

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO, ESTADO NUTRICIONAL E
EXPORTAÇÃO DE NUTRIENTES EM POMAR DE TANGERINEIRAS SOB
ADUBAÇÃO ORGÂNICA**

**Fabício Balerini
(Dissertação de Mestrado)**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO, ESTADO NUTRICIONAL E
EXPORTAÇÃO DE NUTRIENTES EM POMAR DE TANGERINEIRAS SOB
ADUBAÇÃO ORGÂNICA**

FABRÍCIO BALERINI

Engenheiro Agrônomo (UFRGS)

Dissertação apresentada como
um dos requisitos à obtenção do
Grau de Mestre em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil

Março de 2016

PÁGINA DE HOMOLOGAÇÃO

*Aos meus pais **Selvi e Marlene** e irmão **Fábio**.*

*Dedico este trabalho como gratidão por todo
apoio e ensinamentos, indispensáveis à
superação dos desafios.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me presenteado com a vida, permitindo minha passagem por este mundo repleto de desafios que, geralmente, representam grandes oportunidades e o caminho para a realização pessoal.

Aos meus pais Selvi e Marlene, por terem assumido seu papel através da educação embasada na humildade e no respeito ao próximo; por me mostrarem que o trabalho honesto e o comprometimento dignificam o homem.

Ao meu irmão Fábio, por ser meu amigo e espelho para a vida. Pelo apoio, conselhos e ensinamentos, que contribuíram muito para a superação dos obstáculos desta caminhada.

Aos meus tios Inês, Vitelmo e Antônio, e primos Nego, Andréia e Andreza, por representarem minha segunda família e por todas as contribuições que me foram dadas ao longo de minha vida.

À UFRGS e à Faculdade de Agronomia, por terem aberto as portas para que eu pudesse usufruir de um ensino público de referência em qualidade.

Ao CNPq, pela concessão das bolsas de iniciação científica e de mestrado, indispensáveis à realização deste trabalho e obtenção deste título.

Ao Departamento de Solos e ao PPG Ciência do Solo da UFRGS, pela infraestrutura, mas, principalmente, pelo corpo docente e quadro de servidores empenhados na geração de ensino e pesquisa de qualidade; agradeço em especial ao Secretário Jader, pela dedicação e suporte dado com agilidade e competência.

Ao Biólogo e citricultor Luís C. Laux, por ter disponibilizado sua propriedade para a implantação e condução da área experimental e pelo apoio.

Ao Professor Sergio F. Schwarz, em nome dos demais professores, alunos e bolsistas do Departamento de Horticultura e Silvicultura que contribuíram para a realização deste trabalho.

Ao Zé, por todo auxílio dado e pelo companheirismo.

Ao professor Carlos A. Bissani, pela orientação durante quase sete anos, pela simplicidade, humildade, caráter, dedicação e por todos os ensinamentos que contribuíram para que me despertasse o interesse pela Ciência do Solo.

Ao Adão, por ser um segundo Pai, cujas maiores virtudes são a amizade verdadeira, parceria para todas as horas, paciência e responsabilidade.

À minha namorada, Amanda Posselt Martins, por estar sempre ao meu lado, por toda a ajuda, conselhos e demais contribuições fornecidas nesta caminhada, além do amor, companheirismo, fidelidade e compreensão, tornando minha vida mais prazerosa.

Ao grande amigo Sérgio, por todo o apoio e conselhos para a vida profissional e pessoal, além disso, por demonstrar que a humildade é um dos maiores bens que uma pessoa pode ter.

Aos ex-colegas e amigos Henrique e Adriano (Byvis), pela parceria, amizade, simplicidade e pela contribuição para o crescimento pessoal e profissional.

À Professora Liane Bianchin, pela amizade, por todos os ensinamentos e pelo incentivo para que eu cursasse o mestrado.

Aos colegas e aos bolsistas do Laboratório de Química e Fertilidade do Solo, Tamara, Bernardo, Arnuti, Diego, Thiagão, Fernanda, Gabriel, César, Denardin, Sarah, João, Joãozinho, Gabriela, Walker, Felipe e Júlia, pelos momentos mesclados de felicidade, trabalho e aprendizado, que tornaram possível a criação desta dissertação.

Muito Obrigado!

CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO, ESTADO NUTRICIONAL E EXPORTAÇÃO DE NUTRIENTES EM POMAR DE TANGERINEIRAS SOB ADUBAÇÃO ORGÂNICA¹

Autor: Fabrício Balerini

Orientador: Prof. Carlos Alberto Bissani

RESUMO

No Rio Grande do Sul (RS), a produção orgânica tem sido uma alternativa viável aos citricultores. Entretanto, um dos problemas enfrentados é o restrito conhecimento científico em relação ao manejo da adubação orgânica do solo. Neste sentido, os objetivos deste trabalho foram verificar a evolução de características químicas do solo e do estado nutricional das tangerineiras e estimar a exportação de nutrientes pela colheita dos frutos, em função do manejo da adubação orgânica com aplicação de composto e biofertilizante líquido. Para isso, utilizou-se um experimento implantado em 2007, em um pomar comercial de tangerineiras, cultivar 'Montenegrina', manejadas em sistema orgânico de produção, em um Argissolo Vermelho Distrófico espessarênico, no município de Montenegro, RS. Os tratamentos consistiram de diferentes manejos da adubação orgânica, com uso de plantas de cobertura do solo e aplicação de composto sólido e biofertilizante líquido. O aumento do teor de matéria orgânica e do pH, devido à aplicação dos adubos orgânicos, contribuiu para o aumento da capacidade de troca de cátions do solo. Entretanto, as doses e as quantidades totais de composto aplicadas nos tratamentos foram muito altas, considerando-se as características químicas e físicas do solo do experimento. Este aspecto, associado ao poder de neutralização do composto, ocasionou o desequilíbrio químico do solo, afetando a disponibilidade de nutrientes. Além disso, a alta disponibilidade dos nutrientes no solo não garantiu a adequada nutrição das plantas, especialmente quanto a K, Zn e Mn, possivelmente devido a interações antagônicas. Nos frutos, os maiores teores de nutrientes foram determinados na fração casca + sementes, sendo o N e o K exportados em maiores quantidades. Entretanto, as quantidades de nutrientes exportados nas tangerinas foram bem inferiores às adicionadas pelas adubações.

¹ Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, (142p.) Março, 2016. Trabalho realizado com apoio financeiro do CNPq e da CAPES.

SOIL CHEMICAL CHARACTERISTICS, NUTRITIONAL STATUS AND NUTRIENT EXPORT IN A MANDARIN ORCHARD UNDER ORGANIC FERTILIZATION¹

Author: Fabrício Balerini

Adviser: Prof. Carlos Alberto Bissani

ABSTRACT

At the State of Rio Grande do Sul (RS), Brazil, organic production has been a great alternative for citrus farmers. However, there are restraints regarding scientific knowledge about the management of soil organic fertilization. Thus, the aims of the present study were to evaluate the development of the soil chemical characteristics and nutritional status of mandarin trees and to estimate the nutrient export by fruit harvest, due to the management of organic fertilization with application of compost and liquid biofertilizer. It was used an long term experiment established in 2007, in an commercial orchard of mandarin trees, variety 'Montenegrina', managed in organic system of production, on a sandy soil (Arenic Paleudult), located in Montenegro, RS. Testing treatments are different management for organic fertilization using ground cover plants and application of solid compost and liquid biofertilizer. Increase in soil organic matter and pH, because of application of organic fertilizers, contributed to increase the soil cation exchange capacity. However, doses and total amounts of solid compost applied on treatments were very high, considering soil chemical and physical characteristics of the experimental area. This issue, associated with neutralizing power of the compost caused soil chemical imbalance, because of the excessive increase and extended effect on soil pH, affecting nutrient availability. In addition, the high nutrient contents in the soil did not ensured appropriate plant nutrition, especially regarding K, Zn e Mn, possibly due to antagonistic interactions. In the fruits, higher concentration of nutrients were determined in the fraction peel + seeds, being N and K exported in larger amounts. However, the amounts of nutrients exported by fruits were lower than those added by fertilization.

