gaúcha. Estes resultados mostram a importância da manutenção dos teores de matéria orgânica em solos de vinhedos, com o intuito de aumentar a capacidade do solo em acumular Cu e reduzir o risco de toxidez às plantas. Por outro lado, neste estudo foi observado que o Zn tende a ser adsorvido predominantemente em grupos funcionais da forma mineral, como em óxidos de Fe e nas arestas de argilominerais filossilicatos (PÉREZ-NOVO et al., 2011a).

Em estudo semelhante, onde foram avaliadas as formas de Cu e Zn em um Nitossolo Háptico de floresta não antropizada e em um vinhedo instalado há 95 anos, Couto et al. (2015) observaram que a aplicação de fungicidas ocasionou a saturação dos grupos funcionais da matéria orgânica do solo com Cu, o que incrementou o conteúdo deste elemento ligado aos argilominerais, nas formas trocável e solúvel. Já o conteúdo de Zn foi incrementado no solo de vinhedo em

relação ao solo de floresta, nas formas mineral e orgânica, somente na camada superficial (0-0,10 m), provavelmente por causa da menor adição deste elemento ao longo dos anos.

O comportamento de sorção diferenciado do Cu e do Zn fica evidente ao se comparar as curvas de adsorção destes elementos quando foram adicionados de forma individual ou conjuntamente, num estudo com solo oriundo de um vinhedo da Campanha Gaúcha com mais de 30 anos de cultivo (Figura 1).

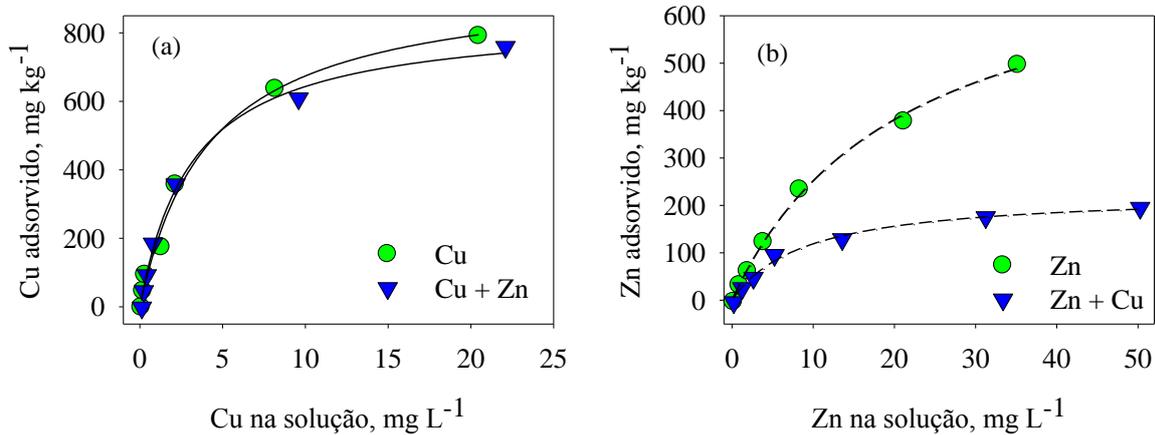


Figura 1 - Isotermas de adsorção de Cu (a) e Zn (b) obtidas através da utilização de solução contendo apenas Cu, apenas Zn e solução mista com adição de Cu e Zn juntos, em um solo de vinhedo contaminado com Cu.

Fonte: Adaptado de Tiecher et al. (2016b).

Quando o Cu e o Zn foram adicionados simultaneamente na solução (Figura 1a, 1b) foi observada uma drástica redução na concentração do Zn adsorvido ao solo (aproximadamente 71%), o que ocorre, provavelmente, porque o Cu é complexado preferencialmente pela matéria orgânica do solo, comparativamente ao Zn. Como o Cu apresenta alta reatividade com os grupos funcionais da matéria orgânica do solo, principalmente os grupos carboxílicos e fenólicos, além dos radicais que contêm S e N, isso resulta em alta energia de ligação e baixa dessortividade do Cu (BRUNETTO et al., 2014a), favorecendo a manutenção do Zn na solução. Segundo os autores, outro fator que também pode ter contribuído para a alta capacidade de adsorção de Cu e Zn no solo deste estudo é o alto teor de P disponível no solo, derivado do vinhedo (31,4 mg P kg⁻¹), fato que será discutido na sequência deste capítulo. O incremento dos teores de Cu e Zn em formas disponíveis no solo aumenta consideravelmente o risco de toxidez às plantas de videiras e de cobertura de solo, que co-habitam os vinhedos.

3 Dinâmica do P em solos

3.1 Redistribuição das formas de P em solos

O P no solo é originário principalmente a partir de minerais primários como a apatita, a qual é proveniente do material de origem. Com o intemperismo das rochas ocorre a mineralização desse P, sendo então liberado para a solução do solo (Figura 2) (WALKER; SYERS, 1976). Após o P estar na solução do solo, ele pode ser absorvido pelas plantas ou adsorvido aos coloides do solo com diferentes graus de

energia. Assim, com a evolução do solo, diminui os teores de P presente no mineral primário e aumenta os teores de P adsorvido nos minerais secundários, como os oxihidróxidos de Fe e Al (WALKER; SYERS, 1976; CROSS; SCHLESINGER, 1995), visto que as reações do P solúvel com os íons de Al e Fe são os principais responsáveis pela retenção de P em solos ácidos (CHIEN et al., 2014; ERIKSSON et al., 2015).

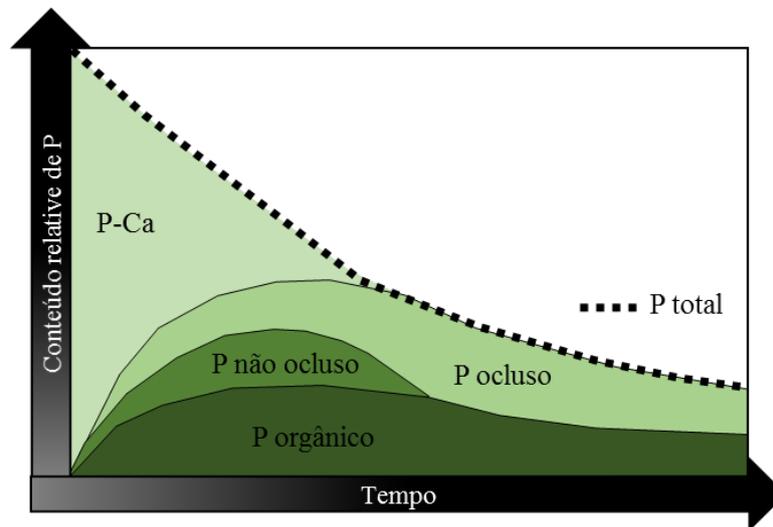


Figura 2 - Mudanças nas formas e quantidades de P do solo com o tempo. Fonte: Adaptado de Walker e Syers (1976).

Geralmente os solos brasileiros apresentam naturalmente baixos teores de P nos minerais primários, devido ao estágio intermediário/avançado de intemperismo aliados a baixos teores de P disponível (BOITT, 2014). Assim, a maior parte do P em solos intemperizados está adsorvida ao solo, com diferentes graus de energia, e apenas uma pequena parte permanece disponível, contribuindo à nutrição das plantas (GAMA-RODRIGUES et al., 2014). Como a energia de adsorção do P com o solo é elevada, o P orgânico (Po) tende a apresentar significativa contribuição na nutrição das plantas (Figura 1) (BECK; SANCHEZ, 1994; CROSS; SCHLESINGER, 1995; TIESSEN et al., 1984), principalmente em áreas com espécies menos exigentes como as espécies florestais ou mesmo as frutíferas, entre elas, a videira.

Assim, com o desenvolvimento do solo, ocorre o acúmulo de Po no solo até atingir o equilíbrio entre a taxa de adição pelas plantas e células microbianas do solo e a taxa de mineralização do Po. Por isso, esses teores de Po podem variar de acordo com fatores como localização, manejo da adubação fosfatada e tipo de solo (NASH et al., 2014), podendo estar em compartimentos mais lábeis, formados por compostos com maior facilidade de degradação, assim como compartimentos mais estáveis de Po que podem abastecer a solução do solo com menor intensidade (CROSS; SCHLESSINGER, 1995).

Uma das maneiras de avaliar a distribuição das formas de P no solo é através dos fracionamentos químicos de P, utilizando extratores sequenciais. Dentre eles, o mais conhecido é o descrito por Hedley et al. (1982), que determina formas de P inorgânico (Pi) e Po com diferentes graus de energia (CROSS; SCHLESSINGER, 1995). Alguns estudos têm sido realizados para avaliar a distribuição das formas de P do solo em solos nativos (BOITT, 2014), cultivados com espécies anuais

(CIAMPITTI et al., 2011) e com frutíferas, como a videira (BRUNETTO et al., 2013; SCHMITT et al., 2013a; 2013b; 2014).

A redistribuição das formas de P pode ocorrer principalmente de duas formas. A primeira ocorre em locais onde a aplicação de fertilizantes fosfatados é menor do que a exportação de P, onde ocorrerá uma diminuição dos estoques de P ao longo do tempo, tanto das formas inorgânicas como das formas orgânicas (BECK; SANCHEZ, 1994). Assim, a contribuição das formas orgânicas ganha importância em solos intemperizados e com baixa taxa de adição (BECK; SANCHEZ, 1994). A segunda é em solos em que as aplicações de P ocorrem acima da capacidade de absorção das plantas, onde há um incremento das formas de P, inicialmente nas formas inorgânicas e, posteriormente, tanto nas formas inorgânicas como orgânicas (SCHMITT et al., 2013a; 2013b; 2014). Nesses locais onde as aplicações de P são acima da capacidade de absorção pelas plantas, o P_i é a fração de P que mais contribui na nutrição das plantas, tanto em solos pouco, como altamente intemperizados (GUO; YOST, 1998; GUO et al., 2000).

Esses incrementos geralmente ocorrem em todas as formas, mas de acordo com o tamanho do compartimento que está sendo analisado. Assim, em solos argilosos ocorre um grande incremento de P na forma associada com os oxihidróxidos de Fe e Al (GAMA-RODRIGUES et al., 2014). Em alguns casos, onde as aplicações de P são elevadas, o rendimento de P aumenta pouco em relação à quantidade de P aplicado, aumentando o potencial de perda de P para ambientes aquáticos (GATIBONI et al., 2015; WANG et al., 2015).

3.2 Acúmulo de P em solos de vinhedos

O acúmulo de P no solo está associado principalmente a aplicações de fertilizantes orgânicos e minerais. Naturalmente a camada superficial do solo apresenta maiores teores de P, devido à ciclagem de nutrientes, ou seja, a absorção de P de camadas mais profundas e seu acúmulo no tecido vegetal e através da senescência ou queda de folhas/galhos ou senescência da planta e disposição na superfície do solo acaba causando um gradiente de P ao longo do perfil. Esses teores naturais de P na camada superficial em solos intemperizados, como os do Sul do Brasil são abaixo do adequado para o desenvolvimento da maioria das espécies cultivadas.

Muitos estudos têm mostrado acúmulo de P no solo tanto com cultivo de plantas anuais (CIAMPITTI, et al., 2011) como com plantas perenes, especialmente as frutíferas, entre elas, a videira (BRUNETTO et al., 2013; SCHMITT et al., 2013a; 2013b; 2014; WANG et al., 2015). Esses acúmulos tem se pronunciado no solo principalmente pelas frequentes adubações realizadas desde o plantio até as adubações ao longo do período de produção. Aliado a isso, em muitos casos, os produtores não têm realizado o monitoramento dos teores de nutrientes disponíveis no solo e no tecido, para avaliar a quantidade adequada de nutrientes a serem fornecidos via fertilizantes.

No Brasil, os estudos também têm verificado o acúmulo de P em vinhedos, especialmente no Sul do Brasil (BRUNETTO et al., 2013; SCHMITT et al., 2013a; 2013b; 2014), mas também em outras regiões de cultivo no Brasil, como o Sudeste (CARVALHO et al., 2003) e na região do Vale do São Francisco (COSTA, 2009). Esses acúmulos geralmente são acima dos teores originais dos solos, chegando a causar acúmulo em torno de 150 vezes o teor original do solo, inclusive em camadas de 20-40 cm de profundidade (COSTA, 2009). Esses maiores teores de P no solo podem causar perdas de P para ambientes aquáticos, tanto por lixiviação como por

escoamento superficial, principalmente em solos com textura arenosa (GATIBONI et al., 2015).

No Sul do Brasil, os estudos que têm verificado acúmulo de P no solo têm sido realizados com a técnica do fracionamento químico de P. Em boa parte deles, foram detectados acúmulos em todas as formas de P, tanto as lábeis como as recalcitrantes, mas principalmente nas formas de Pi lábil. Isso pode causar problemas ambientais visto que a maioria dos estudos são realizados em solos com textura variando de franco arenosa a arenosa (BRUNETTO et al., 2013; SCHMITT et al., 2013a; 2013b).

Esses maiores teores de P nas diversas frações, aumentarão a quantidade de P presente na solução do solo, mas não necessariamente aumentarão a produtividade de uva, pois os teores no solo estão acima do nível crítico de P para a videira. Aliado a isso, a videira não é muito exigente em adubação fosfatada, necessitando a correção inicial do solo e a manutenção do P no nível adequado (teor crítico) (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2004). O teor crítico é o limite inferior da faixa “alto”, em que normalmente obtêm-se rendimentos próximos à máxima eficiência econômica das culturas. Já os teores na faixa “muito alto” podem, eventualmente, ser excessivos e restringir o rendimento das culturas. O nível adequado corresponde à faixa “alto” que é o objetivo do sistema de recomendação de fertilizantes (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2004).

Além disso, a exportação de P pelos cachos é pequena, variando de cerca de 1,0 a 3,2 kg ha⁻¹, dependendo da produtividade (SCHALLER, 2000; SCHREINER et al., 2006; TECCHIO et al., 2011; ARROBAS et al., 2014). Por isso, em solos com os teores de P abaixo do adequado, a recomendação é corrigir o solo com adubação fosfatada até o nível adequado e, em seguida, manter o teor de P, baseando a recomendação de fertilizantes em análise do teor de P no tecido e o teor de P no solo, aplicando fertilizantes conforme a expectativa de rendimento e exportação de P pelo cacho.

Cabe ressaltar que grande parte do P presente nos ramos e folhas, assim como o P presente nas plantas de cobertura nas entrelinhas do vinhedo retornam ao solo após a poda/senescência e assim podem contribuir na nutrição da videira. Esse retorno de nutrientes ao solo pelas plantas de cobertura e ramos pode ser suficiente para a nutrição das plantas, visto que somente pelas folhas, cerca de 3,8 kg de P retornam ao solo (SCHREINER, 2005) e cerca de 1,5 kg de P retorna pela poda de ramos (TECCHIO et al., 2011).

Outro aspecto importante na nutrição das videiras é o período após a colheita, que é o momento que a videira reabastece as reservas de N, P e K nos órgãos de reserva como no caule e raízes, pois a videira pode realocar entre 20 a 50% da necessidade do P desses tecidos (SCHREINER et al., 2006). Além disso, outros fatores como sistema radicular robusto e associação com fungos micorrízicos podem contribuir significativamente na nutrição de P. Em trabalho realizado por Schreiner (2005), por exemplo, foi observado que na camada de até 50 cm de profundidade, a maioria das raízes finas foi inoculada com fungos micorrízicos arbusculares. Já nas camadas mais profundas, existe o predomínio de raízes lenhosas que têm como objetivo principal a absorção de água.

O somatório de todos estes fatores que interferem na nutrição das plantas de videiras reforça o cuidado que os viticultores precisam ter para o adequado crescimento e desenvolvimento da videira, principalmente quanto à racionalidade do uso de fertilizantes fosfatados. Isto porque, na maioria dos estudos realizados, as

aplicações de fertilizantes estão acima do recomendado, trazendo prejuízos para os viticultores e potencializando a transferência de P para os ambientes aquáticos.

4 Interação P-Cu-Zn

Como visto na primeira parte desse capítulo, no Sul do Brasil as videiras geralmente são submetidas a aplicações foliares de fungicidas que contêm Cu e Zn. Devido à alta pluviosidade da região, as aplicações de fungicidas são elevadas e frequentes, o que acaba causando acúmulo desses metais pesados no solo em diversas formas (BRUNETTO et al., 2014b).

Tanto o Cu quanto o Zn são adsorvidos com alta energia pelo solo, formando complexos de esfera interna (CEI) sem moléculas de água interpondo a superfície do colóide e o metal (Figura 3). Nesse caso, o metal perde a água de hidratação e liga-se diretamente ao grupo funcional. Os CEI envolvem a combinação de ligações covalentes e iônicas, denominada de quimiossorção ou adsorção específica. O Zn é preferencialmente adsorvido pela forma mineral, enquanto que o Cu é adsorvido preferencialmente pela forma orgânica.

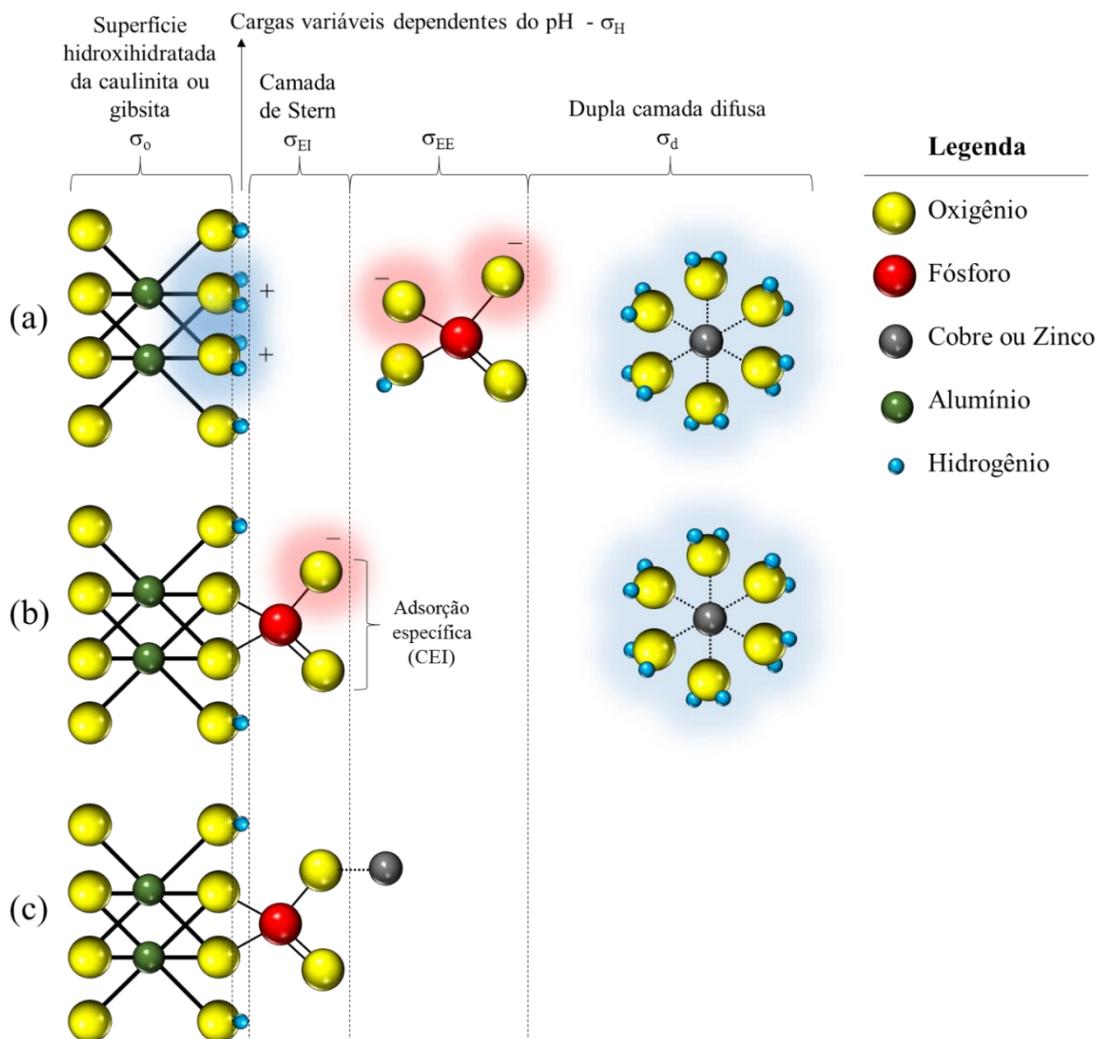


Figura 3 - Representação gráfica das cargas da superfície hidroxihidratada da caulinita ou gibsitina (a) com a adsorção específica do fosfato formando complexo de esfera interna (CEI) com a superfície do colóide tornando a superfície mais negativa (b) e posterior adsorção de Zn ou Cu (c). Ilustração: Tales Tiecher.

Como visto anteriormente, existe uma relação de competição na cinética de sorção/dessorção desses metais pesados. Mas a adsorção de Cu e Zn pode afetar também a adsorção de P, e vice-versa. Além da alta especificidade entre o grupo funcional e o metal e a tendência à irreversibilidade, como resultado da adsorção de metais catiônicos (ex: Cu^{2+} e Zn^{2+}) existe a liberação de íons H^+ (ex: diminuição do pH) e a superfície do colóide torna-se mais positiva, implicando em aumento na capacidade de adsorção de P. O P por sua vez, também é adsorvido por CEI no solo, mas essa reação é denominada de troca de ligantes, devido ao deslocamento de OH^- ou H_2O coordenada na superfície do colóide pelo ânion fosfato (Figura 3b). Como resultado, em solos ácidos, ricos em óxidos, existe aumento do pH e a superfície do colóide se torna mais negativa, o que favorece a adsorção de metais catiônicos como o Cu e o Zn (PÉREZ-NOVO et al., 2009; 2011a; 2011b; 2011c). Além disso, a adição de fosfato aumenta a adsorção de Cu em solos ácidos, principalmente devido a um aumento de pH que pode favorecer a formação, na solução, de espécies prontamente-sorvidas de Cu-P (CuHPO_4), que possuem maior afinidade pela superfície adsorvente do que o Cu sozinho (PÉREZ-NOVO et al., 2009).

Da mesma forma que acontece com o Cu, a adição simultânea de P e Zn aumenta significativamente a adsorção de Zn em relação à ausência de P (Figura 4) (PÉREZ-NOVO et al., 2011b). Por outro lado, na presença de P, tanto o Cu quanto o Zn podem agir como elementos de ligação entre o P e matéria orgânica do solo, aumentando a adsorção de P (Figura 5) (PÉREZ-NOVO et al., 2011a; 2011b; 2011c). Contudo, a proporção de Zn dessorvido, após adsorção na presença de P é significativamente menor do que na ausência de P, indicando que o Zn se liga mais fortemente aos colóides na presença de P do que na sua ausência (Figura 4) (PÉREZ-NOVO et al., 2011b).

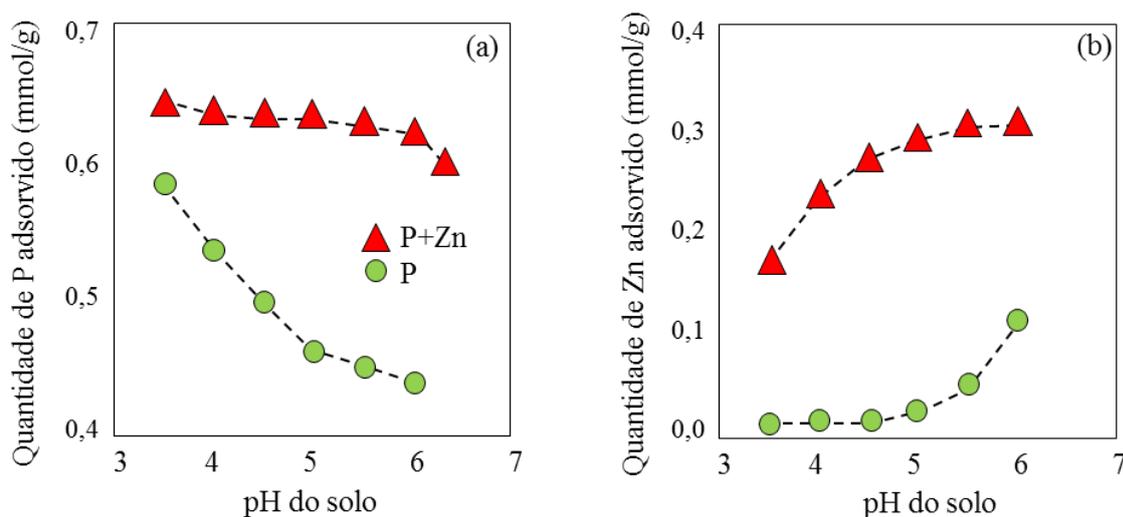


Figura 4 - Efeito do pH na adsorção de P e Zn pela ferrihidrita sozinhos ou combinados.

Fonte: Adaptado de Liu et al. (2015).

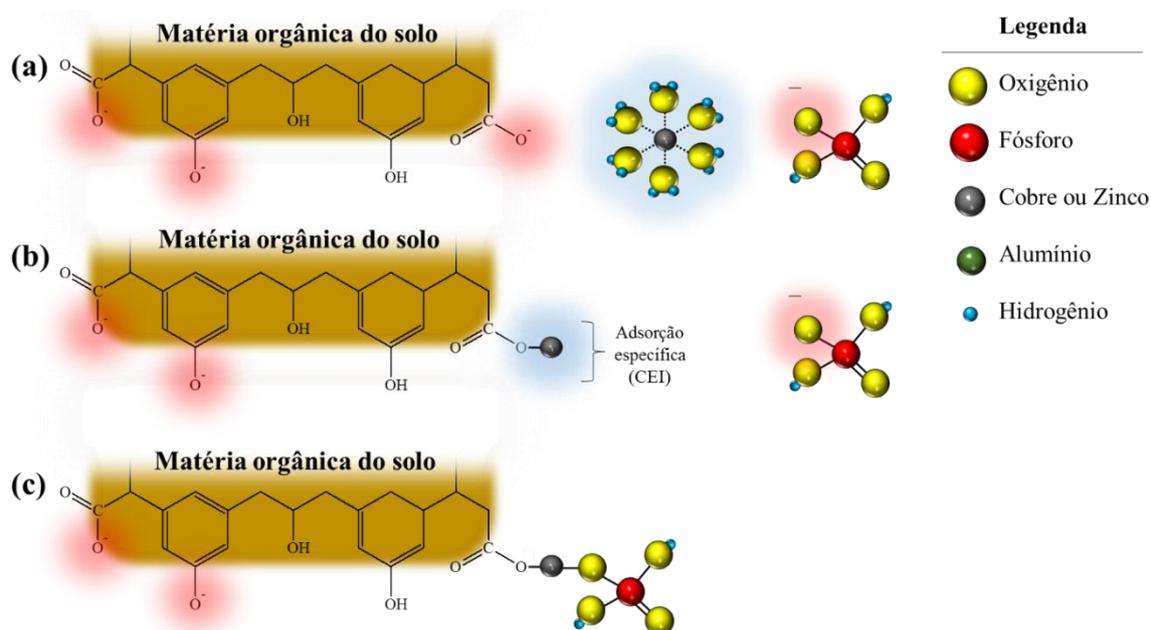


Figura 5 - Representação gráfica das cargas da matéria orgânica (a) com a adsorção específica de Cu ou Zn formando complexo de esfera interna (CEI) com a superfície do colóide tornando a superfície mais positiva (b) e posterior adsorção do fosfato (c).

Ilustração: Tales Tiecher.

Em locais com aplicação elevada de P e teores adequados de Cu e Zn no solo, os elevados teores de P podem ocasionar distúrbios no solo aumentando a adsorção de Zn (PÉREZ-NOVO et al., 2011b), diminuindo a absorção de Cu e Zn pelas plantas (TENG; TIMMER, 1990), possivelmente pela interação Zn-P na superfície dos oxihidróxidos de Fe e Al (Figura 3c) (PÉREZ-NOVO et al., 2011b).

Geralmente, os solos de vinhedos do Sul do Brasil apresentam teores elevados de P (BRUNETTO et al., 2013; SCHMITT et al., 2013a; 2013b) associado a teores elevados de Cu e Zn (BRUNETTO et al., 2014b). Isso pode causar distúrbios fisiológicos nas plantas, como diminuição do crescimento das raízes e da parte aérea, como mostrado em estudo com cultivo de milho em solo oriundo de vinhedo com elevados teores de Cu e Zn (TIECHER et al., 2016a). Essa diminuição na quantidade de raízes pode afetar a absorção de água e nutrientes, dentre eles o P. Azeez et al. (2015) avaliaram o efeito da aplicação de doses de Cu na absorção de nutrientes em solo ácido e verificaram que com dose de 50 mg kg^{-1} de Cu as plantas absorveram 2,91 e 2500 vezes menos P e Zn respectivamente em relação ao solo sem aplicação de Cu. Além disso, os elevados teores de Cu e Zn nesses solos de vinhedos também podem afetar a inoculação com fungos micorrízicos arbusculares. Por isso, para o adequado crescimento das plantas de videiras é necessário o fornecimento de nutrientes de forma balanceada, evitando as perdas de nutrientes e os distúrbios nutricionais.

5 Considerações finais

O incremento nos teores de Cu e Zn, bem como de P, tem sido diagnosticado nos últimos anos em solos de vinhedos na região Sul do Brasil. Estes dois metais pesados são derivados, especialmente, do grande número de aplicações de fungicidas foliares realizados a cada ciclo da cultura para o controle preventivo de

doenças em videiras em produção. Estas aplicações se fazem necessárias em virtude do clima subtropical, predominante na região Sul do Brasil, que propicia elevados volumes de precipitações pluviométricas ao longo de todo o ano e ao grande número de doenças que podem se instalar em um vinhedo durante o período vegetativo das videiras.

Por outro lado, o teor de P nos solos brasileiros é naturalmente abaixo das exigências da grande maioria das culturas de interesse comercial e, no caso específico, abaixo das exigências das videiras. Desta forma, os teores de P nos solos de vinhedo têm sido incrementados através de recomendações de fertilizantes, muitas vezes feitas sem levar em consideração as recomendações técnicas existentes. Devido a isso, tem sido constatado em alguns casos incrementos nos teores de P da camada diagnóstica, alcançando inclusive camadas mais profundas, o que demonstra a saturação dos sítios sortivos da camada superficial do solo.

No solo, existe uma interação entre a dinâmica de adsorção do P nos colóides do solo e a adsorção de Cu e Zn, sendo que o aumento da adsorção de P contribui para o incremento na adsorção de Cu e Zn, bem como a adsorção destes metais contribui para o aumento da adsorção de P. Contudo, diversos estudos têm demonstrado que o acúmulo de P, Cu e Zn em solos de vinhedos têm aumentado as suas formas mais lábeis, de maior disponibilidade às plantas, o que pode, no caso dos dois últimos, potencializar a toxidez às videiras, especialmente àquelas plantas jovens, transplantadas para solos de vinhedos antigos erradicados. No caso do P, como é um elemento demandado em baixas quantidades pelas videiras, as adubações frequentes e em quantidades elevadas podem inclusive ocasionar o desbalanço nutricional das plantas, reduzindo a produtividade da cultura.

Além disso, o aumento dos teores de P, Cu e Zn em formas mais lábeis possibilita que estes elementos sejam mais facilmente transferidos no perfil dos solos, especialmente naqueles arenosos, que é o caso dos solos de vinhedos da região da Campanha Gaúcha, potencializando a contaminação de águas subsuperficiais. Por outro lado, também podem ser transferidos por escoamento na superfície do solo, como nos vinhedos da Região da Serra Gaúcha, onde o relevo é declivoso e os solos possuem teores de argila maiores, contaminando águas superficiais adjacentes aos vinhedos. Assim, fica evidente que se as boas práticas agrônômicas, como a recomendação de adubação a partir de análises de solo e tecidos, bem como a rotação de princípios ativos e adoção de níveis de dano para o controle fitossanitário a partir de fungicidas, não forem adotadas ao longo dos ciclos produtivos da videira, o risco de contaminação ambiental oriundo da atividade vitícola pode ser aumentado substancialmente.

6 Referências bibliográficas

ARIAS, M.; LÓPEZ, E.; FERNÁNDEZ, D.; SOTO, B. Copper distribution and dynamics in acid vineyard soils treated with copper-based fungicides. **Soil Science**, v. 169, n. 11, p. 796–805, 2004.

ARIAS, M.; PÉREZ-NOVO, C.; LÓPEZ, E.; SOTO, B. Competitive adsorption and desorption of copper and zinc in acid soils. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 133, n. 3-4, p. 151–159, Aug. 2006.

ARROBAS, M.; FERREIRA, I. Q.; FREITAS, S.; VERDIAL, J.; RODRIGUES, A. Guidelines for fertilizer use in vineyards based on nutrient content of grapevine parts. **Scientia Horticulturae**, v. 172, n. 9, p. 191–198, 2014.

AZEEZ, M. O.; ADESANWO, O. O.; ADEPETU, J. A. Effect of copper(Cu) application on soil availability nutrients and uptake. **African Journal of Agricultural Research**, v. 10, n. 5, p. 359–364, Jan. 2015.

BECK, M. A.; SANCHEZ, P. A. Soil phosphorus fraction dynamics during 18 years of cultivation on a typic paleodult. *Soil Science Society of America Journal*, v. 58, n. 5, p. 1424–1431, 1994.

BOITT, G. **Mineralogia e distribuição das formas de fósforo em latossolos com diferentes graus de intemperismo**. 2014. 71 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Lages, 2014.

BRADL, H. B. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science*, v. 277, n. 1, p. 1–18, Sep. 2004.

BRUN, L. A.; MAILLET, J.; RICHARTE, J.; HERMANN, P.; REMY, J. Relationships between extractable copper, soil properties and copper uptake by wild plants in vineyard soils. **Environmental Pollution**, v. 102, n. 2–3, p. 151–161, Aug. 1998.

BRUNETTO, G.; LORENSINI, F.; CERETTA, C. A.; GATIBONI, L. C.; TRENTIN, G.; GIROTTO, E.; MIOTTO, A.; LOURENZI, C. R.; MELO, G. W. B. de. Soil phosphorus fractions in a Sandy Typic Hapludalf as affected by phosphorus fertilization and grapevine cultivation period. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 44, n. 13, p. 1937–1950, July 2013.

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

BRUNETTO, G.; SCHMITT, D. E.; COMIN, J. J.; MIOTTO, A.; MORAES, M. P. de; HEIZEN, J. Frações de cobre e zinco em solos de vinhedos no Meio Oeste de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 8, p. 805–810, 2014b.

CARVALHO, M. P.; TAKEDA, E. Y.; FREDDI, O. S. Variabilidade espacial de atributos de um solo sob videira em Vitória Brasil (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 4, p. 695–703, 2003.

CHAIGNON, V.; QUESNOIT, M.; HINSINGER, P. Copper availability and bioavailability are controlled by rhizosphere pH in rape grown in an acidic Cu-contaminated soil. **Environmental Pollution**, v. 157, n. 12, p. 3363–3369, Dec. 2009.