¹ M.Sc. Dissertation in Soil Science - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, (142p.) March, 2016. Research supported by CNPq and CAPES.

SUMÁRIO

	Pág.
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1. Gênero <i>Citrus</i>	3
2.2. Citricultura no Brasil e no Rio Grande do Sul.....	3
2.3. Sistemas de produção de citros no RS	5
2.3.1. Produção orgânica	6
2.3.2. Manejo da adubação em sistema de produção orgânica.....	7
2.4. Atributos do solo e disponibilidade de nutrientes	12
2.4.1. pH do solo.....	12
2.4.2. Matéria orgânica do solo	14
2.4.3. Interação entre nutrientes	17
2.4.3.1. Nitrogênio	18
2.4.3.2. Fósforo e zinco.....	19
2.4.3.3. Potássio, cálcio e magnésio	20
2.5. Recomendação de adubação para citros.....	23
2.6. Uso de resíduos orgânicos.....	24
3. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	29
3.1. Localização geográfica, clima, solo e histórico da área experimental	29
3.2. Tratamentos e delineamento experimental	31
3.3. Tratos culturais do pomar.....	34
4. ESTUDO 1 – CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO EM POMAR ORGÂNICO DE TANGERINEIRAS.....	35
4.1. Introdução	35
4.2. Material e métodos.....	36
4.2.1. Descrição do experimento e determinação das características químicas do solo.....	36
4.3. Resultados e discussão	38
4.3.1. Quantidades de CaCO ₃ equivalente, C orgânico e nutrientes essenciais adicionados pelo composto e biofertilizante líquido.....	38
4.3.2. Valores de pH, C orgânico e CTC _{pH7,0} do solo.....	40
4.4. Conclusões	51
5. ESTUDO 2 – MACRONUTRIENTES NO SOLO, ESTADO NUTRICIONAL DE TANGERINEIRAS E EXPORTAÇÃO DE NUTRIENTES PELA COLHEITA.....	52
5.1. Introdução	52
5.2. Material e Métodos.....	53
5.2.1. Descrição do experimento e determinação dos atributos químicos do solo.....	53
5.2.2. Determinação do estado nutricional das plantas.....	53
5.2.3. Determinação da exportação de nutrientes pelos frutos	54
5.3. Resultados e Discussão.....	57
5.3.1. Teores de macronutrientes do solo.....	57

5.3.2. Teores foliares de macronutrientes.....	67
5.3.3. Produtividade, teores e exportação de macronutrientes pelos frutos.....	74
5.4. Conclusões	80
6. ESTUDO 3 – MICRONUTRIENTES NO SOLO, ESTADO NUTRICIONAL DE TANGERINEIRAS E EXPORTAÇÃO DE NUTRIENTES PELA COLHEITA.....	81
6.1. Introdução	81
6.2. Material e Métodos.....	82
6.2.1. Descrição do experimento e determinação dos atributos químicos do solo.....	82
6.2.2. Determinação do estado nutricional das plantas.....	82
6.2.3. Determinação da exportação de nutrientes pelos frutos	83
6.3. Resultados e Discussão	84
6.3.1. Teores de micronutrientes do solo	84
6.3.2. Teores foliares de micronutrientes.....	96
6.3.3. Produtividade, teores e exportação de micronutrientes pelos frutos.....	103
6.4. Conclusões	108
7. CONSIDERAÇÕES GERAIS	110
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	113
9. APÊNDICES.....	129

RELAÇÃO DE TABELAS

	Pág.
Tabela 1. Distribuição granulometria média do perfil do solo da área experimental	30
Tabela 2. Valores médios de determinações químicas e físicas do composto sólido e do biofertilizante líquido, utilizados na adubação orgânica do experimento	31
Tabela 3. Descrição temporal das aplicações e doses do composto sólido e do biofertilizante líquido em cada tratamento da área experimental	33
Tabela 4. Quantidades de composto orgânico e biofertilizante líquido aplicados, de equivalente em CaCO ₃ , de carbono orgânico e de nutrientes aportados ao solo pelos tratamentos durante o período de 2008 a 2011	39
Tabela 5. Concentração de macronutrientes em tangerineiras (polpa e casca+sementes), em base seca, em função dos diferentes manejos da adubação orgânica do solo, para as safras 2013/2014 e 2014/2015.....	75
Tabela 6. Produtividade de tangerineiras (safra 2013/2014) e exportação de macronutrientes pelos frutos em base úmida (safras 2013/2014 e 2014/2015), em função dos diferentes manejos da adubação orgânica do solo	77
Tabela 7. Concentração de micronutrientes em tangerineiras (polpa e casca+sementes), em base seca, em função dos diferentes manejos da adubação orgânica do solo, para as safras 2013/2014 e 2014/2015.....	104
Tabela 8. Produtividade de tangerineiras (safra 2013/2014) e exportação de micronutrientes pelos frutos em base úmida (safras 2013/2014 e 2014/2015), em função dos diferentes manejos da adubação orgânica do solo	106

RELAÇÃO DE FIGURAS

Pág.

Figura 1. Representação da disponibilidade de nutrientes e de alumínio de acordo com o pH do solo. Fonte: Adaptado de POTASH PHOSPHATE INSTITUTE (1989).....	14
Figura 2. Ilustração das plantas que compõem cada parcela experimental, com identificação das três plantas centrais utilizadas nas avaliações de solo e planta.	33
Figura 3. Valor de pH (H ₂ O 1:1) do solo das camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras..	42
Figura 4. Teor de C orgânico do solo (método Walkley-Black) nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras.....	45
Figura 5. Valor de CTC _{pH7,0} do solo nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras.	48
Figura 6. Valores de pH (a) e carbono orgânico (b), relação entre CTC _{pH7,0} e carbono orgânico (c) e CTC _{pH7,0} (d) no perfil do solo após sete anos (2014) da implantação de diferentes sistemas de manejo da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras.	50
Figura 7. Esquema com os procedimentos adotados para a preparação das amostras de frutos de tangerineiras para a posterior determinação da concentração de nutrientes.....	55
Figura 8. Dados climáticos de temperatura média mensal e de precipitação representativos para a área experimental e obtidos da Estação Meteorológica de Teutônia/RS, referentes às safras 2013/2014 e 2014/2015, em que houveram as avaliações de frutos.	56
Figura 9. Teor de P (Mehlich-1) do solo nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras.	59
Figura 10. Teor de K (Mehlich-1) do solo nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras..	63
Figura 11. Teor de Mg (trocável) do solo nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras..	66

Figura 12. Teores foliares de N (a), P (b) e K (c) das tangerineiras, no período de 31 a 91 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo.....	68
Figura 13. Teores foliares de Ca (a) e Mg (b) das tangerineiras, no período de 31 a 91 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo.....	73
Figura 14. Exportação média de macronutrientes pela colheita dos frutos, com a divisão dos frutos em polpa e casca + semente, em pomar orgânico de tangerineiras.....	78
Figura 15. Teor de Cu (HCl 0,1 mol L ⁻¹) do solo nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras.....	86
Figura 16. Teor de Zn (HCl 0,1 mol L ⁻¹) do solo nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras.....	89
Figura 17. Teor de Mn (HCl 0,1 mol L ⁻¹) do solo nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras.....	91
Figura 18. Teor de B do solo nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras.....	94
Figura 19. Teores foliares de Cu (a) e Zn (b) das tangerineiras, no período de 31 a 91 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo.....	98
Figura 20. Teores foliares de Mn (a) e Fe (b) das tangerineiras, no período de 31 a 91 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo.....	101
Figura 21. Exportação média de micronutrientes pela colheita dos frutos, com a divisão dos frutos em polpa e casca + semente, em pomar orgânico de tangerineiras.....	108