CHERIF, J.; MEDIOUNI, C.; BEN AMMAR, W.; JEMAL, F. Interactions of zinc and cadmium toxicity in their effects on growth and in antioxidative systems in tomato plants (*Solanum lycopersicum*). **Journal of Environmental Science**, v. 23, n. 5, , p. 837–844, 2011.

CHIEN, S. H.; EDMEADES, D.; MCBRIDE, R.; SAHRAWAT, K. L. Review of maleic-itaconic acid copolymer purported as urease inhibitor and phosphorus enhancer in soils. **Agronomy Journal**, v. 106, n. 2, p. 423–430, 2014.

CIAMPITTI, I. A. ; PICONE, L. I. ; RUBIO, G. ; GARCIA, F. O. Pathways of phosphorous fraction dynamics in field crop rotations of the pampas of Argentina. **Soil Science Society of America Journal**, v. 75, n. 3, p. 918–926, Apr. 2011.

- COSTA, W. P. L. B. da. **Alterações na fertilidade do solo e teores de metais pesados em solos cultivados com videira**. 2009. 80f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Agronomia, Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Recife, 2009.
- COUTO, R. da R.; BENEDET, L.; COMIN, J. J.; BELLI FILHO, P.; MARTINS, S. R.; GATIBONI, L. C.; RADETSKI, M.; VALOIS, C. M. de; AMBROSINI, V. G. BRUNETTO, G. Accumulation of copper and zinc fractions in vineyard soil in the mid-western region of Santa Catarina, Brazil. **Environmental Earth Science**, v. 73, n. 10, p. 6379-6386, May 2015.
- CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v. 64, n. 3-4, p. 197-214, 1995.
- 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.
- ERIKSSON, A. K.; GUSTAFSSON, J. P.; HESTERBERG, D. Phosphorus speciation of clay fractions from long-term fertility experiments in Sweden. **Geoderma**, v. 241-242, p. 68-74, Mar. 2015.
- FLORES-VELES, L. M.; DUCAROIR, A. M.; JAUNET, M. R. Study of the distribution of copper in an acid sandy vineyard soil by three different methods. **European Journal of Soil Science**, v. 47, n. 4, p. 523-532, Dec. 1996.
- GAMA-RODRIGUES, A. C.; SALES, M. V. S.; SILVA, P. S. D.; COMEFORD, N. B.; CROPPER, W. P.; GAMA-RODRIGUES, E. F.. An exploratory analysis of phosphorus transformations in tropical soils using structural equation modeling. **Biogeochemistry**, v. 118, n. 1, p. 453-469, Apr. 2014.
- GATIBONI, L. C.; SMYTH, T. J.; SCHMITT, D. E.; CASSOL, P. C.; OLIVEIRA, C. M. B. de. Soil phosphorus thresholds in evaluating risk of environmental transfer to surface waters in Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1225-1234, 2015.
- GIROTTO, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; MIOTTO, A.; TIECHER, T. L.; DE CONTI, L.; LOURENZI, C. R.; LORENSINI, F.; GUBIANI, P. I.; DA SILVA, L. S.; NICOLOSO, F. T. Copper availability assessment of Cu-contaminated vineyard soils using black oat cultivation and chemical extractants. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 12, p. 9051-9063, Dec. 2014.
- GRANT, C. A.; TOMASIEWICZ, D. J.; FLATEN, D. N.; SHEPPARD, S. C. A importância do fósforo no desenvolvimento inicial da planta. **Informações Agrônomicas**, n. 95, p. 1-5, set. 2001.
- GUO, F.; YOST, R. S. Partitioning soil phosphorus into three discrete pools of differing availability. **Soil Science**, v. 163, n. 10, p. 822-833, Oct. 1998.
- GUO, F.; Yost, R. S.; HUE, N. V.; EVENSEN, C. I.; SILVA, J. A. Changes in phosphorus fractions in soils under intensive plant growth. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, n. 5, p. 1681-1689, 2000.
- HEDLEY, M. J.; STEWART, J. W. B.; CHAUHAN, B. S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Science Society of America Journal**, v. 46, n. 5, p. 970-976, 1982.

HUGEN, C.; MIQUELLUTI, D. J.; CAMPOS, M. L.; ALMEIDA, J. A. de; FERREIRA, E. R. N. C.; POZZAN, M. Teores de Cu e Zn em perfis de solos de diferentes litologias em Santa Catarina. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, n. 6, p. 622–628, 2013.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Levantamento sistemático da produção agrícola: pesquisa mensal de previsão e acompanhamento das safras agrícolas no ano civil**. Rio de Janeiro v. 29, n. 6, p. 1–79, jun. 2016.

Disponível em: <

http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/default_publicompleta.shtm>. Acesso em: 15 ago. 2016.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRC Press, 2010. 520 p.

LIU, J.; ZHU, R.; XU, T.; XU, Y.; GE, F.; XI, Y.; ZHU, J.; HE, H. Co-adsorption of phosphate and zinc (II) on the surface of ferrihydrite. *Chemosphere*, v. 144, p. 1148–1155, Out. 2015.

MATEOS-NARANJO, E.; ANDRADES-MORENO, L.; CAMBROLLÉ, J.; PEREZ-MARTIN, A. Assessing the effect of copper on growth, copper accumulation and physiological responses of grazing species *Atriplex halimus*: Ecotoxicological implications. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 90, p. 136–142, Apr. 2013.

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, p. 593–610, Jan. 2014.

MIRLEAN, N.; ROISENBERG, A.; CHIES, J. O. Metal contamination of vineyard soils in wet subtropics (southern Brazil). *Environmental Pollution*, v. 149, n. 1, p. 10–17, Sep. 2007.

NASH, D. M.; HAYGARTH, P. M.; TURNER, B. L.; CONDRON, L. M.; MCDOWELL, R. W.; RICHARDSON, A. E.; WATKINS, M.; HEAVEN, M. W. Using organic phosphorus to sustain pasture productivity: A perspective. *Geoderma*, v. 221-222, p. 11–19, June 2014.

NOGUEIROL, R. C.; ALLEONI, L. R. F.; NACHTIGALL, G. R.; MELO, G. W. B. de. Sequential extraction and availability of copper in Cu fungicide-amended vineyard soils from Southern Brazil. *Journal of Hazardous Materials*, v. 181, n. 1-3, p. 931–937, Sep. 2010.

NÓVOA-MUÑOZ, J. C.; QUEIJEIRO, J. M.; BLANCO-WARD, D.; ALVAREZ-OLLEROS, C.; MARTINEZ-CORTIZAS, A.; GARCIA-RODEIA, E. Total copper content and its distribution in acid vineyards soils developed from granitic rocks. *The Science of the Total Environment*, v. 378, n. 1-2, p. 23–27, Feb. 2007.

PÉREZ-NOVO, C.; BERMÚDEZ-COUSO, E.; LÓPEZ-PERIAGO, E.; FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D.; ARUAS-ESTÉVES, M.. The effect of phosphate on the sorption of copper by acid soils. *Geoderma*, v. 150, n. 1-2, p. 166–170, Apr. 2009.

PÉREZ-NOVO, C.; BERMÚDEZ-COUSO, E.; LÓPEZ-PERIAGO, E.; FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D.; ARUAS-ESTÉVES, M. . Zinc adsorption in acid soils: Influence of phosphate. *Geoderma*, v. 162, N. 3-4, p. 358–364, May 2011a.

PÉREZ-NOVO, C.; FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D.; BERMÚDEZ-COUSO, E.; LÓPEZ-PERIAGO, E.; ARUAS-ESTÉVES, M. Phosphorus effect on Zn adsorption–

desorption kinetics in acid soils. **Chemosphere**, v. 83, n. 7, p. 1028–1034, May 2011b.

PÉREZ-NOVO, C.; FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D.; BERMÚDEZ-COUSO, E.; LÓPEZ-PERIAGO, E.; ARUAS-ESTÉVES, M. Influence of phosphorus on Cu sorption kinetics: stirred flow chamber experiments. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, n. 1, p. 220–226, 2011c.

PILON, M.; ABDEL-GHANY, S. E.; COHU, C. M.; GOCOLIN, K. A.; YE, H. Copper cofactor delivery in plant cells. **Current Opinion in Plant Biology**, v. 9, n. 3, p. 256–263, June 2006.

SCHALLER, K. Intensive viticulture and its environmental impacts: nitrogen as a case study. **Acta Horticulturae**, v. 512, p. 39–46, 2000.

SCHMITT, D. E.; COMIN, J. J.; GATIBONI, L. C.; TIECHER, T.; LORENSINI, F.; MELO, G. W. B. de; GIROTTO, E.; GUARDINI, R.; HEINZEN, J.; BRUNETTO, G. Phosphorus fractions in Sandy soils of vineyards in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 2, p. 472–481, 2013a.

SCHMITT, D. E.; COMIN, J. J.; CERETTA, C. A.; GATIBONI, L. C.; TIECHER, T.; LORENSINI, F.; HEINZEN, J.; AMBROSINI, V. G.; MORAES, M. P. de; BRUNETTO, G. Accumulation of phosphorus fractions and contamination potential in vineyard soils in the southern region of the state of Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 5, p. 1256–1266, Sep./Oct. 2013b.

SCHMITT, D. E. ; GATIBONI, L. C. ; GIROTTO, E. ; LORENSINI, F. ; MELO, G. W. B. de ; BRUNETTO, G. Phosphorus fractions in the vineyard soil of the Serra Gaúcha of Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 134–140, 2014.

SCHRAMMEL, O.; MICHALKE, B.; KETTRUP, A. Study of the copper distribution in contaminated soils of hop fields by single and sequential extraction procedures. **Science of the Total Environment**, v. 263, n.1–3, p. 11–22, Dec. 2000.

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.

SCHREINER, R. P.; SCAGEL, C. F.; BAHAM, J. Nutrient uptake and distribution in a mature “pinot noir” vineyard. **HortScience**, v. 41, n. 2, p. 336–345, 2006.

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.

SPOSITO, G. **The Chemistry of Soils**. 2. ed. New York: Oxford University Press, 1989. 268 p.

TECCHIO, M. A.; TEIXEIRA, L. A. J.; TERRA, M. M.; MOURA, M. F.; PAIOLI-PIRES, E. J. Extração de nutrientes pela videira “Niágara Rosada” enxertada em diferentes porta-enxertos. **Revista Brasileira de Fruticultura**, volume especial, p. 736–742, out. 2011.

TENG, Y.; TIMMER, V. R. Phosphorus-induced micronutrient disorders in hybrid poplar: I. preliminary diagnosis. **Plant and Soil**, v. 126, p. 19–29, 1990.

TESSIER, A.; CAMPBELL, P. G. C.; BISSON, M. Sequential extraction procedure for the speciation of the speciation of particulate trace metals. **Analytical Chemistry**, v. 51, n. 7, p. 844–851, June 1979.

TIECHER, T. L.; CERETTA, C. A.; FERREIRA, P. A. A.; LOURENZI, C. R.; TIECHER, T.; GIROTTO, E.; NICOLOSO, F. T.; SORIANI, H. H.; DE CONTI, L.; MIMMO, T.; CESCO, S.; BRUNETTO, G. The potential of *Zea mays* L. in remediating copper and zinc contaminated soils for grapevine production. **Geoderma**, v. 262, p. 52–61, Jan. 2016a.

TIECHER, T. L.; CERETTA, C. A.; TIECHER, T.; FERREIRA, P. A. A.; NICOLOSO, F. T.; SORIANI, H. H.; ROSSATO, L. V.; MIMMO, T.; CESCO, S.; LOURENZI, C. R.; GIACHINI, A. J.; BRUNETTO, G. Effects of zinc addition to a copper-contaminated vineyard soil on sorption of Zn by soil and plant physiological responses. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 129, p. 109–119, July 2016b.

TIESSEN, H.; STEWART, J. W. B.; COLE, C. V. Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, n. 4, p. 853–858, 1984.

WALKER, T. W.; SYERS, J. K. The fate of phosphorus during pedogenesis. **Geoderma**, v. 15, n. 1, p. 1–19, Jan. 1976.

WANG, R.; GUO, S.; LI, N.; LI, R.; ZHANG, Y.; JIANG, J.; WANG, Z.; LIU, Q.; WU, D.; SUN, Q.; DU, L.; ZHAO, M. Phosphorus accumulation and sorption in calcareous soil under long-term fertilization. **PLoS ONE**, v. 10, n. 8, p. 1–14, Aug. 2015.

Capítulo 6

Impacto do excesso de cobre e zinco no solo sobre videiras e plantas de cobertura

Vítor Gabriel Ambrosini
Hilda Hildebrand Soriani
Daniel José Rosa
Tadeu Luis Tiecher
Eduardo Giroto
Daniela Guimarães Simão
George Wellington Bastos de Melo
Jovani Zalamena
Gustavo Brunetto

Resumo - As frequentes aplicações de fungicidas com Cu ou Zn na composição em videiras têm causado o acúmulo desses metais pesados em solos de vinhedos. O Cu e Zn são micronutrientes que fazem parte de diversos compostos orgânicos e atuam em vários processos biológicos do organismo vegetal. No entanto, o excesso desses metais pesados no solo e, conseqüentemente, nos tecidos vegetais pode provocar sintomas de toxidez, como inibição da absorção de nutrientes, alteração em processos fisiológicos e bioquímicos, e danos na estrutura do sistema radicular, prejudicando o crescimento e o desenvolvimento das plantas. Em vinhedos do Sul do Brasil, os sintomas de toxidez por Cu e Zn têm sido observados em videiras jovens recém transplantadas e em plantas de cobertura do solo, como a aveia preta. A toxidez por esses metais pesados em videiras pode retardar o início do seu período produtivo, atrasando o estabelecimento das mudas no campo. Em plantas de cobertura do solo, a toxidez pode reduzir a biomassa ou mesmo causar a morte das plantas, deixando o solo descoberto e, assim, prejudicando a ciclagem de nutrientes e aumentando o potencial de erosão hídrica. Em função dessa problemática, este capítulo abordará a absorção, transporte e acúmulo de Cu e Zn em plantas, as conseqüências disso sobre os parâmetros fisiológicos, bioquímicos e sobre a estrutura do sistema radicular, com apresentação de resultados de pesquisas realizadas até o momento, especialmente no Sul do Brasil, e de perspectivas para estudos futuros.

Palavras-chave: toxidez, estado nutricional, parâmetros fisiológicos, anatomia e morfologia de raízes, vinhedo.

1 Introdução

As áreas utilizadas para o cultivo da videira na região Sul do Brasil apresentam, em geral, altos índices pluviométricos, com elevada umidade relativa do ar e altas temperaturas durante o ciclo produtivo (TONIETTO, 2007). Essas condições predisõem as videiras a várias doenças fúngicas, especialmente nas folhas e nos cachos, capazes de causar danos severos à cultura, com conseqüente perda de produtividade e de qualidade dos frutos (JERMINI et al., 2010). Com o intuito de prevenir e/ou controlar essas doenças, as videiras são submetidas a aplicações sucessivas de fungicidas, sendo muitos deles cúpricos, como a calda bordalesa $[\text{Ca}(\text{OH})_2 + \text{CuSO}_4]$, e outros com Zn na sua composição, como o Mancozeb, além

do uso de fertilizantes orgânicos que contribuem para o acúmulo desses elementos no solo (COUTO et al., 2015).

Em função da unidirecionalidade da aplicação dos fungicidas, do escoamento dos elementos químicos nas superfícies das folhas via água da chuva e da deposição de folhas senescentes ou galhos na superfície do solo, o Cu e o Zn podem se acumular em solos de vinhedos ao longo dos anos, principalmente nas camadas mais superficiais do solo, com conseqüente aumento da disponibilidade às plantas, que causará toxidez às videiras e plantas de cobertura de vinhedos (BRUNETTO et al., 2014; COUTO et al., 2015). A toxidez ocasionada nas plantas de cobertura do solo, como a aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.), também pode causar prejuízos ao cultivo das videiras, uma vez que a redução da biomassa ou, até mesmo, a morte dessas plantas deixa o solo descoberto, ocasionando a menor ciclagem de nutrientes e o aumento do potencial de erosão (SANTOS et al., 2004).

É importante ressaltar que tanto o Cu quanto o Zn são micronutrientes e, portanto, essenciais para o crescimento e desenvolvimento da planta. O Cu é um elemento que faz parte de vários compostos orgânicos, como proteínas e enzimas vitais ao metabolismo vegetal, atuando no controle da síntese de DNA e RNA, e participando de vários processos fisiológicos, como fotossíntese, respiração e metabolismo de carboidratos, lipídeos e do nitrogênio (KABATA-PENDIAS, 2010; BROADLEY et al., 2012). O Zn é um elemento requerido de forma catalítica e estrutural por muitas enzimas, como a desidrogenase alcoólica, anidrase carbônica, a superóxido dismutase, atua na síntese de proteínas, no metabolismo de carboidratos e ainda pode ser requerido para a biossíntese de clorofila (KABATA-PENDIAS, 2010; BROADLEY et al., 2012). Apesar da essencialidade, o excesso destes metais pode causar toxidez e prejudicar o desenvolvimento das plantas.