RELAÇÃO DE APÊNDICES

	Pág.
Apêndice 1. Caracterização química do solo da área nativa (referência) e dos tratamentos na implantação do experimento (2007)	129
Apêndice 2. Descrição dos procedimentos adotados na preparação das amostras de frutos para a posterior determinação da concentração de nutrientes	130
Apêndice 3. Descrição das metodologias utilizadas para a determinação de boro no solo (a) e em tecido (b), baseadas nos procedimentos descritos em Tedesco et al. (1995) e adaptadas para leitura pela técnica de ICP	131
Apêndice 4. Teores de Ca no solo em função da profundidade, época de amostragem e dos diferentes manejos da adubação de pomar orgânico de tangerineiras	132
Apêndice 5. Teor foliar de B das tangerineiras, no período de 55 a 91 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo. A linha tracejada horizontal indica o limite inferior da classe “normal” de interpretação do teor foliar	132
Apêndice 6. Banco de dados relativos à evolução temporal das características químicas determinadas no perfil do solo de um pomar orgânico de tangerineiras com diferentes manejos da adubação (AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m ³ ha ⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m ³ ha ⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m ³ ha ⁻¹ de composto e de 100 m ³ ha ⁻¹ de biofertilizante em anos alternados)	133
Apêndice 7. Banco de dados relativos à evolução temporal dos teores foliares de macronutrientes e micronutrientes de tangerineiras (base seca) conduzidas em um pomar orgânico com diferentes manejos da adubação (AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m ³ ha ⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m ³ ha ⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m ³ ha ⁻¹ de composto e de 100 m ³ ha ⁻¹ de biofertilizante em anos alternados)	139
Apêndice 8. Teores de macronutrientes e micronutrientes (base seca) determinados em frutos de tangerineiras (fracionados em polpa e casca + sementes), conduzidas em um pomar orgânico com diferentes manejos da adubação (AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m ³ ha ⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m ³ ha ⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m ³ ha ⁻¹ de composto e de 100 m ³ ha ⁻¹ de biofertilizante em anos alternados)	141

1. INTRODUÇÃO GERAL

No Rio Grande do Sul (RS), a produção agropecuária foi responsável por compor 9% do PIB e 65% das exportações totais do Estado em 2015 (FEE, 2015), demonstrando a importância deste setor para a economia estadual. A citricultura, pertencente ao setor agropecuário, contribui significativamente para a economia do Estado. No RS, a produção de citros ocorre principalmente em propriedades de agricultura familiar (GRUPEX, 2005), que se caracterizam por apresentarem área física reduzida e mão-de-obra oriunda principalmente dos membros das famílias. Assim, este modelo de citricultura contribui com a manutenção das famílias no campo, com a redução do êxodo rural e, conseqüentemente, a migração das famílias rurais para centros urbanos.

Os pomares de citros são manejados principalmente sob sistema de produção convencional e orgânico. O sistema de produção convencional é o mais usual na produção de citros, que se caracteriza pelo uso intensivo de insumos de fontes externas para o fornecimento de nutrientes e controle de pragas e doenças. Entretanto, fatores como o incremento no consumo energético, redução nas margens de lucro e aumento da consciência ambiental de produtores e consumidores (Morton & Proebst, 2003) têm proporcionado a abertura de mercados para produtos agrícolas cultivados e processados de forma alternativa. Sendo assim, o sistema de produção orgânica tem sido uma alternativa aos citricultores, o qual preconiza o uso de práticas de manejo eficientes na preservação e recuperação dos recursos naturais, além de permitir a produção de produtos com melhor qualidade e que atendam às demandas de

consumidores mais exigentes. Uma das regiões do RS que se destaca pelo incremento da citricultura orgânica é o Vale do Caí.

Em sistemas de produção orgânica, a nutrição das plantas se dá pelo uso de adubos orgânicos, que em geral possuem liberação lenta dos nutrientes, mediada pelos microrganismos associados à matéria orgânica do solo (MOS) e pela microbiota presente no próprio adubo orgânico. Entre os materiais mais utilizados estão os dejetos de animais. Com o aumento na demanda por adubos orgânicos, uma alternativa adotada pelos produtores é a utilização de compostos produzidos a partir de resíduos orgânicos oriundos de agroindústrias. A reutilização de resíduos de diversas origens, como agrícola, industrial ou urbana, tem sido uma prática popular em todo mundo, pois permite a reciclagem de resíduos que poderiam contribuir para a contaminação ambiental.

Entretanto, o conceito original da adubação orgânica tem sido utilizado de forma inadequada ao acreditar que boas produtividades estão diretamente relacionadas à utilização de altas doses de adubos orgânicos. Sabe-se que alguns resíduos orgânicos podem conter componentes ou apresentar propriedades químicas indesejáveis, sendo muito importante a caracterização prévia destes materiais, para que se possa definir as doses adequadas a serem aplicadas.

Uma das particularidades dos adubos orgânicos é a dificuldade de obter-se um balanço nutricional adequado às exigências do solo e da espécie cultivada em cada pomar. Além disso, a maior parte dos resíduos apresentam componentes alcalinos em sua composição. Estas características, associadas à aplicação de doses excessivas dos resíduos em áreas agrícolas, pode ocasionar o desbalanço dos atributos químicos do solo, como os teores de nutrientes e o valor de pH. Isso pode desencadear reações e processos químicos no solo que levam ao antagonismo e à redução na disponibilidade dos nutrientes às plantas.

Desta forma, é de suma importância que se avalie as características químicas do solo e a nutrição das plantas em áreas com aplicação de resíduos orgânicos. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a evolução temporal das características químicas do solo e da nutrição das tangerineiras e, determinar a exportação de nutrientes pela colheita dos frutos, em um pomar de citros conduzido por longo prazo sob diferentes manejos da adubação orgânica do solo.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Gênero *Citrus*

O gênero *Citrus* é o principal gênero de interesse comercial na produção de frutas para o consumo humano, fazendo parte da tribo Citrinae, subfamília Aurantiodeae e família Rutaceae, sendo sua origem atribuída ao Sudoeste da Ásia (Swingle & Reece, 1967). No gênero *Citrus*, as principais espécies frutíferas cultivadas são: as laranjeiras-doces [*C. sinensis* (L.) Osb.], as laranjeiras-azedas (*C. aurantium* L.), as tangerineiras (*Citrus* ssp.), as limeiras (*Citrus* ssp.), os limoeiros [*C. limon* (L.) Burm f.], as cidreiras (*C. medica* L.), os pomeleiros (*C. paradisi* Macf.) e as toranjeiras (*C. grandis* (L.) Osb.) (Koller & Soprano, 2013). Os primeiros relatos de cultivo dos citros no Brasil datam de 1540, na Ilha da Cananéia, Estado de São Paulo, e de 1549, no Estado da Bahia, com a chegada dos Jesuítas a Salvador (Webber et al., 1967; Campos, 1979; Rodriguez & Viégas, 1980).

2.2. Citricultura no Brasil e no Rio Grande do Sul

A citricultura é amplamente difundida no Brasil, contribuindo fortemente com o desenvolvimento econômico do agronegócio nacional. Segundo Oliveira et al. (2010), os citros encontram-se entre as frutas mais consumidas no país, sendo cultivados em todos os Estados. No mercado das frutas cítricas, o Brasil é o maior produtor mundial de laranjas, cuja produção em 2013 foi de aproximadamente 17,6 milhões de toneladas, correspondendo a 25%

da produção mundial da fruta e gerando uma renda de 3,4 bilhões de dólares (FAO, 2015). Zulian et al. (2013) destacam que além de maior produtor mundial de laranjas, o Brasil é o maior exportador do suco da fruta.

De acordo com a análise do mercado interno de bebidas industrializadas, realizado por Savanachi (2015), o consumo de sucos integrais, ou seja, 100% compostos por sucos de frutas, teve um crescimento de 258,2% no período de 2005-2014. Entretanto, o consumo *per capita* ainda é bastante baixo (0,8 litros) se comparado ao consumo de refrigerantes (101,4 litros), por exemplo. Com relação ao suco de laranja, no mercado mundial é o sabor mais consumido, contudo, no mercado brasileiro, detém apenas 16% do mercado nacional, estando bem atrás do suco de uva, que detém 31% do mercado, e muito próximo dos 15% do suco de pêssego. Apesar disso, dados de Savanachi (2015) mostram que houve um crescimento de 35% no consumo de suco de laranja, no período de 2003-2013. Portanto, nota-se que há espaço para a expansão do mercado de sucos em geral, inclusive para os sucos do complexo das frutas cítricas, tanto para atender o mercado interno quanto externo.

Apesar de apresentar menor importância econômica que a laranja, a produção nacional de tangerinas contribui com uma renda anual de aproximadamente R\$ 743 milhões, devido a uma produção que gira em torno de um milhão de toneladas da fruta anualmente (IBGE, 2015). Segundo dados da FAO (2015), o Brasil é o quarto maior produtor mundial de tangerinas, seguindo a China, a Espanha e estando muito próximo da Turquia.

A região Sul do Brasil é responsável por 35% da produção nacional de tangerinas (IBGE, 2015). No Rio Grande do Sul (RS), as espécies frutíferas mais cultivadas são as uvas e as espécies do gênero *Citrus*, no qual há o predomínio do cultivo de laranjas e tangerinas (Hamm, 2005). No ranking nacional, o Estado do RS ocupou a terceira posição até 2013, sendo precedido pelos Estados de São Paulo e Paraná. Entretanto, em 2014, o Estado de Minas Gerais obteve um grande aumento na produção, ultrapassando o RS, que passou a ocupar a quarta posição, apesar de ter mantido a quantidade produzida (IBGE, 2015).

No RS, a citricultura foi introduzida no final do século XVIII por imigrantes açorianos e seus descendentes, na região pertencente aos municípios de Taquari e Triunfo (Dornelles, 1980). A região do Vale do Caí, que

atualmente é uma das principais regiões produtora de citros do Estado, iniciou as atividades na citricultura no final do século XIX. A citricultura gaúcha é predominantemente caracterizada como atividade da agricultura familiar, cuja área das propriedades destinada para produção da fruta é em torno de 6 ha no Vale do Caí e em torno de 1 ha em outras regiões (GRUPEX, 2005), tendo a citricultura como a principal renda da propriedade (Panzenhagen et al., 2008). A mão-de-obra demandada nas atividades agrícolas é suprida pelos membros da família, contribuindo com a redução das taxas de êxodo rural e aumentando as possibilidades para que ocorra a sucessão familiar (Bonine & João, 2002).

Logo, esta região possui tradição na produção de citros, em geral. Segundo Oliveira et al. (2010), a cadeia produtiva está muito bem estruturada, possuindo os principais elos, tais como produtores com tradição no cultivo das frutas, fornecedores de insumos para os diferentes sistemas de produção, produtores de mudas, casas de beneficiamento das frutas (*packing houses*) e indústrias para a produção de sucos e outros derivados. Além disso, a experiência dos produtores agrega muito conhecimento acumulado sobre a produção da cultura, que é difundido através da troca de informações entre os produtores e os órgãos de pesquisa. Outro aspecto relevante na região é a ampla difusão do cooperativismo e/ou associativismo e seus benefícios.

Dentre as variedades cultivadas no Vale do Caí para a produção de tangerinas, a 'Montenegrina', oriunda de mutação espontânea (Rodrigues & Dornelles, 1999), é o cultivar mais plantado. Vale salientar que na região a 'Montenegrina' é denominada como "bergamota", ao invés de "tangerina". Entretanto, neste trabalho será utilizado o termo tangerina, pelo fato de serem sinônimos e o termo mais usado no país é o de tangerina. Assim, as tangerinas são destinadas para o mercado de frutas *in natura*, atendendo principalmente o mercado interno, mas podem também ser processadas para a extração de sucos e óleos essenciais, facilitando a comercialização para mercados internacionais (Bonine & João, 2002; Rosa, 2010; SEBRAE, 2015).

2.3. Sistemas de produção de citros no RS

Os sistemas de produção diferem entre si, conforme as práticas utilizadas no manejo dos pomares. Na citricultura, existem diversos sistemas de

produção possíveis de serem utilizados nas propriedades, tais como: convencional, orgânico, produção integrada, agroflorestal, biodinâmico, natural, alternativo, permacultural e sistemas mistos (GRUPEX, 2005). Assim, cabe ao produtor optar pelo sistema de produção que atenda às características de sua região, em função da disponibilidade de mão-de-obra e insumos, da demanda do mercado consumidor e das condições edafo-climáticas.

Dentre os diversos sistemas de produção citados, na região do Vale do Caí destacam-se os sistemas de produção convencional e orgânico. Segundo GRUPEX (2005), o sistema de produção convencional é o mais usual, porém não existe uma legislação específica que defina regras à sua aplicação. Geralmente a adubação do solo ocorre pelo uso de grandes quantidades de adubos minerais de alta solubilidade, potencializando as perdas de nutrientes por lixiviação e gerando perdas econômicas e ambientais aos sistemas de produção (Morton & Proebst, 2003). Além disso, este sistema preconiza o uso intensivo de insumos externos, seja para atender as demandas nutricionais ou para o controle de pragas e doenças da cultura.

Na região do Vale do Caí, o sistema de produção orgânico surgiu na década de 90, como uma alternativa aos citricultores, que estavam insatisfeitos com determinados aspectos do sistema de produção convencional. As práticas adotadas para o manejo das pragas e doenças nos pomares apresentavam altos custos e resultavam em baixa eficiência, ameaçando a viabilidade econômica das propriedades, além de potencializarem os riscos de contaminação ambiental (Oliveira et al., 2010).

2.3.1. Produção orgânica

O sistema de produção orgânica é regido nacionalmente pela Lei nº 10.831, de 23 de dezembro de 2003 (Brasil, 2003, p.8). Segundo a legislação, o sistema de produção orgânico é:

(...) “todo aquele em que se adotam técnicas específicas, mediante a otimização do uso dos recursos naturais e socioeconômicos disponíveis e o respeito à integridade cultural das comunidades rurais, tendo por objetivo a sustentabilidade econômica e ecológica, a maximização dos benefícios sociais, a minimização da dependência de energia não-renovável, empregando, sempre que possível, métodos culturais, biológicos e mecânicos, em contraposição ao uso

de materiais sintéticos, a eliminação do uso de organismos geneticamente modificados e radiações ionizantes, em qualquer fase do processo de produção, processamento, armazenamento, distribuição e comercialização, e a proteção do meio ambiente”.

Esta lei define também que o conceito de sistemas de produção orgânica agropecuária e industrial é aplicado aos sistemas denominados: ecológico, biodinâmico, natural, regenerativo, biológico, agroecológicos, permacultural e outros que atendam os princípios estabelecidos pela lei.

Neste contexto, para que um determinado produto seja classificado como orgânico, faz-se necessária uma avaliação prévia do sistema de produção, a ser realizada por órgãos responsáveis pela certificação. De modo geral, na produção orgânica não é permitido o uso de insumos sintéticos na adubação e no controle de pragas e doenças; ao invés disso, busca-se uma interação harmoniosa entre os agentes do sistema de produção, para que haja o equilíbrio natural do agroecossistema, por meio da maior diversidade de espécies. Assim, os fertilizantes minerais são substituídos por fertilizantes orgânicos que sejam, preferencialmente, produzidos dentro ou próximo da propriedade agrícola e os agrotóxicos dão espaço para compostos orgânicos encontrados naturalmente na natureza, a fim de buscar a sustentabilidade ambiental, econômica e cultural (GRUPEX, 2005).

2.3.2. Manejo da adubação em sistema de produção orgânica

O planejamento do manejo da adubação dos pomares de citros é uma medida de grande importância para todos os sistemas de produção. Neste sentido, alguns aspectos fundamentais devem ser considerados no momento de se definir as quantidades de corretivos e fertilizantes a serem utilizados, tais como: reação e disponibilidade de nutrientes no solo, exigência nutricional da espécie e cultivar utilizada; idade das plantas; práticas de manejo do solo e da cultura; histórico das produtividades; expectativa de produtividade, clima e disponibilidade de recursos financeiros (Souza et al., 2010).