O termo estresse pode ser definido como um estado de tensão de um organismo capaz de provocar mudanças nas respostas e no comportamento em virtude de uma sobrecarga (BARCELÓ; POSCHENRIEDER, 1992) ou, ainda, como condições externas que afetam negativamente o crescimento e desenvolvimento ou a produtividade da planta (SHINOZAKI et al., 2015). Os níveis de estresse causados pela toxidez por metais pesados são dependentes da intensidade de exposição, da duração e da sensibilidade da planta ao estresse, além da combinação com outros agentes estressantes (SHINOZAKI et al., 2015). O estresse por metais pesados pode ser por deficiência (elementos essenciais) ou por toxidez (elementos essenciais e não essenciais), que ocorrem quando o teor de determinado metal pesado está abaixo ou acima da faixa ótima para a planta (Figura 1). Inicialmente, em resposta ao estresse, a planta entra na fase de alarme, que causará uma reação de redução reversível do seu crescimento, podendo entrar em fase de resistência e, assim, continuar o seu desenvolvimento. Porém, em caso de estresse muito severo, seja por grave deficiência ou toxidez, a planta pode entrar em fase de esgotamento, resultando em queda na resistência e, então, morte (BARCELÓ; POSCHENRIEDER, 1992; SHINOZAKI et al., 2015).

Fisiologicamente, o excesso de Cu e Zn provoca aumento na síntese de proteínas e enzimas envolvidas na defesa aos danos oxidativos (YANG et al., 2011), alteração no transporte de elétrons da fotossíntese e fotoinibição (CAMBROLLÉ et al., 2015). Ainda, o estresse por Cu e Zn pode danificar a estrutura das raízes (AMBROSINI et al., 2015; BOCHICCHIO et al., 2015), o que pode reduzir a absorção de água e nutrientes minerais do solo e, assim, diminuir o crescimento das plantas (TOSELLI et al., 2009; AMBROSINI et al., 2016). A deficiência de outros elementos essenciais,

como Fe ou Mg, por interferência na absorção, translocação e utilização, causa sintoma de clorose nas folhas jovens (YANG et al., 2011).

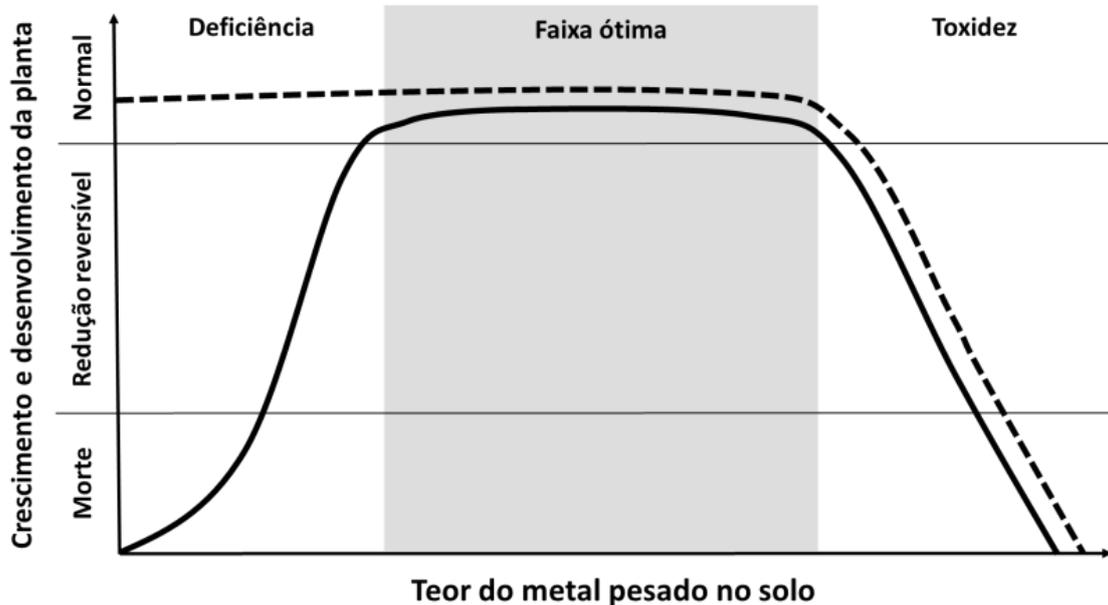


Figura 1 - Crescimento e desenvolvimento da planta em faixas de deficiência, ótima e de toxidez por metais pesados no solo. A linha tracejada corresponde à resposta a elementos não essenciais, e a linha contínua à elementos essenciais. Adaptado de Kabata-Pendias (2010).

Assim, neste capítulo serão abordados os mecanismos de absorção, transporte e acúmulo de Cu e Zn em videiras e plantas de cobertura do solo de vinhedos, além dos efeitos do excesso desses dois metais pesados no solo e nos tecidos vegetais sobre a fisiologia e bioquímica das plantas, bem como sobre a estrutura do sistema radicular.

2 Absorção, transporte e acúmulo de Cu e Zn em plantas

A absorção, a distribuição e o acúmulo de metais pesados, entre eles Cu e Zn, em plantas são realizados por meio de transportadores de membrana, que, por sua vez, são essenciais para os processos de homeostase e tolerância ou detoxificação desses metais (ARBAOUI et al., 2014). Os transportadores de metais nas plantas estão presentes na membrana plasmática das células da epiderme e do córtex das raízes, incluindo os pelos radiculares, ou mesmo em outros órgãos da planta, e também nas membranas de organelas celulares, como o vacúolo (GROTZ; GUERINOT, 2006; MARSCHNER, 2012; ARBAOUI et al., 2014). Ainda existem muitas dúvidas em relação à caracterização destes transportadores, principalmente no caso específico de Cu e Zn, mas sabe-se que existem diversas famílias de carregadores, com função e atuação diferentes, que podem ser específicas para determinados nutrientes, podendo variar de acordo com a disponibilidade do mesmo no solo e com o local de ação na planta (GROTZ; GUERINOT, 2006; ARBAOUI et al., 2014).

A absorção de Cu ocorre predominante na forma de Cu^{2+} ou Cu^+ , sendo mediada por transportadores de membranas, especialmente os da família COPT (proteína transportadora de Cu – do inglês: *copper transporter protein*) e por ATPases de

metais pesados, proteínas que atuam como transportadores de membrana (YRUELA, 2005; 2009; GROTZ; GUERINOT, 2006). Entre os transportadores da família COPT, o COPT1 é o membro que melhor a caracteriza, estando localizado na membrana plasmática e sendo responsável pela entrada de Cu na célula, do exterior para citoplasma, com alta expressão em plantas sob condições de baixa disponibilidade de Cu no solo e sendo pouco expresso quando há alta concentração deste metal (YRUELA, 2009). As ATPases de metais pesados não são exclusivos para Cu, sendo responsáveis pelo transporte de diversos metais através de membranas celulares (GROTZ; GUERINOT, 2006; YRUELA, 2009). As ATPases de metais pesados utilizam ATP para bombear íons através das membranas, enquanto os transportadores COPT1 não usam ATP para importar Cu para o citoplasma (YRUELA, 2005; 2009).

As ATPases de metais pesados são divididas em dois grupos: as que transportam cátions monovalentes, como Cu^+ e Ag^+ , e as que transportam cátions divalentes, como Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} e Co^{2+} (YRUELA, 2009). Membros da família das ATPases de metais pesados podem estar presentes em diferentes órgãos da planta, como raízes, folhas, flores, pólen e tecidos vasculares, e ter diferentes localizações na célula, como na membrana plasmática, em membranas dos tilacoides, nos cloroplastos, sendo fundamentais para a homeostase do Cu na planta (YRUELA, 2009).

O Zn é absorvido a partir da solução do solo, principalmente como Zn^{2+} , por transportadores de membranas, especialmente os da família ZIP (do inglês: *Zinc-Iron-regulated transporter Protein*), os da família CDF (facilitador da difusão de cátion – do inglês: *cation diffusion facilitator*) também conhecidas como MTP (*Metal Tolerance Protein*), e por ATPases de metais pesados (GROTZ; GUERINOT, 2006). Os membros da família ZIP também estariam relacionados com absorção de Fe (GROTZ et al., 1998; GROTZ; GUERINOT, 2006) e de Cu (GROTZ; GUERINOT, 2006; YRUELA, 2009). Os transportadores ZIP estão localizados na membrana plasmática, tanto em raízes quanto na parte aérea, sendo responsáveis pelo transporte de Zn para o citoplasma, especialmente em condições de deficiência deste metal (GROTZ; GUERINOT, 2006).

Os membros da família CDF são responsáveis pelo transporte de metais para organelas, como o vacúolo, e pelo efluxo para o meio extracelular, sendo muito importantes para evitar a toxidez por Zn (GROTZ; GUERINOT, 2006). Os transportadores da família das ATPases de metais pesados atuam em diferentes órgãos da planta e podem ter localizações distintas nas células, atuando da mesma maneira como ocorre com o Cu e, assim, tendo papel fundamental na homeostase do Zn na planta (GROTZ; GUERINOT, 2006; YRUELA, 2009).

Os transportadores de membrana, tanto para o Cu quanto para o Zn, podem ter função de transporte para dentro do citoplasma, o que acontece especialmente em condições de baixa disponibilidade desses nutrientes, de realocação desses metais dentro da célula ou de distribuição para diferentes órgãos da planta, o que acontece para manter a homeostase e evitar a toxidez na planta (GROTZ; GUERINOT, 2006; YRUELA, 2009).

Em estudos com videiras e aveia preta, em solos com altos teores de Cu e Zn, observa-se o acúmulo preferencial desses metais nas raízes, sendo considerada pequena a quantidade transportada para a parte aérea (GIROTTI et al., 2014; MIOTTO et al., 2014; GUIMARÃES et al., 2016; TIECHER et al., 2016a; 2016b; AMBROSINI et al., 2016). Nesse sentido, como ressaltado em outros estudos, a concentração de Cu e Zn nas raízes parece ser um indicador sensível ao acúmulo

desses elementos no solo (BRUN et al., 2001; McBRIDE, 2001; CHAIGNON; HINSINGER, 2003; CHAIGNON et al., 2003). Porém, a concentração de Cu nas raízes parece não representar de forma adequada o efeito de determinada concentração de Cu no solo sobre a planta, presumivelmente devido ao controle eficaz do transporte de Cu das raízes para a parte aérea.

A distribuição de Cu e Zn na planta pode ser definida, ainda, por mecanismos que não envolvem transportadores de membrana, por exemplo: para Kopittke et al. (2014), um importante mecanismo que determina o potencial de toxidez e a distribuição de determinado metal ocorre pela força de ligação pelo qual interage com ligantes duros (do inglês: *hard ligands*) nos tecidos vegetais – compostos com baixa polaridade, alta eletronegatividade, pequenos raios e que dificilmente são oxidáveis; sendo representados nas raízes principalmente por grupos carboxílicos do ácido poligalacturônico. O Cu, quando comparado ao Zn, apresenta maior afinidade por esses ligantes e, por isso, fica localizado em maior quantidade nas raízes, enquanto o Zn é transportado com maior facilidade para a parte aérea (KOPITTKE et al., 2014). Sendo assim, o controle eficaz do transporte de Cu para a parte aérea, como mencionado no parágrafo anterior, pode estar relacionado com a interação deste metal com os ligantes duros presentes nas raízes.

O controle do transporte dos metais para a parte aérea é importante porque, em espécies sensíveis, concentrações nos tecidos entre 15-20 mg kg⁻¹ de Cu e 150-200 mg kg⁻¹ de Zn podem provocar redução do crescimento das plantas (Figura 2) devido a diversas alterações no metabolismo (KABATA-PENDIAS, 2010). Apesar disso, concentrações superiores a estas são frequentemente relatadas, tanto em condições de campo quanto em estudos de casa de vegetação (CAMBROLLÉ et al., 2012; GIROTTO et al., 2013; MIOTTO et al., 2014; TIECHER et al., 2016a; 2016b; AMBROSINI et al., 2016).



Figura 2 - Redução do crescimento de videiras jovens pela adição de Cu e Zn no solo.

Foto: Tadeu Luis Tiecher.

Altos teores de Cu e Zn nos tecidos das plantas induzem mudanças nas propriedades de membrana, o que afeta a função dos transportadores de membrana e de canais iônicos (DEVI; PRASAD, 1999; JANICKA-RUSSAK et al., 2008), como as proteínas tipo ZIP que contribuem para o transporte de Zn para dentro das células, e as bombas de ATPases, importantes no transporte de metais pesados ligados a fitoquelatinas para o interior do vacúolo (PRADO, 2013). Estes efeitos ocasionam um aumento da permeabilidade não-específica da membrana, que pode ser responsável pelos desequilíbrios nas concentrações de nutrientes em plantas cultivadas em ambientes com altos teores de elementos potencialmente tóxicos (CAMBROLLÉ et al., 2013a; 2013b).

3 Efeitos do excesso de Cu e Zn sobre parâmetros fisiológicos e bioquímicos de plantas

Alguns distúrbios fisiológicos e bioquímicos são frequentemente associados ao aumento dos teores de Cu e Zn em solos e nas plantas (CAMBROLLÉ et al., 2012; MATEOS-NARANJO et al., 2013; TIECHER et al., 2016a). A alta concentração de Cu na planta pode inibir o seu crescimento por interferência em processos celulares importantes, como a estrutura da cromatina, a síntese de proteínas e a atividade de enzimas nos processos de fotossíntese e respiração (YRUELA, 2005; GRATÃO et al., 2005). No caso do Zn, o aumento da sua concentração na planta pode reduzir a eficiência fotossintética pela inibição da biossíntese de clorofila e diminuição da assimilação de carbono (CHEN et al., 2008; DHIR et al., 2008). Além disso, a toxicidade de Zn pode afetar negativamente a cadeia de transporte de elétrons (MAGALHÃES et al., 2004), além da absorção e translocação de nutrientes (JIANG; WANG, 2008; WANG et al., 2009).

Os sintomas de toxidez causados pelo excesso de Cu e Zn são expressados no organismo vegetal devido a uma gama de interações que ocorrem em nível molecular e celular. Um sintoma bastante comum é a clorose (Figura 3), observada quando há redução do conteúdo de clorofilas nas folhas jovens (YANG et al., 2011). Em trabalhos com diferentes espécies, como feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis* (L.) DC.), milho (*Zea mays* L.) e aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.) cultivados em solos com altos teores de Cu e Zn, foram observados decréscimos nos teores de clorofila *a*, clorofila *b* e carotenóides (SANTANA et al., 2015; TIECHER et al., 2016a; 2016b). Videiras submetidas a altas concentrações de Cu também apresentaram redução acentuada de pigmentos fotossintéticos (CAMBROLLÉ et al.; 2013b; ROSA et al., 2014). A diminuição destes pigmentos pode ser atribuída ao efeito adverso do excesso desses metais no transporte de elétrons na fotossíntese, causando diminuição da síntese ou o incremento da degradação de clorofila (CAMBROLLÉ et al., 2012; TIECHER et al., 2016a), possivelmente por fotoxidação. Esta é uma estratégia de defesa, pois a planta diminui a captação de energia ao reduzir os teores destes pigmentos, não havendo a necessidade da dissipação da mesma através de outros mecanismos. Contudo, há uma grande redução da energia destinada à fotoquímica e, conseqüentemente, redução na formação de moléculas necessárias ao ciclo de Calvin, afetando o crescimento das plantas (ZENGIN; MUNZUROGLU, 2005; TAI; ZEIGER, 2013).



Figura 3 - Folhas de videira: à esquerda, sintoma de clorose causado por excesso de Cu; à direita, folha em condição de baixo teor de Cu, sem clorose.
Foto: Lessandro De Conti.

Plantas cultivadas em solos com altos teores de Cu e Zn geralmente apresentam aumento significativo na emissão da fluorescência pelas moléculas de clorofila das antenas que foram excitadas pela luz, antes da transferência da energia para os centros de reação dos fotossistemas (PS) (TANYOLAÇ et al., 2007). Isso acontece porque o excesso desses metais pesados nas plantas pode comprometer os centros de reação do PSII, ou a transferência da energia de excitação do complexo antena para os centros de reação pode estar prejudicada (BOLHAR-NORDENKAMPF et al., 1989). Geralmente, a emissão da fluorescência é alterada por estresses do ambiente que causam alterações estruturais nos pigmentos fotossintéticos do PSII (CAMPOSTRINI, 2001), como a substituição do Mg pelos metais Cu e Zn na molécula de clorofila, quando estes estão presentes em altas concentrações nos tecidos (ZVEZDANOVIC et al., 2007).

Em condições de estresse, as plantas podem apresentar também redução acentuada na eficiência quântica máxima do PSII (F_v/F_m). O decréscimo deste parâmetro já foi observado em diversos estudos com videiras e plantas de cobertura (CAMBROLLÉ et al., 2013a; SANTANA et al., 2015; TIECHER et al., 2016a; 2016b) e se caracteriza como um estado de fotoinibição crônica (ALVES et al., 2002), a qual indica uma redução na proporção de centros de reação abertos (MAXWELL; JOHNSON, 2000), ou seja, aptos a receber elétrons. Nestas condições, geralmente ocorre o aumento da dissipação não-fotoquímica (NPQ), o que indica que as plantas dissipam a luz na forma de calor, protegendo assim a folha de maiores danos (MAXWELL; JOHNSON, 2000; CAMBROLLÉ et al., 2012). Esta dissipação da energia de excitação das clorofilas pode prevenir a formação de moléculas altamente reativas, a partir de oxigênio, denominadas espécies reativas de oxigênio (EROs), que podem danificar irreversivelmente proteínas, lipídeos e pigmentos de membranas fotossintéticas (HORTON; RUBAN, 2004).