Entretanto, para pomares manejados em sistema de produção orgânica, além dos aspectos citados acima, existem algumas exigências específicas a serem atendidas quanto ao manejo da adubação, determinadas pela Instrução Normativa (IN) nº 46 do MAPA, de 06 de outubro de 2011 (Brasil,

2011). Assim, esta IN preconiza a manutenção da fertilidade do solo e a nutrição das plantas por meio da reciclagem da matéria orgânica; a manutenção da atividade biológica do solo; o equilíbrio dos nutrientes e a qualidade da água. Com relação aos insumos, a IN define que a utilização destes não comprometa a estabilidade do habitat natural e do agroecossistema durante sua obtenção, utilização e armazenamento, de modo que não represente ameaça ao meio ambiente e à saúde humana e animal.

Desta forma, a matéria orgânica do solo (MOS) torna-se um componente essencial na viabilização de sistemas de produção orgânica, especialmente em solos de ambientes tropicais e subtropicais. Bayer & Mielniczuk (2008) enfatizam que a MOS desempenha funções fundamentais, sendo a principal fonte de energia para os microrganismos do solo, contribui com a armazenagem e fornecimento de nutrientes às plantas, com destaque ao nitrogênio, além de ser um importante condicionador do solo, contribuindo para a retenção de água e a melhor agregação das partículas do solo (Mordoğan et al., 2013).

Em pomares orgânicos, tem-se a concepção de fornecer nutrientes ao solo e à população microbiana, mas não diretamente à cultura. Assim, as plantas obtêm os nutrientes pela liberação lenta da MOS, mediada pela atividade microbiana. Além disso, MOS contribui com a maior diversidade de espécies vivas ao sistema agroecológico, sendo importante a busca de mecanismos que possibilitem o incremento dos teores de carbono orgânico do solo (Gliessman, 2001).

O uso de plantas de cobertura é uma das práticas que contribuem com o incremento do teor de MOS, sendo conhecida como “adubação verde”, que se caracteriza pela produção local do material orgânico (Morton & Proebst, 2003; Silva, 2008). A manutenção da cobertura vegetal permite a proteção da superfície do solo e contribui com a ciclagem de nutrientes, reduzindo as perdas por escoamento superficial e lixiviação. Assim, é importante que estas culturas sejam tratadas de forma semelhante às culturas principais do sistema, visto que quando cultivadas em solos férteis, possuem a capacidade de aprofundar o sistema radicular e podem atuar como bombas, que transportam nutrientes de camadas mais profundas para a superfície do solo (Silva, 2008). Em pomares, a cobertura do solo geralmente é feita por plantas espontâneas, sendo uma

alternativa benéfica aos aspectos mencionados acima, desde que sejam manejadas, para que não haja competição com a cultura principal (Guimarães et al., 2002).

Além dos benefícios relacionados à nutrição das plantas, os fertilizantes orgânicos geralmente implicam em menor custo para a aquisição, se comparado ao custo dos fertilizantes minerais, principalmente se forem produzidos com resíduos gerados dentro ou próximo da propriedade. De acordo com Loncaric et al. (2013), o custo da adubação orgânica, por meio da reutilização de dejetos de bovinos produzidos na propriedade, foi equivalente a 46% do custo da adubação mineral, contabilizando os custos com mecanização para a aplicação dos adubos. Com isso, é possível que se obtenha uma maior rentabilidade na produção, além de proporcionar um destino adequado aos resíduos orgânicos. Nava (2010) afirma que o uso de resíduos de criatórios de aves e suínos na adubação orgânica de pomares de macieiras tem crescido muito na última década, pela maior oferta e menor custo em comparação aos adubos industrializados. Este autor observou também o aumento na produtividade das frutíferas e a maior ciclagem de nutrientes, pela maior produção de fitomassa das plantas espontâneas, quando houve a utilização de cama de aviário associada ao manejo das plantas espontâneas.

Na agricultura, vários materiais podem ser utilizados como adubos orgânicos, sendo que os de origem vegetal e animal são os mais utilizados (Comissão..., 2004). Embora haja variação na quantidade de biomassa produzida pelas culturas, qualquer cultivo deixa resíduos vegetais que irão contribuir com o aporte e ciclagem de nutrientes no solo, cujas quantidades dependerão da composição química do resíduo. Além disso, com o avanço da industrialização de produtos agrícolas, tornou-se recorrente a reutilização de resíduos vegetais remanescentes de agroindústrias, como as tortas, vinhaça, restos de levedura e resíduos de frutas em geral. Com relação aos resíduos animais, os maiores volumes são gerados em criatórios de suínos, aves e bovinos (Silva, 2008).

Assim, os fertilizantes orgânicos são uma importante fonte de nutrientes ao solo, entretanto, por estes estarem contidos em menores concentrações que nos fertilizantes minerais, a adubação orgânica demanda aplicações de maiores quantidades. Além disso, os fertilizantes orgânicos

contribuem com a melhoria de atributos físicos do solo, como a porosidade, estrutura, agregação, aeração, bem como a drenagem e armazenagem de água (Comissão..., 2004). Desta forma, Silva (2008) cita que o uso de adubos orgânicos nas lavouras tem melhorado a qualidade do solo e contribuído com a diminuição do uso de adubos minerais. Assim, há uma diminuição da demanda por matéria prima industrializada e extraída de recursos naturais, o que pode resultar na melhoria da qualidade ambiental.

Contudo, o uso de adubos orgânicos, quando feito de forma indiscriminada, pode ocasionar a poluição ambiental. Como exemplo, pode-se citar os dejetos dos animais, cuja produção geralmente é concentrada em determinadas regiões. Em sistemas com produção de aves e suínos são gerados grandes volumes de dejetos, os quais são distribuídos continuamente em áreas próximas aos criatórios, devido à inviabilidade econômica de distribuir estes resíduos para outras regiões (Silva, 2008). Seganfredo (1999) cita que, em áreas de produção intensiva de suínos, pode ocorrer o acúmulo excessivo de determinados nutrientes no solo, a ponto de comprometer a produção agrícola, dependendo da composição química e do número de aplicações de dejetos. Giardini (1991) cita que a determinação da quantidade de dejetos de suínos a ser aplicada deve considerar a relação entre cátions monovalentes e bivalentes $[(Na^{+1} + K^{+1})/(Ca^{+2} + Mg^{+2})]$, além das características intrínsecas do solo.

Além disso, é comum o uso de adubos orgânicos na agricultura, sem que tenham passado pelo processo de cura, que visa a estabilização química e física dos materiais orgânicos. A cura pode ser feita por meio da compostagem dos adubos orgânicos. Neste processo aeróbico de decomposição, ocorre a mineralização dos nutrientes, que passam para formas mais prontamente disponíveis às plantas (Silva, 2008). Ocorre também a estabilização bioquímica que proporciona menor carga de agentes patogênicos, eliminação da viabilidade das sementes de plantas daninhas, ausência de odores desagradáveis e maior homogeneidade que a matéria prima inicial (Kiehl, 1985). Além disso, a compostagem permite a mistura de materiais orgânicos de diferentes origens, possibilitando a produção de adubos orgânicos com composições químicas variadas.

Neste sentido, a compostagem de adubos orgânicos tem sido uma importante ferramenta para o fornecimento de nutrientes às plantas cultivadas

em sistemas de produção orgânica, podendo-se citar, como exemplo, os pomares orgânicos de tangerineiras na região do Vale do Caí, no RS. Nesta região, os adubos orgânicos produzidos pela usina de compostagem da Cooperativa de Citricultores Ecológicos do Vale do Rio Caí (ECOCITRUS), localizada no município de Montenegro/RS, têm sido amplamente utilizados nos pomares orgânicos de tangerineiras, principalmente o composto orgânico sólido.

A usina foi criada em 1995 para o suprimento de fertilizante orgânico aos associados da Ecocitrus (ECOCITRUS, 2015). O composto é produzido por meio da compostagem de resíduos orgânicos de origem vegetal e animal, oriundos de mais de 200 agroindústrias da região. Assim, a cooperativa atende a demanda por adubos orgânicos para a nutrição dos pomares de seus associados, por meio da reutilização de resíduos que poderiam causar contaminação ambiental, caso fossem descartados de forma inadequada. Embora o composto orgânico sólido seja o principal adubo orgânico utilizado pelos citricultores orgânicos da região, também é disponível o biofertilizante líquido, ambos produzidos na usina de compostagem e utilizado pelos produtores.