A formação de EROs ocorre em processos fisiológicos e metabólicos essenciais das plantas, tais como a fotossíntese e a respiração, nos quais ocorre fluxo dinâmico de elétrons através de transportadores específicos, com participação do oxigênio e da água (MITTLER, 2002). As EROs que se formam como consequência da redução do

oxigênio, são o radical superóxido (O_2^-), o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e o radical hidroxila (OH^\cdot), os quais, em conjunto com o oxigênio singlete (1O_2), que se forma na fase fotoquímica da fotossíntese, constituem as formas biológicas mais importantes de EROs (MARTINEZ et al., 2010). Por meio da reação de Fenton, o ciclo redox entre Cu^{2+} e Cu^+ catalisa a produção de radicais OH^\cdot provenientes de radicais O_2^- e de H_2O_2 , aumentando a produção de espécies reativas de oxigênio (BRIAT; LEBRUN, 1999). O Zn, por sua vez, pode gerar estresse oxidativo através da interferência com o sistema de defesa antioxidante (GRATÃO et al., 2005). Assim, a absorção excessiva de Cu e de Zn por plantas pode causar estresse oxidativo devido ao desequilíbrio entre as respostas antioxidantes e o aumento da produção de EROs (GIROTTO et al., 2013).

Para proteger suas células dos efeitos tóxicos das EROs as plantas dispõem de um sistema de defesa composto por antioxidantes não enzimáticos e enzimáticos, que trabalham em conjunto e em sincronia detoxificando as EROs produzidas e fazendo com que os vegetais superem a situação de estresse e recuperem a homeostase celular (MARTINEZ et al., 2010). Dentre os principais metabólitos antioxidantes não enzimáticos encontram-se o ácido ascórbico (AsA), a glutathiona (GSH), o α -tocoferol e os carotenoides. Nas plantas, o aumento na concentração dessas moléculas pode indicar um aumento na tolerância ao estresse por metais (DIETZ et al., 1999). Tais antioxidantes podem evitar a formação de radicais livres, sequestrá-los ou promover sua degradação, prevenindo a ocorrência de danos às células das plantas (DEMMIG-ADAMS; ADAMS, 1992).

O AsA é um dos mais importantes antioxidantes não enzimáticos e pode inativar várias EROs. Juntamente com a GSH, participa do ciclo do ascorbato-glutathiona, no qual o H_2O_2 é eliminado pela ascorbato peroxidase (APX, EC 1.11.1.11) mediante a peroxidação do AsA. A recuperação do AsA ocorre por meio da oxidação da GSH que torna a ser reduzida pela glutathiona redutase (GR, EC 1.8.1.7) (APEL; HIRT, 2004). A GSH é o principal composto tiol na maioria das plantas e também atua como antioxidante, além de fazer parte da estrutura de fitoquelatinas, responsáveis pelo sequestro de metais pesados e seu transporte para o vacúolo.

Já a defesa antioxidante enzimática compreende a atividade de várias enzimas, destacando-se as mais estudadas: superóxido dismutase (SOD, EC 1.15.1.1), ascorbato peroxidase (APX, EC 1.11.1.11), glutathiona redutase (GR, EC 1.8.1.7), peroxidases (POD, EC 1.11.1.7) e catalase (CAT, EC 1.11.1.6). As SODs são metaloenzimas consideradas a primeira linha de defesa contra as EROs e catalisam a dismutação de radicais superóxido (O_2^-), gerando peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e oxigênio molecular (O_2). Essas enzimas participam da modulação do nível de H_2O_2 em cloroplastos, mitocôndrias, citosol e peroxissomos. Uma vez que dismutam o O_2^- , agem indiretamente na redução do risco de formação do radical hidroxila (OH^\cdot) a partir do O_2^- (MITTLER, 2002). Estas enzimas são classificadas de acordo com seus cofatores metálicos: Cu e Zn (Cu/Zn-SOD), Mn (Mn-SOD) e Fe (Fe-SOD). Em geral, as plantas contêm uma Mn-SOD localizada na matriz mitocondrial e uma Cu/Zn-SOD citosólica, com Fe-SOD e/ou Cu/ZnSOD, presentes no estroma do cloroplasto (SCANDALIOS, 2002).

A APX, por sua vez, é considerada a enzima mais importante na eliminação de H_2O_2 no citosol e nos cloroplastos, mas também pode ser encontrada nas mitocôndrias, peroxissomos e parede celular. Esta enzima utiliza o ascorbato como doador específico de elétrons, para reduzir H_2O_2 à água, constituindo parte do ciclo ascorbato-glutathiona (NOCTOR; FOYER, 1998), assim como a enzima GR, que mantém o equilíbrio entre os níveis de GSSG (glutathiona oxidada) e GSH (glutathiona

reduzida) na célula e desempenha um papel importante na defesa contra o estresse oxidativo, mantendo o estado redox intracelular (APEL; HIRT, 2004).

Nas plantas, as PODs existem em muitas isoformas e estão envolvidas em uma série de processos celulares. Algumas PODs são constitutivamente expressas, enquanto outras são induzidas por estresses ambientais, como constatado em estudos em que baixas atividades mostram sintomas de estresse menos graves e as altas, sintomas mais graves. As PODs utilizam o H_2O_2 como oxidantes e compostos de natureza fenólica como doadores de elétrons. Dessa forma, o H_2O_2 formado pela ação da SOD também pode ser eliminado pelas PODs, além da CAT e APX (HEGEDÜS et al., 2001). As PODs localizam-se principalmente na parede celular e no vacúolo das células. Sua atividade pode ser utilizada como marcador bioquímico do estresse resultante de fatores bióticos e abióticos, como o estresse por metais pesados. Tiecher et al. (2016a; 2016b) pesquisando a resposta fisiológica de plantas de milho e aveia submetidas a diferentes doses de Cu e Zn observaram incremento na atividade das enzimas CAT e POD em doses intermediárias de Zn, indicando a ativação do sistema antioxidante. Porém, em altas doses ocorre a redução na atividade enzimática, na qual o estresse não pode ser revertido, e a produção de EROs supera a sua eliminação, condição em que o crescimento é extremamente afetado.

O Cu e o Zn em altas concentrações na planta podem interferir negativamente nas trocas gasosas, reduzindo a taxa de fotossíntese líquida, o que leva a uma diminuição do crescimento das plantas devido à redução na assimilação de carbono (CAMBROLLÉ et al., 2012; 2013a; 2015). Estudos com videiras jovens e aveia preta submetidas à alta concentração de Cu no solo mostraram uma expressiva redução na matéria seca de raízes e parte aérea nessas plantas (ROSA et al., 2014; AMBROSINI et al., 2015; GUIMARÃES et al., 2016).

Geralmente, altos teores de Cu e Zn induzem efeitos consideráveis sobre a taxa fotossintética e a condutância estomática. Contudo, não há relação direta entre os dois parâmetros, uma vez que não é observada redução na concentração de CO_2 intercelular (CAMBROLLÉ et al., 2013a; 2015). Portanto, a redução na taxa de fotossíntese líquida pode ser atribuída a diferentes efeitos dos elementos potencialmente tóxicos sobre a integridade ou a função fotoquímica, bem como ao seu impacto sobre a concentração de clorofilas nas folhas (CAMBROLLÉ et al., 2015), como mencionado anteriormente. Outra possível explicação para a redução na taxa fotossintética é que o excesso de Cu e Zn pode diminuir a atividade de enzimas envolvidas na fixação de carbono (MYSLIWA-KURDZIEL et al., 2004). Assim, o aumento da concentração de CO_2 intercelular encontrado em plantas expostas às concentrações elevadas de elementos potencialmente tóxicos pode ser explicado pelas alterações na atividade da enzima Rubisco. A inibição da atividade da enzima na presença de elementos potencialmente tóxicos pode ser devido à substituição de Mg^{2+} por íons metálicos, especialmente o Zn, no sítio ativo de subunidades de Rubisco (SIEDLECKA; KRUPA, 2004), o que resulta em diminuição na atividade carboxilativa da Rubisco.

4 Efeitos do Cu e do Zn sobre a estrutura do sistema radicular de plantas

O excesso de Cu e Zn em solos de vinhedos, ocasionado por frequentes aplicações de fungicidas foliares e fertilizantes no solo, pode causar estresse às plantas e, assim como outros agentes estressantes, promover diversas modificações estruturais no sistema radicular (JUANG et al. 2012; 2014; CHEN et al. 2013;

AMBROSINI et al. 2015; GUIMARÃES et al. 2016). A raiz é o primeiro órgão a entrar em contato com estes metais, apresentando uma tendência em acumular especialmente o Cu (BURKHEAD et al., 2009; ALAOUI-SOSSÉ et al., 2004; MARSCHNER, 2012).

A sintomatologia da toxidez aos metais pesados já foi observada em videiras (JUANG et al., 2012; 2014; CHEN et al., 2013; AMBROSINI et al., 2015) e em plantas de cobertura do solo (GUIMARÃES et al., 2016), assim como em outras espécies (Tabela 1). Os sintomas ocasionados pelo excesso de metais pesados sobre a estrutura de raízes, de maneira geral, são semelhantes entre as espécies (KABATA-PENDIAS, 2010; VERBRUGGEN; HERMANS, 2013), embora a toxidez pelo metal, especialmente do Cu, possa variar e alterar os tecidos de maneira diferente (BURKHEAD et al., 2009; MARSCHNER, 2012).

Tabela 1 - Relação de espécies já estudadas em relação às alterações estruturais do sistema radicular ocasionadas pelos altos teores de metais pesados, especialmente do Cu, no meio de cultivo.

Metal(is) pesado(s)	Espécie	Referência
Cu	<i>Allium sativum</i> L.	Liu et al. (2009)
	<i>Arabidopsis thaliana</i> (L.) Heynh.	Lequeux et al. (2010)
	<i>Avena strigosa</i> Schreb.	Guimarães et al. (2016)
	<i>Brassica juncea</i> L. Czern. e <i>Brassica napus</i> L.	Feigl et al. (2013)
	<i>Chloris gayana</i> Kunth.	Sheldon & Menzies (2005)
	<i>Origanum vulgare</i> L.	Panou-Filothou e Bosabalidis (2004)
	<i>Pinus pinea</i> L. e <i>Pinus pinaster</i> Ait.	Arduini et al. (1995)
	<i>Thlaspi ochroleucum</i> Boiss. & Heldr.	Ouzounidou et al. (1992)
	<i>Triticum turgidum durum</i> L.	Michaud et al. (2008)
	<i>Urochloa mosambicensis</i> (Hack.) Dandy	Kopittke et al. (2009)
	<i>Vigna unguiculata</i> (L.) Walp	Kopittke & Menzies (2006)
	<i>Vitis labrusca</i> L.	Ambrosini et al. (2015)
<i>Vitis vinifera</i> L.	Juang et al. (2012), Chen et al. (2013), Juang et al. (2014)	
<i>Zea mays</i> L.	Ouzounidou et al. (1995), Doncheva (1998), Jiang et al. (2001)	
Zn	<i>Phyllostachys pubescens</i> Mazel ex J. Houz.	Liu et al. (2014)
	<i>Triticum aestivum</i> L.	Li et al. (2012)
Cd, Cu e Zn	<i>Arabidopsis thaliana</i> (L.) Heynh.	Sofo et al. (2013), Bochicchio et al. (2015)

O sintoma de toxicidade ao excesso de Cu mais observado nas raízes é a redução no seu comprimento (OUZOUNIDOU et al., 1995; KOPITKE et al., 2009; LEQUEUX et al., 2010), possivelmente por causa da diminuição na frequência da divisão celular no ápice radicular, inibindo assim o crescimento do eixo radicular (JIANG et al. 2001). Estas alterações no ápice, uma região extremamente delicada da raiz, por sua vez, promovem diversas modificações locais, como a redução da coifa e a maturação precoce dos tecidos, como relatado para videira (AMBROSINI et al., 2015) e para aveia preta (GUIMARÃES et al., 2016). A redução da coifa, ou mesmo sua ausência, interfere nas demais regiões da raiz e compromete seu desenvolvimento (AMBROSINI et al., 2015; GUIMARÃES et al. 2016), já que uma das funções desta importante estrutura é proteger as células que estão em processo de divisão (MARSCHNER, 2012).

Outro sintoma comum, especialmente nos ápices radiculares é o aumento no número e na formação de raízes laterais (LEQUEUX et al., 2010; BOCHICCHIO et al., 2015), como observado na aveia preta (GUIMARÃES et al., 2016). Em algumas espécies, as regiões da raiz próximas ao ápice são intumescidas, em decorrência de primórdios de raízes laterais que não conseguem completar seu desenvolvimento (PANOU-FILOTHEOU; BOSABALIDIS, 2004; KOPITTKE et al., 2009). Os resultados mostram que tanto o alongamento da raiz quanto a formação das raízes laterais são sensíveis ao excesso de Cu, embora o primeiro processo apresente maior sensibilidade aos efeitos tóxicos do metal (LEQUEUX et al., 2010; VERBRUGGEN; HERMANS, 2013).

As alterações das raízes ao excesso de Cu se refletem também nas regiões mais distais do ápice, levando ao aumento do diâmetro das raízes de videiras e plantas de cobertura (JUANG et al., 2012; AMBROSINI et al., 2015; GUIMARÃES et al., 2016). Este aumento seria resultante de uma alta vacuolização das células, que pode levar à plasmólise e, conseqüentemente, à morte celular (JUANG et al., 2012), como também da disposição das camadas celulares, especialmente do córtex, que não estão organizadas de forma concêntrica, como nas raízes que crescem na ausência deste metal (AMBROSINI et al., 2015; GUIMARÃES et al. 2016).

Raízes submetidas a altas concentrações de Cu podem também apresentar rupturas nas camadas mais externas, como na epiderme (SHELDON; MENZIES, 2005; KOPITTKE; MENZIES, 2006; KOPITTKE et al., 2009), por causa do crescimento mais rápido das camadas mais internas da raiz (KOPITTKE et al., 2009). O alongamento reduzido das camadas mais externas da raiz resultaria da ligação do Cu às paredes destas células ou ainda da interferência do alto teor deste metal com outros processos metabólicos da planta, como a biossíntese de fitormônios (KOPITTKE et al., 2009).

Dentre os sintomas causados pelo excesso de Zn na planta, observam-se também a inibição do alongamento radicial, dentre outras alterações nesse sistema (GODBOLD et al., 1983; RUANO et al., 1988; MARSCHNER, 2012) (Tabela 1). A diminuição no número e no tamanho das raízes laterais, assim como redução da atividade mitótica também podem ser sintomas da toxicidade pelo excesso de Zn (SAGARDOY et al., 2009). Em algumas espécies, as raízes podem também apresentar uma coloração mais escura e mesmo sinais de necrose (GOMES et al., 2011).

A análise das alterações estruturais comprova as diferenças no comportamento desses dois metais pesados na planta (KABATA-PENDIAS, 2010; MARSCHNER, 2012). O Cu faz parte de um grupo de metais com maior afinidade por ligantes duros dos tecidos vegetais, ficando retido principalmente nas células epidérmicas e corticais das raízes (KOPITTKE et al., 2014). Por outro lado, o Zn parece ter menor afinidade por esses ligantes, movendo-se com mais facilidade para o cilindro vascular e, por conseqüência, para a parte aérea da planta, onde causa danos mais severos (KOPITTKE et al., 2014).

Importante ressaltar também que os estudos com videiras e plantas de cobertura do solo que avaliam os efeitos da toxidez do Zn são mais escassos na literatura. O diagnóstico de altos teores de Zn em solos de vinhedos, especialmente no Brasil, é mais recente, quando comparado ao do Cu, tendo maior notoriedade entre a comunidade científica apenas na última década (FERNANDEZ-CALVIÑO et al., 2012; BRUNETTO et al., 2014; COUTO et al., 2015; TIECHER et al., 2016a; 2016b), embora já reportado anteriormente por Magalães et al. (1985).

Por último, é importante salientar que as alterações na estrutura do sistema radicular seriam estratégias da planta para escapar da zona de influência do agente estressante, induzidas por modificações em nível celular, como o alongamento e a diferenciação, que ocorrem de modo coordenado e se refletem em alterações estruturais (POTTERS et al., 2007; 2009).

5 Considerações finais

Os problemas relacionados à toxidez por Cu e Zn em plantas são bastante conhecidos, podendo ser expressados por meio de alterações bioquímicas, fisiológicas e estruturais. Muitas dessas modificações acontecem como estratégia de defesa da planta para resistir ao estresse, de modo a garantir a sua sobrevivência e desenvolvimento. No entanto, em caso de estresse severo, essas alterações no organismo vegetal podem não ser suficientes para combater o agente estressante, neste caso o excesso de Cu e Zn, e os sintomas da toxidez podem evoluir para uma redução drástica de crescimento, de perda de produtividade, levando até mesmo à morte da planta.

Nos vinhedos, os problemas relacionados à toxidez por Cu e Zn estão sendo observados nas videiras jovens e nas plantas de cobertura do solo. As videiras jovens podem ter seu estabelecimento prejudicado e, assim, atrasar o início do período produtivo, enquanto as plantas de cobertura podem apresentar severas limitações de crescimento e desenvolvimento, fazendo com que o solo fique descoberto, aumentando o potencial de erosão e reduzindo a ciclagem de nutrientes, o que prejudica também o cultivo das videiras.

Dentro do cenário atual, nas condições dos solos de vinhedos do Sul do Brasil, onde já se observa o acúmulo destes metais pesados, uma boa alternativa para evitar os problemas relacionados aos altos teores no solo seria diminuir a quantidade adicionada anualmente de produtos com esses elementos. Para isso, são requeridos cuidados com as dosagens, número de aplicações por safra, concentração de Cu na calda e mesmo a substituição da calda bordalesa por outros insumos menos contaminantes. No entanto, esta seria uma alternativa para vinhedos em que os acúmulos de Cu e Zn ainda não estejam em níveis que possam causar grave toxidez.

Em vinhedos com longo histórico de aplicação de fungicidas à base de Cu e Zn e, por consequência, com altos teores desses elementos no solo, o cultivo de plantas bioacumuladoras de metais pesados, na condição de plantas de cobertura, poderia ser uma importante ferramenta para reduzir os teores destes metais no solo. No entanto, outras técnicas também podem ser utilizadas, como a aplicação de calcário, de fertilizantes fosfatados ou de biossólidos alcalinos, que podem ser as alternativas mais adequadas, dentro do nível de conhecimento atual, para promover a imobilização de metais pesados no solo e evitar a toxidez nestas plantas.

Na perspectiva de continuidade e no avanço das pesquisas com o mesmo tema deste capítulo, poder-se-ia pensar em estudos que avaliem como diferentes espécies de plantas de cobertura e as distintas cultivares de videiras se comportam diante do estresse causado pelo excesso de Cu e Zn no solo. Por exemplo, quais seriam as adaptações bioquímicas, fisiológicas e estruturais ocorrentes em plantas tolerantes ao excesso de Cu e Zn não encontradas nas espécies suscetíveis? Isso nos permitiria responder questões importantes, como: quais são as cultivares, tanto de videiras quanto de plantas de cobertura, mais aptas a tolerar o excesso desses metais pesados? Quais são as estratégias de defesa utilizadas por essas plantas

que permitem tal tolerância? Tais perguntas são relevantes porque os mecanismos de resposta das plantas e, conseqüentemente, os sintomas causados pelo excesso desses metais pesados podem variar entre e dentro de espécies.

6 Referências bibliográficas

- ALAOUI-SOSSÉ, B.; GENET, P.; VINIT-DUNAND, F.; TOUSSAINT, M. L.; EPRON, D.; BADOT, P. M. Effect of copper on growth in cucumber plants (*Cucumis sativus*) and its relationships with carbohydrate accumulation and changes in ion contents. **Plant Science**, v. 166, n. 5, p. 1213-1218, May 2004.
- ALVES, P. L. da C. A.; MAGALHÃES, A. C. N.; BARJA, P. R. The phenomenon of photoinhibition of photosynthesis and its importance in reforestation. **The Botanical Review**, v. 68, n. 2, p. 193-208, Apr. 2002.
- 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. 2015.
- AMBROSINI, V. G.; ROSA, D. J.; BASSO, A.; BORGHEZAN, M.; PESCADOR, R.; MIOTTO, A.; MELO, G. W. B. de; SOARES, C. R. F. S.; COMIN, J. J.; BRUNETTO, G. Liming as an ameliorator of copper toxicity in black oat (*Avena strigosa* Schreb.). **Journal of Plant Nutrition**. 2016. No prelo.
- APEL, K.; HIRT, H. Reactive oxygen species: metabolism, oxidative stress, and signal transduction. **Annual Review of Plant Biology**, v. 55, p. 373-399, 2004.
- ARBAOUI, S.; SLIMANE, R. B.; REZGUI, S.; BETTAIEB, T. Metal transporters for uptake, sequestration and translocation. In: GUPTA, D. K.; CHATTERJEE, S. (Eds.). Heavy metal remediation: transport and accumulation in plants. New York: Nova Science Publishers, 2014. p. 29-44.
- ARDUINI, I.; GODBOLD, D. L.; ONNIS, A. Influence of copper on root growth and morphology of *Pinus pinea* L. and *Pinus pinaster* Ait. seedlings. **Tree Physiology**, v. 15, n. 6, p. 411-415, Jun.1995.
- BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. **Suelo y Planta**, v. 2, n. 2, p. 345-361, 1992.
- BOCHICCHIO, R.; SOFO, A.; TERZANO, R.; GATTULLO, C. E.; AMATO, M.; SCOPA, A. Root architecture and morphometric analysis of *Arabidopsis thaliana* grown in Cd/Cu/Zn-gradient agar dishes: A new screening technique for studying plant response to metals. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 91, p. 20-27, Jun. 2015.
- BOLHAR-NORDENKAMPF, H. R.; LONG, S. P.; BAKER, N. R.; ÖQUIST, G.; SCHREIDER, U.; LECHNER, E. G. Chlorophyll fluorescence as probe of the photosynthetic competence of leaves in the field: A review of current instrument. **Functional Ecology**, v. 3, p. 497-514, 1989.
- BRIAT, J. F.; LEBRUN, M. Plant responses to metal toxicity. **Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series III- - Sciences de la Vie**, v. 322, n. 1, p. 43-54. Jan. 1999.
- BROADLEY, M.; BROWN, P.; CAKMAK, I.; RENGEL, Z.; ZHAO, F. Function of nutrients: micronutrients. In: MARSCHNER, P. **Marschner's mineral**

nutrition of higher plants. 3th ed.. Londres: Academic Press, 2012. p.191-248.

BRUN, L. A.; MAILLET, J.; HINSINGER, P.; PÉPIN, M. Evaluation of copper availability to plants in copper-contaminated vineyard soils. **Environmental Pollution**, v. 111, n. 2, p. 293-302, Feb. 2001.

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

BURKHEAD, J. L.; REYNOLDS, K. A.; ABDEL-GHANY, S. E.; COHU, C. M.; PILON, M. Copper homeostasis. **New Phytologist**, v. 182, n. 4, p. 799-816, Jun. 2009.

CAMBROLLÉ, J.; MANCILLA-LEYTÓN, J. M.; MUÑOZ-VALLÉS, S.; LUQUE, T.; FIGUEROA, M. E. Zinc tolerance and accumulation in the salt-marsh shrub *Halimione portulacoides*. **Chemosphere**, v. 86, n. 9, p. 867-874, 2012.

CAMBROLLÉ, J.; MANCILLA-LEYTÓN, J. M.; MUÑOZ-VALLES, S.; FIGUEROA-LUQUE, E.; LUQUE, T.; FIGUEROA, M. E. Evaluation of zinc tolerance and accumulation potential of the coastal shrub *Limoniastrum monopetalum* (L.) Boiss. **Environmental and Experimental Botany**, v. 85, p. 50-57, Jan. 2013a.

CAMBROLLÉ, J.; GARCIA, J. L.; OCETE, R.; FIGUEROA, M. E.; CANTOS, M. Growth and photosynthetic responses to copper in wild grapevine. **Chemosphere**, v. 93, n. 2, p. 294-301, Sep. 2013b.

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

CAMPOSTRINI, E. **Florescência da clorofila a: considerações teóricas e aplicações práticas.** Rio de Janeiro: UENF, 2001. 34 p.

CHAIGNON, V.; HINSINGER, P. A. Biotest for evaluating copper bioavailability to plants in a contaminated soil. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, n. 3, p. 824-833, May/June 2003.

CHAIGNON, V.; SANCHEZ-NEIRA, I.; HERMANN, P.; JAILLARD, B.; HINSINGER, P. Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties of contaminated soils from a vine-growing area. **Environmental Pollution**, v. 123, n. 2, p. 229-238, May 2003.

CHEN, W.; YANG, X.; HE, Z.; FENG, Y.; HU, F. Differential changes in photosynthetic capacity, 77 K chlorophyll fluorescence and chloroplast ultrastructure between Zn-efficient and Zn-inefficient rice genotypes (*Oryza sativa*) under low zinc stress. **Physiologia Plantarum**, v. 132, n. 1, p. 89-101, Jan. 2008.

CHEN, P. Y.; LEE, Y. I.; CHEN, B. C.; JUANG, K. W. Effects of calcium on rhizotoxicity and the accumulation and translocation of copper by grapevines. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 73, p. 375-382, Dec. 2013.

COUTO, R. da R.; BENEDET, L.; COMIN, J. J.; BELLI FILHO, P.; MARTINS, S. R.; GATIBONI, L. C.; RADETSKI, M.; VALOIS, C. M. de; AMBROSINI, V. G.; BRUNETTO, G. Accumulation of copper and zinc fractions in vineyard soil in the mid-western region of Santa Catarina, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 73, n. 10, p. 6379-6386, May 2015. MAGALHÃES, C. C. P. de; CARDOSO, D.; SANTOS, C. P. dos ; CHALOUB, R. M. Physiological and photosynthetic responses of

Synechocystis aquatilis f. *aquatilis* (Cyanophyceae) to elevated levels of zinc.

Journal of Phycology, v. 40, n. 3, p. 496-504, June 2004.

DEMMIG-ADAMS, B.; ADAMS, W. W. Photoprotection and others responses of plants to high light stress. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v. 43, p. 599-626, June 1992.

DEVI, S. R.; PRASAD, M. N. V. Membrane lipid alterations in heavy metal exposed plants. In: PRASAD, M. N. V.; HAGEMeyer, J. (Eds.). **Heavy metal stress in plants: from molecule to ecosystems**. Berlin: Springer, 1999. p. 127-145.

DHIR, B.; SHARMILA, P.; PARDHA SARAD, P. Photosynthetic performance of *Salvinia natans* exposed to chromium and zinc rich wastewater. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 20, n. 1, p.61-70, 2008.

DIETZ, K. J.; BAIER, M.; KRÄMER, U. Free radicals and reactive oxygen species as mediators of heavy metal toxicity in plants. In: PRASAD, M. N. V.; HAGEMeyer, J. (Eds.). **Heavy metal stress in plants: from molecule to ecosystems**. Berlin: Springer, 1999. p. 73-97.

DONCHEVA, S. Copper-induced alterations in structure and proliferation of maize root meristem cells. **Journal of Plant Physiology**, v. 153, n. 3-4, p. 482-487, 1998.

FEIGL, G.; KUMAR, D.; LEHOTAI, N.; TUGYI, N.; MOLNÁR, Á.; ÖRDÖG, A.; SZEPESI, Á.; GÉMES, K.; LASKAY, G.; ERDEI, L.; KOLBERT, Z. Physiological and morphological responses of the root system of Indian mustard (*Brassica juncea* L. Czern.) and rapeseed (*Brassica napus* L.) to copper stress. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 94, p. 179-189, Aug. 2013.

FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D.; PATEIRO-MOURE, M.; NÓVOA-MUÑOZ, J. C.; GARRIDO-RODRIGUES, B.; ARIAS-ESTÉVEZ, M. Zinc distribution and acid-base mobilisation in vineyard soils and sediments. **The Science of the Total Environment**, v. 414, p. 470-479, Jan. 2012.

GIROTTO, E.; CERETTA, C. A.; ROSSATO, L. V.; FARIAS, J. G.; TIECHER, T. L.; DE CONTI, L.; SCHMATZ, R.; BRUNETTO, G.; SCHETINGER, M. R. C.; NICOLOSO, F. T. Triggered antioxidant defense mechanism in maize grown in soil with accumulation of Cu and Zn due to intensive application of pig slurry. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 93, p. 145-155, July 2013.

GIROTTO, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; MIOTTO, A.; TIECHER, T. L.; DE CONTI, L.; LOURENZI, C. R.; LORENSINI, F.; GUBIANI, P. I.; SILVA, L. S. da; NICOLOSO, F. T. Copper availability assessment of Cu-contaminated vineyard soils using black oat cultivation and chemical extractants. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 12, p. 9051-9063, Dec. 2014.

GODBOLD, D. L.; HORST, W. J.; MARSCHNER, H.; COLLINS, J. C.; THURMAN, D. A. Root growth and Zn uptake by two ecotypes of *Deschampsia caespitosa* as affected by high Zn concentrations. **Zeitschrift für Pflanzenphysiologie**, v. 112, n. 4, p. 315-324, Nov.1983.

GOMES, M. P.; MARQUES, T. C. L. L. de S. e M.; NOGUEIRA, M. de O. G.; SILVA, G. H.; CASTRO, E. M. de; SOARES, A. M. Efeitos dos rejeitos da indústria de zinco na anatomia e crescimento de plantas jovens de *Salix humboldtiana* Willd. (salgueiro). **Hoehnea**, v. 38, n. 1, p. 135-142, 2011.

GRATÃO, P. L.; POLLE, A.; LEA, P. J.; AZEVEDO, R. A. Making the life of heavy metal-stressed plants a little easier. **Functional Plant Biology**, v. 32, n. 6, p. 481-494, July 2005.

- GROTZ, N.; FOX, T.; CONNOLLY, E.; PARK, W.; GUERINOT, M. L.; EIDE, D. Identification of a family of zinc transporter genes from *Arabidopsis* that respond to zinc deficiency. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 95, n. 12, p. 7220-7224, June 1998.
- GROTZ, N.; GUERINOT, M. L. Molecular aspects of Cu, Fe and Zn homeostasis in plants. **Biochimica et Biophysica Acta (BBA) Molecular Cell Research**, v. 1763, n. 7, p. 595–608, July 2006.
- 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. 192, p. 1-10, 2016.
- HEGEDÜS, A.; ERDEI, S.; HORVÁTH, G. Comparative studies of H₂O₂ detoxifying enzymes in green and greening barley seedlings under cadmium stress. **Plant Science**, v. 160, n. 6, p. 1085-1093, May 2001.
- HORTON, P.; RUBAN, A. Molecular design of the photosystem II light-harvesting antenna: photosynthesis and photoprotection. **Journal of Experimental Botany**, v. 56, n. 441, p. 365-373, 2004.
- JANICKA-RUSSAK, M.; KABAŁA, K.; BURZYNSKI, M.; KŁOBUS, G. Response of plasma membrane H⁺-ATPase to heavy metal stress in *Cucumis sativus* roots. **Journal of Experimental Botany**, v. 59, n. 13, p. 3721-3728, Oct. 2008.
- JERMINI, M.; BLAISE, P.; GESSLER, C. Quantification of the influence of the downy mildew (*Plasmopara viticola*) epidemics on the compensatory capacities of *Vitis vinifera* 'Merlot' to limit the qualitative yield damage. **Vitis**, v. 49, n. 4, p. 153-160, 2010.
- JIANG, W.; LIU, D.; LIU, X. Effects of copper on root growth, cell division, and nucleolus of *Zea mays*. **Biologia Plantarum**, v. 44, n. 1, p. 105-109, Mar. 2001.
- JIANG, X.; WANG, C. Zinc distribution and zinc-binding forms in *Phragmites australis* under zinc pollution. **Journal of Plant Physiology**, v. 165, n. 7, p. 697-704, May 2008.
- JUANG, K. W.; LEE, Y. I.; LAI, H. Y.; WANG, C. H.; CHEN, B. C. Copper accumulation, translocation, and toxic effects in grapevine cuttings. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 19, n. 4, p. 1315–1322, May 2012.
- JUANG, K. W.; LEE, Y. I.; LAI, H. Y.; CHEN, B. C. Influence of magnesium on copper phytotoxicity to and accumulation and translocation in grapevines. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 104, p. 36-42, June 2014.
- KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4th ed. Boca Raton: CRC Press, 2010. 505p.
- KOPITTKE, P. M.; MENZIES, N. W. Effect of Cu toxicity on growth of Cowpea (*Vigna unguiculata*). **Plant and Soil**, v. 279, n. 1, p. 287-296, Jan. 2006.
- KOPITTKE, 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.
- KOPITTKE, P. M.; MENZIES, N. W.; WANG, P.; MCKENNA, B. A.; WEHR, J. B.; LOMBI, E.; KINRAIDE, T. B.; BLAMEY, F. P. The rhizotoxicity of metal cations is

- related to their strength of binding to hard ligands. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 33, n. 2, p. 268-277, Feb. 2014.
- LEQUEUX, H.; HERMANS, C.; LUTTS, S.; VERBRUGGEN, N. Response to copper excess in *Arabidopsis thaliana*: Impact on the root system architecture, hormone distribution, lignin accumulation and mineral profile. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 48, n. 8, p. 673-682, Aug. 2010.
- LI, X.; YANG, Y.; ZHANG, J.; JIA, L.; LI, Q.; ZHANG, T.; QIAO, K.; MA, S. Zinc induced phytotoxicity mechanism involved in root growth of *Triticum aestivum* L. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 86, n. 1, p. 198-203, Dec. 2012.
- LIU, D.; JIANG, W.; MENG, Q.; ZOU, J.; GU, J.; ZENG, M. Cytogenetical and ultrastructural effects of copper on root meristem cells of *Allium sativum* L. **Biocell**, v. 33, n. 1, p. 25-32, Apr. 2009.
- LIU, D.; CHEN, J.; MAHMOOD, Q.; LI, S.; WU, J.; YE, Z.; PENG, D.; YAN, W.; LU, K. Effect of Zn toxicity on root morphology, ultrastructure, and the ability to accumulate Zn in Moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 23, p. 13615-13624, 2014.
- MAGALÃES, M. J.; SEQUEIRA, E. M.; LUCAS, M. D. Copper and zinc in vineyards of central Portugal. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 26, n. 1, p. 1-17, Sep. 1985.
- MARSCHNER, P. **Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants. 3th ed.** London: Academic Press, 2012. 651 p.
- MARTINEZ, C. A.; SORIANI, H. H.; FAVARETTO, V. F. Mecanismos de defesa das plantas a estresses. In: PRADO, R. M.; CECÍLIO FILHO, A. B.; CORREIA, M. A. R.; PUGA, A. P. (Eds.) **Nutrição de plantas: diagnose foliar em hortaliças**. Jaboticabal: FCAV/FAPESP/CAPES/Fundunesp, 2010. p.63-90.
- MATEOS-NARANJO, E.; ANDRADES-MORENO, L.; CAMBROLLÉ, J.; PEREZ-MARTIN, A. Assessing the effect of copper on growth, copper accumulation and physiological responses of grazing species *Atriplex halimus*: ecotoxicological implications. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 90, p. 136-142, Apr. 2013.
- MAXWELL, K.; JOHNSON, G. N. Chlorophyll fluorescence - a practical guide. **Journal of Experimental Botany**, v. 51, n. 345, p. 659-668, 2000.
- MCBRIDE, M. B. Cupric ion activity in peat soil as a toxicity indicator for maize. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, n. 1, p. 78-84, Jan./Feb.2001.
- MICHAUD, A. M.; CHAPPELLAZ, C.; HINSINGER, P. Copper phytotoxicity affects root elongation and iron nutrition in durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.). **Plant and Soil**, v. 310, n. 1, p. 151-165, Sep. 2008.
- 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, p. 593-610, Jan. 2014.
- MITTLER, R. Oxidative stress, antioxidants and stress tolerance. **Trends in Plant Science**, v. 7, n. 9, p. 405-410, Sep. 2002.
- MYSLIWA-KURDZIEL, B.; PRASAD, M. N. V.; STRZALKA, K. Photosynthesis in metal plants. In: PRASAD, M. N. V.(Ed.). **Heavy metal stress in plants: from molecule to ecosystems**. Berlin: Springer, 2004. p. 146-181.