Com relação ao composto orgânico, Morton & Proebst (2003) mencionam que este é um insumo orgânico constituído por diferentes fontes de materiais orgânicos e que serve como fonte de nutrientes às plantas. Mas, vale ressaltar que qualquer produto para ser utilizado na nutrição das plantas manejadas em sistemas de produção orgânica deve estar de acordo com as exigências descritas na legislação Estadual ou Federal.

No Brasil, o Artigo 3º da IN nº 46, de 6 de outubro de 2011 (Brasil, 2011, p.4), estabelece as substâncias permitidas para o uso nos Sistemas de Produção Orgânica, sendo que para o composto e o biofertilizante, considera-se:

- I – biofertilizante: produto que contém componentes ativos ou agentes biológicos, capaz de atuar, direta ou indiretamente, sobre o todo ou parte das plantas cultivadas, melhorando o desempenho do sistema de produção e que seja isento de substâncias proibidas pela regulamentação de orgânicos;
- II – compostagem: processo físico, químico, físico-químico ou bioquímico, natural ou controlado, a partir de matérias-primas de origem animal ou vegetal, isoladas ou misturadas, podendo o material ser enriquecido com minerais ou agentes capazes de melhorar suas

características físicas, químicas ou biológicas e isento de substâncias proibidas pela regulamentação de orgânicos;
III – composto orgânico: produto obtido por processo de compostagem.

2.4. Atributos do solo e disponibilidade de nutrientes

2.4.1. pH do solo

O pH do solo é conhecido como a variável “master”, sendo capaz de influenciar várias reações químicas. Este atributo do solo representa a atividade do íon H^+ na solução do solo, sendo expresso como $pH = -\log(H^+)$. O pH do solo é medido em uma escala que varia de 0 a 14, sendo classificado como “ácido” quando $pH < 7$, alcalino quando $pH > 7$ ou neutro quando $pH = 7$ (Sparks, 2003).

A faixa de pH do solo ideal para o bom desenvolvimento da maioria das culturas é variável conforme os grupos de pesquisas. Segundo Sousa et al. (2007), a literatura internacional considera que a faixa de pH em H_2O entre 6,0 e 6,5 é a mais adequada, entretanto, cita que no Brasil considera-se que a faixa ideal para a maioria das culturas é de pH 5,7 a 6,0. Para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, a Comissão... (2004) considera que existem variações entre as culturas e estabelece que a faixa ideal de pH é de 5,5 a 6,5, ressaltando que o pH 6,0 é o mais adequado para a maioria das culturas, inclusive para as espécies do gênero *Citrus*. Independente da faixa a ser considerada, é importante ter em mente que em valores de $pH < 5,5$, o alumínio estará presente na solução do solo na forma de Al^{3+} , a qual é tóxica às plantas (Sousa et al., 2007). Já, em solos com valores de $pH > 6,5$ poderão ocorrer deficiências de micronutrientes nas plantas, já que a solubilidade destes elementos, com exceção do molibdênio, diminui de forma proporcional ao aumento do pH da solução do solo (Figura 1). Segundo Kabata-Pendias (2010), à medida que o pH do solo aumenta, a solubilidade da maioria dos cátions metálicos diminui. Tan (1998) explica que em condições de pH alcalino, o Fe e Mn são precipitados na forma hidróxidos, tornando-os insolúveis. Em trabalho desenvolvido em São Paulo com amostras de Latossolo e Neossolo, Borges & Coutinho (2004) verificaram que com o aumento do pH do solo ocorreu a

redistribuição do Cu, Zn e Mn da fração trocável (disponível) para a fração ligada à matéria orgânica ou óxidos, tornando-se menos disponíveis à absorção pelas plantas.

Vários estudos com aplicação de resíduos alcalinos ao solo têm mostrado a diminuição da fração disponível de elementos metálicos, devido ao aumento dos valores de pH do solo. Balerini et al. (2013b) verificaram baixos teores foliares de Zn e Mn em tangerineiras, devido ao alto pH do solo de pomar sob manejo orgânico, confirmando a menor disponibilidade de micronutrientes em solos com pH alcalino. Em solo de uma mina com extração de Mn abandonada, Wang et al. (2008) observaram baixa solubilidade e mobilidade dos metais no solo, devido ao pH alcalino e à MOS.

A variação na disponibilidade de macronutrientes devido à variação no pH do solo é menos expressiva em comparação à influência vista para os micronutrientes (Figura 1). O aumento do pH do solo geralmente é benéfico no que diz respeito à disponibilidade de macronutrientes às plantas. Sousa et al. (2007) relatam que a disponibilidade do N é incrementada com o aumento do pH do solo, em função da maior mineralização da MOS. O P também tem sua disponibilidade aumentada com o aumento do pH do solo até a neutralidade, já que as hidroxilas presentes em maior concentração competem com o P pelos sítios de ligação das cargas positivas do solo, diminuindo a adsorção deste elemento (Novais et al., 2007).

No entanto, à medida que o pH do solo torna-se alcalino, ocorre o decréscimo na disponibilidade do P, pois este passa a formar complexos insolúveis com o cátion Ca, que por consequência, também torna-se insolúvel (Olsen & Khasawneh, 1980). A baixa disponibilidade de fósforo às plantas em solos com pH alcalino tem sido avaliada e confirmada em vários trabalhos (Dobermann & Fairhurst, 2000; van Asten et al., 2003; van Asten et al., 2005), que embora tenham sido conduzidos em culturas anuais, podem referenciar também as culturas perenes. Van Asten et al. (2005) concluíram que a deficiência de fósforo é um importante fator limitante de produtividade, especialmente em solos alcalinos.

No caso dos elementos K e Mg, não há nenhum efeito direto, apenas indireto pela menor lixiviação com o aumento do pH do solo, devido ao aumento da CTC (Sousa et al, 2007). Assim, Almeida et al. (2008), em experimento com

aplicação de resíduo alcalino de indústria de papel e celulose em solo ácido, verificaram que o resíduo foi eficiente no aumento do pH do solo. Em consequência disto, verificaram a ausência de lixiviação de K, Ca e Mg após a aplicação do resíduo, devido ao aumento das cargas negativas do solo.

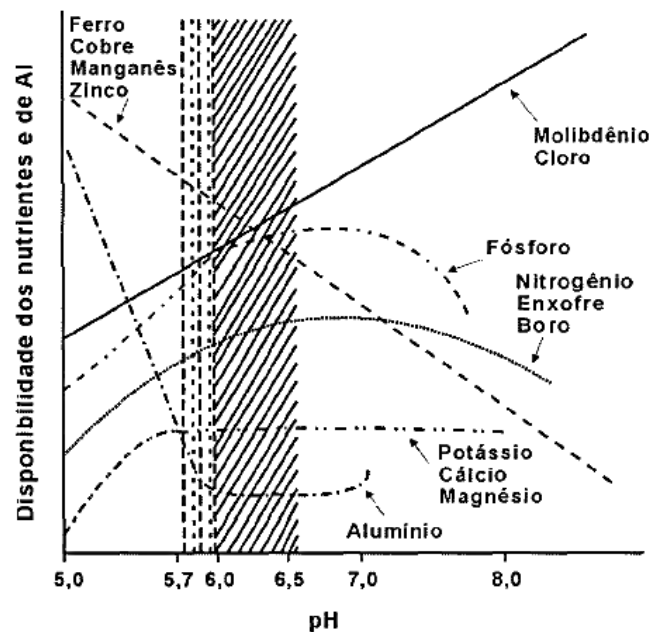


Figura 1. Representação da disponibilidade de nutrientes e de alumínio de acordo com o pH do solo. Fonte: Adaptado de POTASH PHOSPHATE INSTITUTE (1989)

2.4.2. Matéria orgânica do solo

A matéria orgânica do solo (MOS) é um componente do solo com composição e características complexas, podendo ser entendida como a fração que consiste de restos animais e vegetais em vários graus de decomposição e de substâncias sintetizadas química e biologicamente (Kabata-Pendias, 2010). No solo, a MO interage com as demais fases do solo, desempenhando diferentes funções, como a agregação das partículas e estruturação do solo, bem como na melhoria da fertilidade através da retenção de nutrientes às plantas. Para fins de manejo da fertilidade do solo, considera-se como mais importante a fração não-vivente, que contribui com 98% do C orgânico total do solo, sendo representada principalmente pelas frações orgânicas estabilizadas na forma de substâncias húmicas (Silva & Mendonça, 2007).

Dentre as características químicas e físicas do solo afetadas pela MOS e seus componentes, a disponibilidade de nutrientes para as culturas, a capacidade de troca catiônica (CTC), a complexação de elementos tóxicos e micronutrientes (Bayer & Mielniczuk, 2008), os aumentos da agregação das partículas do solo e da porosidade (Baldotto & Baldotto, 2014) são as principais. A relação dos nutrientes com a MOS se dá de diferentes formas, de acordo com as características químicas e as funções que cada nutriente desempenha no ecossistema. Assim, os nutrientes podem fazer parte da estrutura de moléculas orgânicas (N, P e S); podem estar em formas trocáveis na superfície de complexos organominerais (Ca, Mg e K); ou quelatados por compostos orgânicos (Mn, Cu, Fe e Zn) (Zech et al., 1997).

Com relação à interação da MOS com os elementos metálicos, esta ocorre principalmente pelos grupamentos carboxílicos e fenólicos. Existem dois tipos de interações possíveis entre o complexante e os metais, que são denominadas: *esfera externa* e *esfera interna*. A primeira é uma reação de adsorção catiônica via atração eletrostática, com menor energia de interação, devido à presença de uma camada hidratada entre o grupo funcional de superfície e o íon. Assim, estes íons são denominados *íons trocáveis*, pois podem realizar trocas com outros cátions e ânions da solução do solo. A interação por meio de complexos de esfera interna, por sua vez, é mais complexa, com formação de ligações de coordenação diretamente com a superfície do ligante, sendo denominada adsorção específica de íons (Silva & Mendonça, 2007; Meurer et al., 2008).

A grande diversidade de funções que a MOS desempenha no solo é suficiente para demonstrar que se trata de um componente complexo do solo. Segundo Silva & Mendonça (2007), as frações de C do solo são compostas por uma ampla gama de ácidos orgânicos com massa molecular bastante variável e, conseqüentemente, interagem de forma diferente com os íons no solo.

Neste contexto, o trabalho de Pegoraro et al. (2005) mostra que complexos formados por ácidos orgânicos de baixo peso molecular com Cu, Zn, Fe e Mn favorecem o fluxo difusivo destes micronutrientes no solo, melhorando a disponibilidade às plantas, enquanto que a complexação por ácidos de maior massa molecular (ácidos húmicos) reduz o fluxo difusivo do Cu, por exemplo, tornando-o indisponível às plantas (Silva & Mendonça, 2007). Desta forma,

conforme as frações que compõem a MOS, este componente orgânico pode atuar como reserva dos nutrientes essenciais às plantas e/ou evitar a lixiviação de elementos-traço, como Cu, Zn, Fe e Mn, no perfil do solo.

A fração húmica da MOS possui maior concentração de radicais carboxílicos, apresentando CTC entre 400-800 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (Sposito, 1989). Bayer & Mielniczuk (2008) destacam que a MOS representa um grande percentual da CTC em solos tropicais e subtropicais, em estágio avançado de intemperismo, com predomínio de cargas dependentes de pH e com a fração argila composta principalmente por caulinita e oxihidróxidos de Fe e Al, principalmente em solos com baixo teor de argila (Silva & Mendonça, 2007). Com isso, a MOS contribui com o aumento de sítios de troca e diminuição das perdas de cátions por lixiviação.

A complexação de metais e a diminuição da toxidez de elementos tóxicos são muito influenciadas pela presença de ácidos orgânicos de baixo peso molecular na MOS (Sposito, 1989), adicionalmente à fração húmica (Miyasawa et al., 1992). Apesar desses ácidos orgânicos apresentarem meia-vida muito curta, em função da rápida decomposição pelos microrganismos do solo, são compostos continuamente liberados pelas raízes das plantas e outros organismos (Sposito, 1989).

A formação de complexos de micronutrientes com compostos orgânicos reduz a formação de precipitados na forma de óxidos (Bayer & Mielniczuk, 2008). Stevenson & Ardakani (1972) relatam que a complexação de Fe, Mn, Cu e Zn por compostos orgânicos de baixo peso molecular e ácidos fúlvicos aumenta a disponibilidade destes micronutrientes, mas pode também diminuir, caso ocorra a complexação por ácidos húmicos. Segundo Tan (1998), as frações ácidos húmicos e fúlvicos da MOS formam complexos organometálicos (quelatos) com alguns metais de transição (Al, Fe, Mn, Cu e Zn). Assim, ao mesmo tempo em que há a diminuição da toxidez do alumínio, alguns nutrientes essenciais tornam-se indisponíveis às plantas, podendo resultar em deficiência nutricional (Kabata-Pendias, 2010). Rotkittikhun et al. (2007) observaram que a grande capacidade de quelação, complexação e adsorção de metais pela MOS reduziu a quantidade de metais extraídos por extratores mais fracos.

Além disso, estudos têm apontado efeitos bioestimulantes dos ácidos húmicos no desempenho das plantas, devido a sua atividade similar à de hormônios vegetais da classe das auxinas (Baldotto & Baldotto, 2014). Os estudos apontam benefícios dos ácidos húmicos no desenvolvimento do sistema radicular, na biossíntese de clorofila e no acúmulo de nutrientes. Diante disso, alguns mecanismos de ação têm sido propostos para justificar a promoção do crescimento radicular, por exemplo, que seria resultante da ativação de exoenzimas degradadoras de parede celular, que a tornaria mais susceptível à ação da pressão de turgescência vacuolar, ocasionando a expansão celular e do tecido radicular (Baldotto & Baldotto, 2014).

Outro aspecto importante a ser abordado com relação à MOS é o processo de decomposição dos compostos orgânicos, pelo qual os nutrientes serão mineralizados, podendo ser imobilizados pelos organismos e utilizados na formação de novos compostos orgânicos ou liberados para a solução do solo. É por meio destas vias que ocorre a ciclagem de nutrientes, fundamental à nutrição das plantas e à redução das perdas dos nutrientes de um ecossistema (Silva & Mendonça, 2007).

2.4.3. Interação entre nutrientes

A interação entre nutrientes pode ser classificada como positiva e gerar um efeito sinérgico, quando o resultado da adição de dois nutrientes é superior ao somatório das respostas dos nutrientes aplicados isoladamente. Caso contrário, a interação será classificada como negativa, gerando um efeito antagônico (Cantarella, 2007). A adição de um nutriente pode influenciar a absorção, distribuição ou função de outro nutriente no solo (Wilkinson et al., 2000).

As interações entre nutrientes podem ser específicas ou não-específicas (Wilkinson et al., 2000). As interações específicas ocorrem entre elementos com propriedades físico-químicas similares ou que formam ligações químicas ou que competem pelos mesmos sítios de adsorção do solo e absorção pelas plantas, como os mecanismos de transporte nas raízes. As interações não-específicas são expressas quando um dos nutrientes se encontra em concentrações próximas aos limites de deficiência ou excesso (Cantarella,

2007). Em solos com características químicas normais de cultivo, as principais interações antagônicas estão relacionadas ao N, P e aos elementos catiônicos, sendo as mais estudadas. Entretanto, principalmente em solos com pH alcalino, podem ocorrer interações antagônicas com outros nutrientes do solo. A seguir, serão apresentados os principais nutrientes envolvidos em interações de antagonismo no solo.

2.4.3.1. Nitrogênio

As interações que envolvem o N são geralmente do tipo não-específica, por ser um nutriente encontrado em maiores concentrações na planta e por ser absorvido como cátion e ânion. As interações mais comuns ocorrem com o K, sendo que a absorção de um elemento aumenta a demanda pelo outro. Desta forma, a promoção de crescimento da planta pela adubação nitrogenada poderá desenvolver deficiência de K na planta, pelo efeito de diluição. Cantarella (2007) cita que o efeito antagônico do N é limitado, porém Zhang et al. (2010) identificaram competição por sítios de transporte entre os íons NH_4^+ e K^+ , por apresentarem diâmetro hidratado e carga similares.