- NOCTOR, G.; FOYER, C. H. Ascorbate and glutathione: keeping active oxygen under control. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v. 49, p. 249-279, June 1998.
- 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.
- OUZOUNIDOU, G.; ČIAMPOROVÁ, M.; MOUSTAKAS, M.; KARATAGLIS, S. Responses of maize (*Zea mays* L.) plants to copper stress – I. Growth, mineral content and ultrastructure of roots. **Environmental and Experimental Botany**, v. 35, n. 2, p. 167-176, Apr. 1995.
- PANOU-FILOTHEOU, H.; BOSABALIDIS, A. M. Root structural aspects associated with copper toxicity in oregano (*Origanum vulgare* subsp. *hirtum*). **Plant Science**, v. 166, n. 6, p. 1497-1504, June 2004.
- POTTERS, G.; PASTERNAK, T. P.; GUISEZ, Y.; PALME, K. J.; JANSEN, M. A. Stress-induced morphogenic responses: growing out of trouble? **Trends in Plant Science**, v. 12, n. 3, p. 98-105, Mar. 2007.
- POTTERS, G.; PASTERNAK, T. P.; GUISEZ, Y.; JANSEN, M. A. Different stresses, similar morphogenic responses: integrating a plethora of pathways. **Plant, Cell and Environment**, v. 32, n. 2, p. 158–169, Feb. 2009.
- PRADO, C. H. B. A. **Aquisição de nutrientes minerais na solução do solo**. São Carlos: Tipographia Editora Expressa. 2013. 188p.
- ROSA, D. J.; AMBROSINI, V. G.; BASSO, A.; BORGHEZAN, M.; BRUNETO, G.; PESCADOR, R. Photosynthesis and growth of young “Niágara Branca” vines (*Vitis labrusca* L.) cultivated in soil with high levels of copper and liming. In: **BIO Web of Conferences**, Mendoza, Argentina: EDP Sciences, 2014. p. 01005.
- RUANO, A.; POSCHENRIEDER, C.; BARCELO, J. Growth and biomass partitioning in zinc-toxic bush beans. **Journal of Plant Nutrition**, v. 11, n. 5, p. 577-588, 1988.
- SAGARDOY, R.; MORALES, F.; LÓPEZ-MILLÁN, A. F.; ABADÍA, A.; ABADÍA, J. Effects of zinc toxicity on sugar beet (*Beta vulgaris* L.) plants grown in hydroponics. **Plant Biology**, v. 11, n. 3, p. 339-350, May 2009.
- 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, H. P. dos; MELO, G. W. B. de; LUZ, N. B. da; TOMASI, R. J. **Comportamento fisiológico de plantas de aveia (*Avena strigosa*) em solos com excesso de cobre**. Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2004. 11 p. (Embrapa uva e Vinho. Comunicado Técnico, 49).
- SCANDALIOS, J. G. The rise of ROS. **Trends in Biochemical Sciences**, v. 27, n. 9, p. 483-486, Sep. 2002.
- SOFO, A.; VITTI, A.; NUZZACI, M.; TATARANNI, G.; SCOPA, A.; VANGRONVELD, J.; REMANS, T.; FALASCA, G.; ALTAMURA, M. M.; DEGOLA, F.; SANITÀ DI TOPPI, L. Correlation between hormonal homeostasis and morphogenic responses in *Arabidopsis thaliana* seedlings growing in a Cd/Cu/Zn multi-pollution context. **Physiologia Plantarum**, v. 149, n. 4, p. 487-498, Dec. 2013.

- SHELDON, A. R.; MENZIES, N. W. The effect of copper toxicity on the growth and root morphology of Rhodes grass (*Chloris gayana* Knuth.) in resin buffered solution culture. **Plant and Soil**, v. 278, n. 1, p. 341-349, Dec. 2005.
- SHINOZAKI, K.; UEMURA, M.; BAILEY-SERRES, J.; BRAY, E. A.; WERETILNYK, E. Responses to abiotic stress. In: BUCHANAN, B. B.; GRUISSEM, W.; JONES, R. L. (Eds.). **Biochemistry & Molecular Biology of Plants**. 2th ed. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd, 2015. p. 1051-1100.
- SIEDLECKA, A.; KRUPA, Z. Rubisco activity maintenance in environmental stress conditions-how many strategies. **Cellular and Molecular Biology Letters**, v. 9, p. 56-57, 2004.
- TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. 5. ed. Porto Alegre: ArtMed. 2013. 918p.
- TANYOLAÇ, D.; EKMEKÇI, Y.; ÜNALAN, S. Changes in photochemical and anti-oxidant enzyme activities in maize (*Zea mays* L.) leaves exposed to excess copper. **Chemosphere**, v. 67, n. 1, p. 89-98, Feb. 2007.
- TIECHER, T. L.; CERETTA, C. A.; FERREIRA, P. A. A.; LOURENZI, C. R.; TIECHER, T.; GIROTTO, E.; NICOLOSO, F. T.; SORIANI, H. H.; DE CONTI, L.; MIMMO, T.; CESCO, S.; BRUNETTO, G. The potential of *Zea mays* L. in remediating copper and zinc contaminated soils for grapevine production. **Geoderma**, v. 262, p. 52-61, Jan. 2016a.
- TIECHER, T. L.; TIECHER, T.; CERETTA, C. A.; FERREIRA, P. A. A.; NICOLOSO, F. T.; SORIANI, H. H.; TASSINARI, A.; PARANHOS, J. T.; DE CONTI, L.; BRUNETTO, G. Physiological and nutritional status of black oat (*Avena strigosa* Schreb.) grown in soil with interaction of high doses of copper and zinc. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 106, p. 253-263, Sep. 2016b.
- TONIETTO, J. Evaluación climática global de las zonas vitícolas. **Revista Enología**, v. 4, n. 2, p. 24-35, 2007.
- TOSELLI, M.; BALDI, E.; MARCOLINI, G.; MALAGUTI, D.; QUARTIERI, M.; SORRENTI, G.; MARANGONI, B. Response of potted grapevines to increasing soil copper concentration. **Australian Journal of Grape and Wine Research**, v. 15, n. 1, p. 85-92, Feb. 2009.
- VERBRUGGEN, N.; HERMANS, C. Root Responses to Trace Metallic Elements. In: ESHEL, A.; BEECKMAN, T. (Eds.). **Plant Roots: The Hidden Half**. 4th ed. Boca Raton: CRC Press, 2013. p. 34-1-34-30.
- WANG, C.; ZHANG, S. H.; WANG, P. F.; HOU, J.; ZHANG, W. J.; LI, W.; LIN, Z. P. The effect of excess Zn on mineral nutrition and antioxidative response in rapeseed seedlings. **Chemosphere**, v. 75, n. 11, p. 1468-1476, June 2009.
- YANG, Y.; SUN, C.; YAO, Y.; ZHANG, Y.; ACHAL, V. Growth and physiological responses of grape (*Vitis vinifera* "Combier") to excess zinc. **Acta Physiologiae Plantarum**, v. 33, n. 4, p. 1483-1491, July 2011.
- YRUELA, I. Copper in plants. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 17, n. 1, p. 145-146, 2005.
- YRUELA, I. Copper in plants: acquisition, transport and interactions. **Functional Plant Biology**, v. 36, n. 5, p. 409-430, Feb. 2009.
- ZENGİN, F. K.; MUNZUROĞLU, O. Effects of some heavy metals on content of chlorophyll, proline and some antioxidant chemicals in bean (*Phaseolus vulgaris* L.)

seedlings. **Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica**, v. 47, n. 2, p. 157-164, 2005.

ZVEZDANOVIC, J.; MARKOVIC, D.; NIKOLIC, G. Different possibilities for the formation of complexes of copper and zinc with chlorophyll inside photosynthetic organelles: chloroplasts and thylakoids. **Journal of the Serbian Chemical Society**, v. 72, n. 11, p. 1053-1062, 2007.

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).

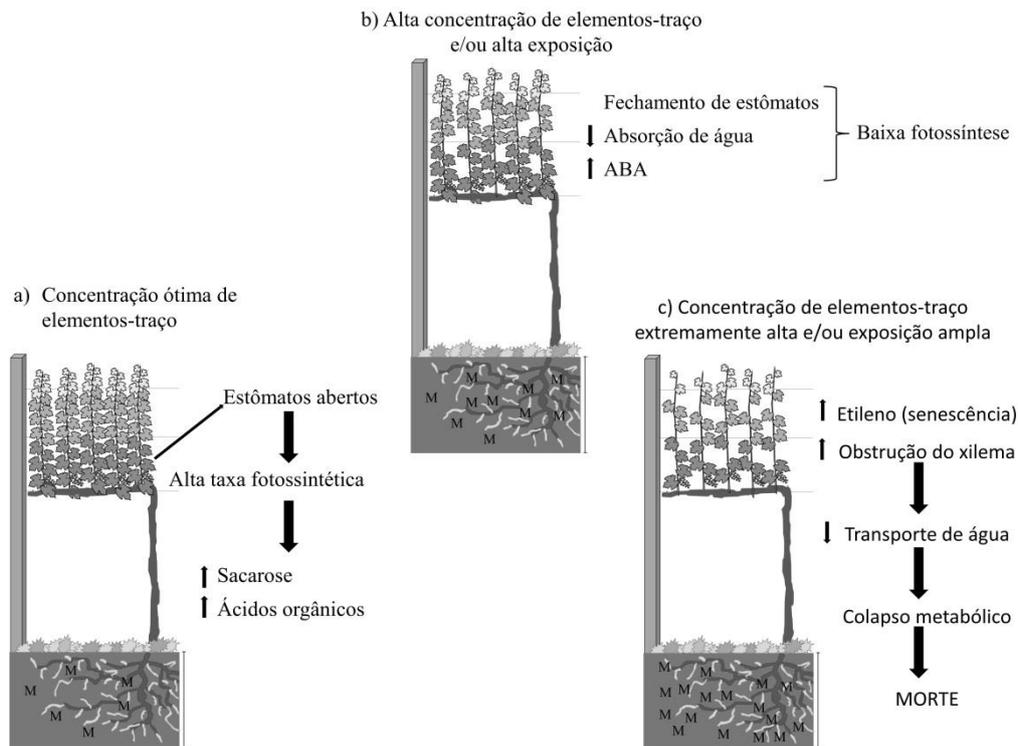


Figura 1 - Respostas fisiológicas de videiras jovens à toxicidade de metais pesados: influência da concentração do contaminante e nível de exposição.

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 fitotoxidez 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.

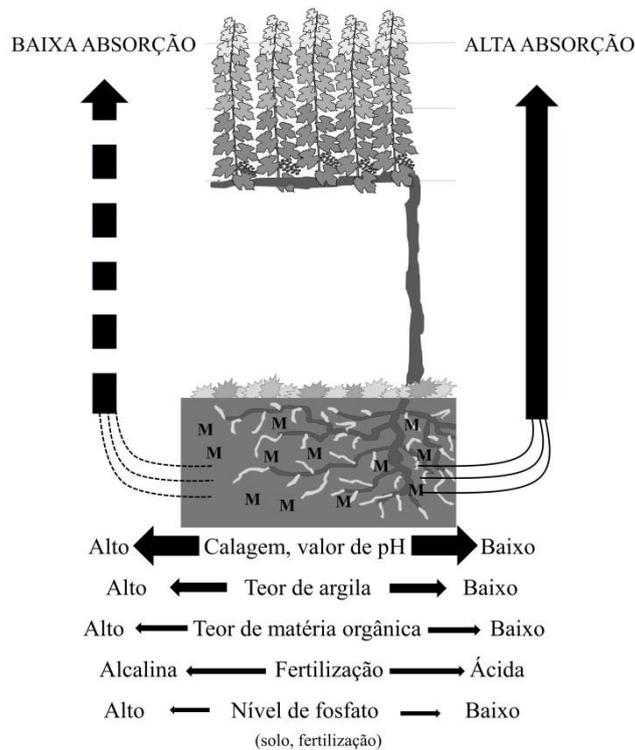


Figura 2 - Fatores que afetam a disponibilidade e absorção de metais pesados em videiras jovens. Tamanho e espessura das setas indicam a contribuição relativa de cada fator. Linhas tracejadas indicam absorção limitada M= metal pesado.

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).

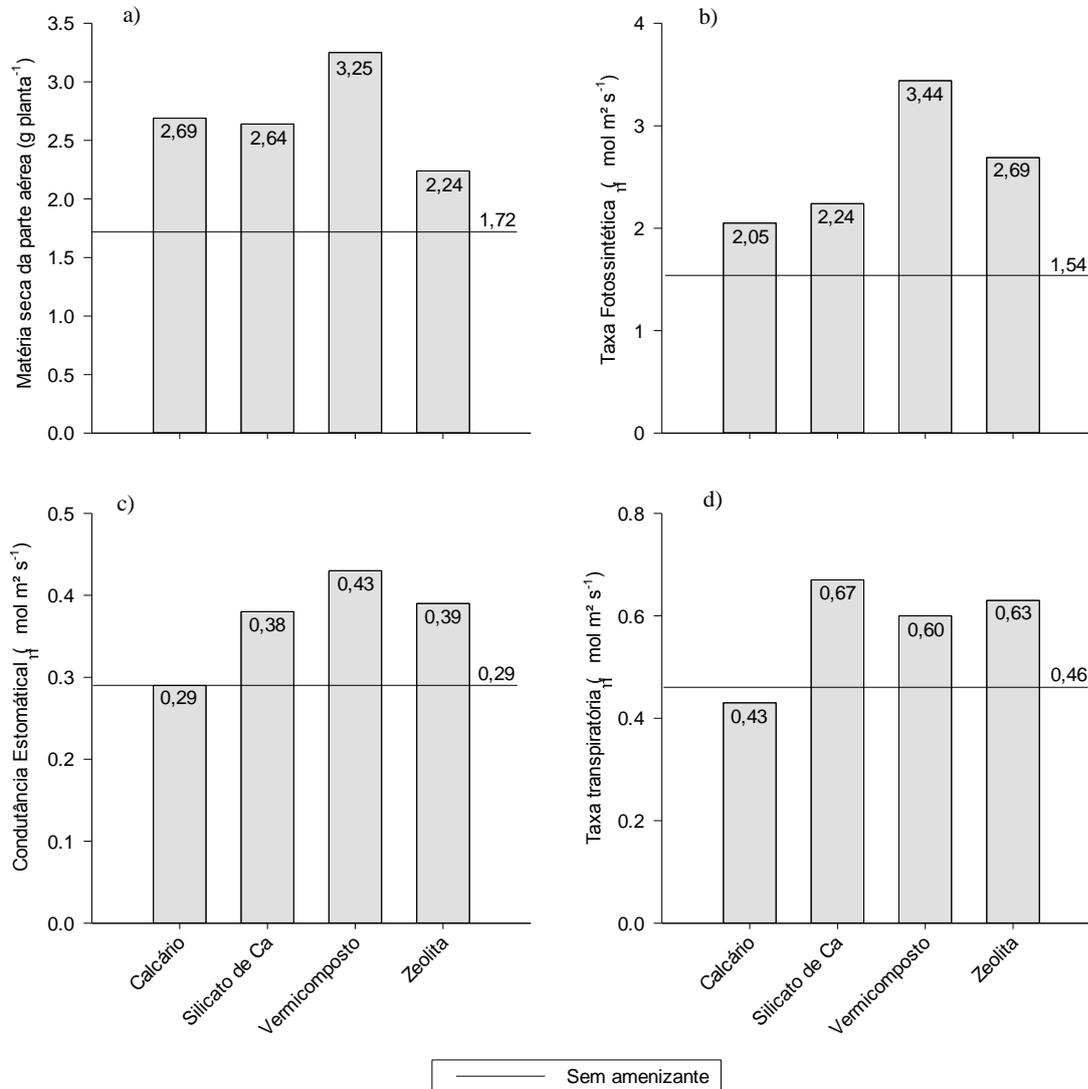


Figura 3 - Produção de matéria seca da parte aérea, taxa fotossintética, condutância estomática e transpiração em plantas de videira cultivadas em solo com altos teores de Cu após a aplicação de diferentes amenizantes. A linha contínua é referente ao tratamento sem aplicação de amenizante.

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 conseqüentemente 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.

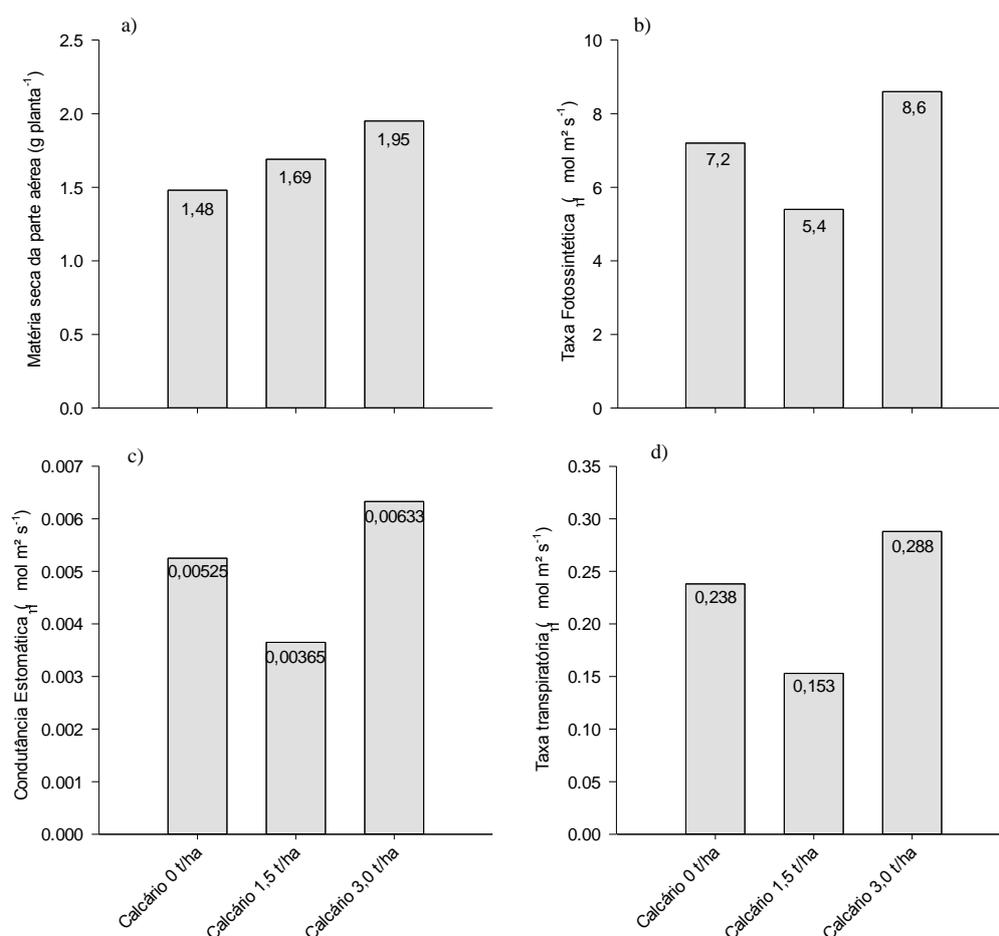


Figura 4 - Produção de matéria seca da parte aérea, taxa fotossintética, condutância estomática e transpiração em plantas de videira cultivadas em solo com altos teores de Cu após a aplicação de diferentes doses de calcário.

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.

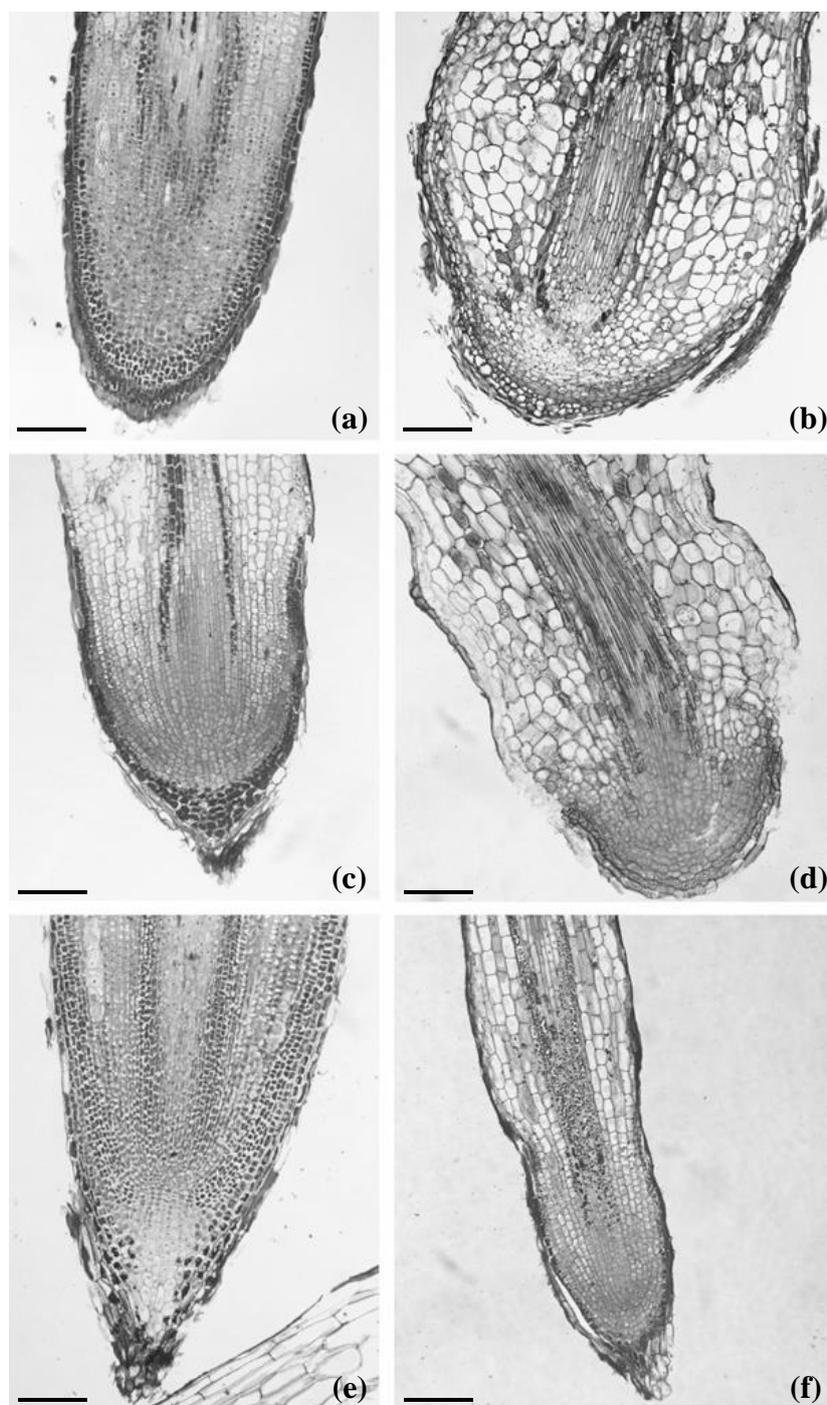


Figura 5 - Seções longitudinais do ápice radicular de videiras jovens 'Niágara Branca' (*Vitis labrusca* L.) cultivadas com e sem adição de 50 mg kg^{-1} de Cu e com $0,0, 1,5$ e $3,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ de calcário. (a) – sem adição de Cu e sem calcário; (b) – com adição de 50 mg kg^{-1} de Cu e sem 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 consequentemente, 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).

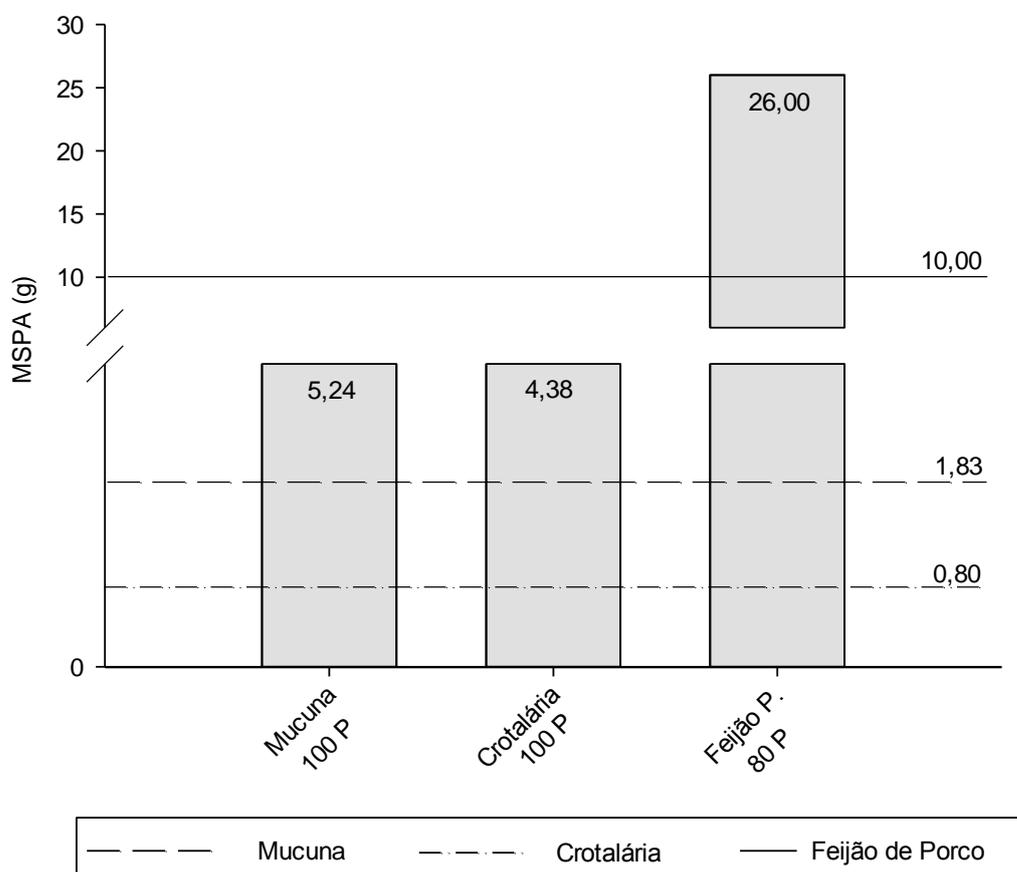


Figura 6 - Matéria seca da parte aérea das plantas *Mucuna cinereum*, *Crotalaria juncea* e *Canavalia ensiformis*, cultivadas em solo com altos teores de Cu, submetidas à aplicação de diferentes doses de P com diferentes fontes. As linhas tracejadas ou contínuas são referentes ao cultivo das espécies 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 (F_v/F_m) 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).

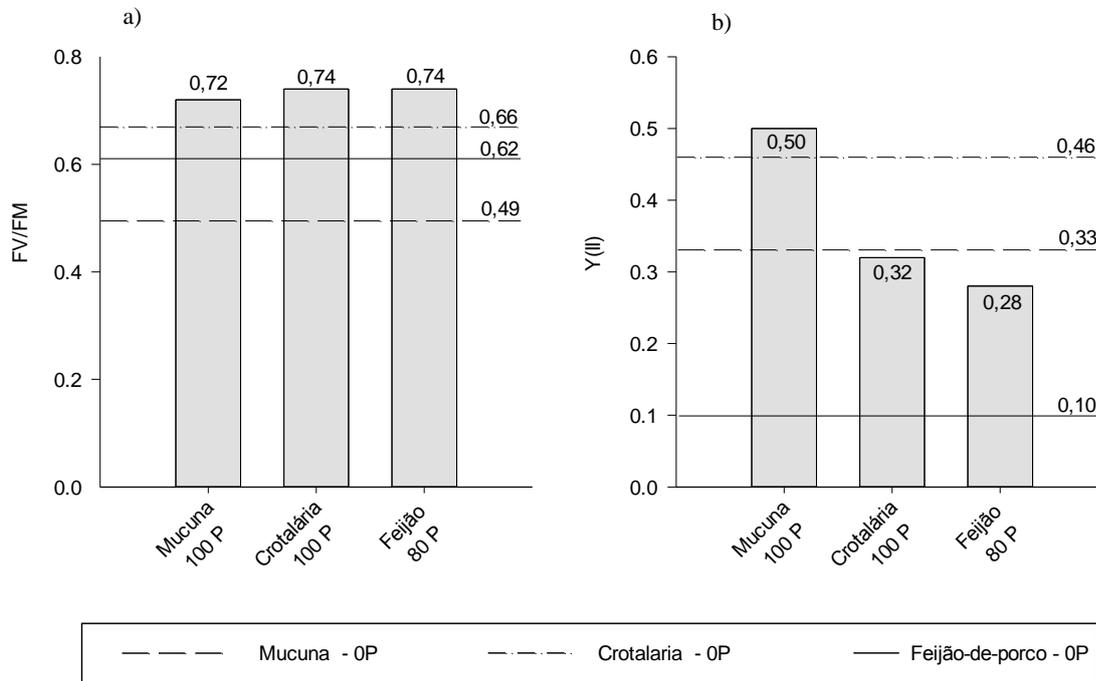


Figura 7 - Rendimento quântico máximo do PSII (Fv/Fm) e eficiência quântica efetiva do PSII (Y(II)) em plantas de *Mucuna cinereum*, *Crotalaria juncea* e feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*), cultivadas em solo com altos teores de Cu e aplicação de diferentes doses de P com diferentes fontes. As 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.

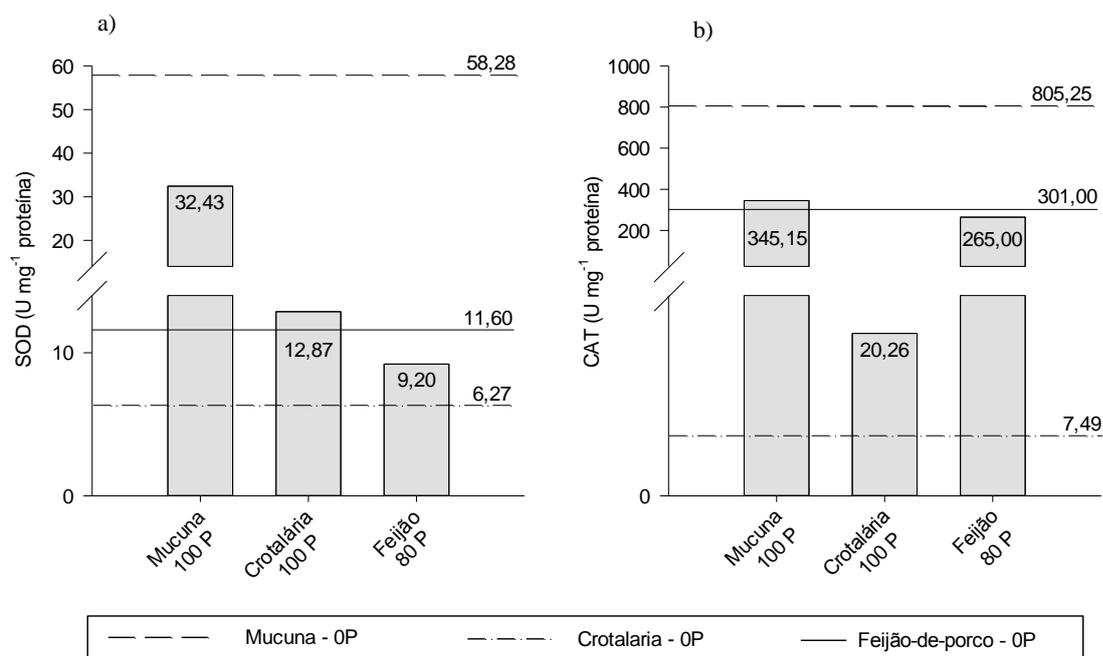


Figura 8 - Atividade SOD (superóxido dismutase) e CAT (catalase), em plantas de *Mucuna cinereum*, *Crotalaria juncea* e feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*), cultivadas em solo com altos teores de Cu e aplicação de diferentes doses de P com diferentes fontes. As linhas tracejadas ou contínuas são 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.

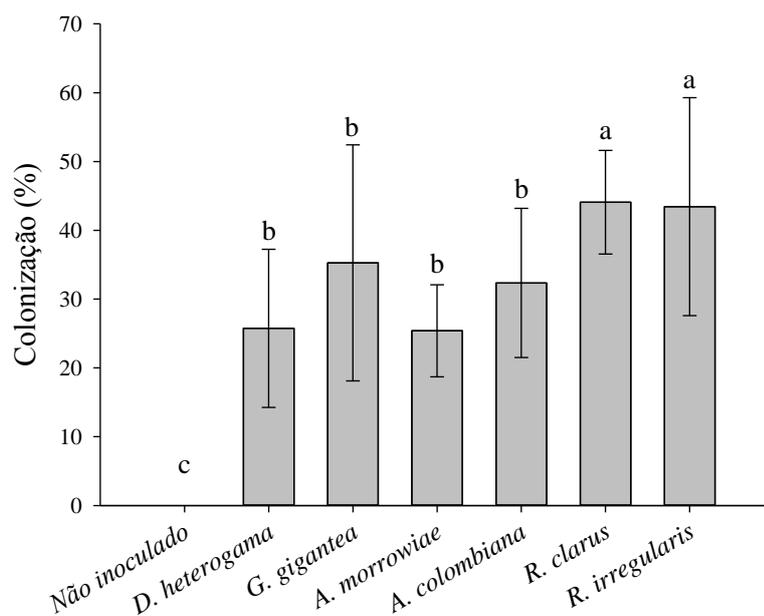


Figura 9 - Percentagem de colonização micorrízica de videiras jovens do porta-enxerto P1103 com e sem inoculação de FMA em solos com altos níveis de Cu. Fonte: Ambrosini et al. (2015b).

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 (KOPITTKKE 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 micorrizica 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.; GIROTTI, 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 Cadmium 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.
- KOPITTKE, 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.; GIROTTI, 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, p. 593-610, Jan. 2014.

MITTLER, R. Oxidative stress, antioxidants and stress tolerance. **Trends in Plant Science**, v. 7, n. 9, p. 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.; GIROTTO, 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.



MINISTÉRIO DA
AGRICULTURA, PECUÁRIA
E ABASTECIMENTO