Há muito tempo também é conhecida a interação entre N e P (Shuman, 1994; Cantarella, 2007). O suprimento inadequado de P limita a assimilação de N por ao menos três efeitos: diminuição na absorção de NO_3^- ; diminuição da translocação do NO_3^- absorvido para a parte aérea, ocasionando acúmulo nas raízes; e acumulação de aminoácidos preferencialmente nas folhas, mas também nas raízes, devido à inibição da síntese ou degradação de proteínas (Araújo & Machado, 2006). Estes efeitos devem-se principalmente ao fato de a absorção de nitrato ser um processo ativo, necessitando, portanto, de substâncias redutoras de ATP (Kleinhofs & Warner, 1990). Neste contexto, como já relatado em milho, o fornecimento inadequado de P pode resultar em menor taxa de absorção de NO_3^- (Magalhães et al., 1995) e NH_4^+ (Alves et al., 1998).

Hanway & Olson (1980) relatam que a adubação com N amoniacal juntamente à adubação fosfatada no sulco de semeadura potencializa a absorção de P pelas plantas, mesmo em solos com alta disponibilidade de P Kamprath (1987). Segundo Machado (2000), o contrário também é válido, já que o aumento no fornecimento de P às plantas de milho ocasionou aumento no teor

foliar de N total, aumentando a eficiência de uso deste nutriente. Alves et al. (1999) observaram que a separação espacial do N e P resultou em menor acúmulo dos nutrientes na parte aérea das plantas, caracterizando uma interação não-específica entre ambos.

A interação entre N e S também apresenta relevante importância e não deve ser esquecida na elaboração de programas de adubação. O N das plantas encontra-se em grande quantidade como constituinte das proteínas. O S é constituinte de alguns aminoácidos, os quais são precursores das proteínas. Desta forma, a falta de S disponível à planta tem como efeito direto a menor produção de aminoácidos, prejudicando de forma indireta a produção de proteínas (Cantarella, 2007). Assim, a deficiência de S na nutrição das plantas irá comprometer a assimilação do N em proteínas (Epstein & Boom, 2005).

2.4.3.2. Fósforo e zinco

A interação entre o fósforo e o zinco se dá de diversas formas e os resultados publicados são controversos. Há trabalhos que relatam o aumento na absorção de Zn por efeito sinérgico do P, enquanto outros relatam que pode diminuir ou, até mesmo não interferir (Silva & Trevizam, 2015). O mais comum de ser observado é que a adição de P diminui o teor de Zn na parte aérea das plantas. Isso ocorre quando ambos os nutrientes encontram-se próximos aos teores limitantes e a adição de P promove o crescimento da planta, diluindo a concentração de Zn (Loneragan et al., 1979; Singh et al., 1988; Silva & Trevizam, 2015). Em alguns casos, onde a diminuição no teor de Zn é muito acentuada, há relatos de que o P possa estar reduzindo tanto a absorção de Zn pelas raízes, quanto sua translocação para a parte aérea (Araújo & Machado, 2006). A diminuição de Zn pela adição de P pode ocorrer pelo fato de o P promover a adsorção (precipitação) do micronutriente aos componentes do solo, devido à variação no pH ou nas cargas de superfície ocasionadas pela adsorção de P ao solo. Além disso, o P pode induzir a imobilização de Zn nas raízes pela formação de fitatos de Zn, em situações de alta concentração deste micronutriente (Loneragan & Webb, 1993).

Nota-se que as interações entre estes nutrientes são muito variáveis e influenciadas por outros fatores, como a espécie estudada (cultura) e

condições específicas do estudo, como a disponibilidade hídrica, estágio de desenvolvimento das culturas, entre outros aspectos. Portanto, a forma mais eficiente de se evitar efeitos antagônicos é conhecer as interações predominantes em cada situação, com base no conhecimento geral da literatura (Silva & Trevizam, 2015).

A diminuição da absorção de Zn pelas plantas pode estar relacionada também às variações no pH da rizosfera, devido à sensibilidade da absorção deste nutriente. Esta variação no pH rizosférico pode ser ocasionada pela adubação fosfatada, devido à liberação de íons H^+ no processo de dissolução dos fertilizantes, resultando na precipitação de Zn nos componentes do solo (Loneragan & Webb, 1993; Araújo & Machado, 2006). Além disso, em solos com pH alcalino, a deficiência de Zn pela interação antagônica com o P é potencializada, visto que ambos contribuem com a menor disponibilidade do Zn (Alloway, 2009). Isso deve-se pelo fato de que em condições de valores de pH > 7,0, as reações de precipitação-dissolução dominam os processos de adsorção-dessorção e o Zn pode assumir formas químicas precipitadas como o fosfato de Zn (Kalbasi et al., 1978) e carbonato de Zn, tornando-se indisponível às plantas (Brennan, 2005).

2.4.3.3. Potássio, cálcio e magnésio

Diversas pesquisas têm demonstrado a competição entre os cátions no processo de absorção, cujo excesso de um prejudica a absorção de outro, apesar de que a redução na produção das culturas nem sempre ocorre (Benites et al., 2010). A absorção de cátions não se resume em processo não-específico, pois a permeabilidade dos elementos depende de propriedades da membrana plasmática, processo este também chamado de difusão facilitada (Mengel & Kirkby, 2001). Neste caso, a absorção de um determinado elemento estaria condicionada à presença de sítios de absorção específicos.

No processo de absorção de nutrientes pelas plantas, o K compete com vários cátions pelos sítios de absorção na membrana plasmática, principalmente com NH_4^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} (Ernani et al., 2007). Assim, tem-se a diminuição da velocidade de absorção de um cátion pela presença de outro cátion na solução do solo (Benites et al., 2010). Mengel & Kirkby (2001)

ressaltam que a evidência mais comum da competição entre cátions é que o maior fornecimento de um cátion não provoca variações tão relevantes na soma total dos cátions em uma planta, pois este incremento é compensado com a diminuição na proporção dos outros cátions presentes. Vale salientar que as plantas possuem uma capacidade de compensar a absorção de cátions, mesmo havendo variações na concentração destes nutrientes, de modo que a diminuição do rendimento devido aos efeitos antagônicos só será observada diante de um grande desequilíbrio nutricional do solo (Ernani et al., 2007).

Em geral, o maior fornecimento de adubação potássica resulta em menores teores de N na planta, em função do mesmo efeito de diluição causado pela adubação nitrogenada sobre o K (Macleod, 1969). Por outro lado, quando o NH_4^+ está presente em concentrações tóxicas, o K tem efeito benéfico na diminuição da toxidez, por meio da ativação das enzimas de assimilação de N. Dados de pesquisa mostram que a cultura do milho sob adubação amoniacal apresentou incremento de produtividade com a aplicação de doses crescentes de K (Souza & Fernandes, 2006).

Apesar da menor participação do K no complexo de troca catiônica do solo, é geralmente encontrado em maior concentração que o Ca e Mg no tecido vegetal da maioria das culturas, exceto em plantas cítricas (Benites et al., 2010), as quais apresentam teores de Ca maiores que os de K (Vitti & Cabrita, 1998). Neste sentido, Benites et al. (2010) afirmam que tal fato evidencia que o K possa ser absorvido mais rapidamente, por formas ativas ou por difusão facilitada. Além disso, Mengel & Kirkby (2001) afirmam que o Ca é absorvido apenas por raízes jovens, nas quais as paredes celulares da endoderme são menos espessas e mais permeáveis.

Dentre os três cátions principais, o magnésio é o absorvido pelas plantas em menor quantidade, sendo o mais prejudicado em processos de competição (Benites et al., 2010). Rosolem et al. (1984) realizaram experimento com sorgo e observaram que concentrações excessivas de potássio reduziram a absorção de magnésio pelas plantas. Büll et al. (1993) e Büll et al. (2001) também verificaram o efeito antagônico do K na absorção de Ca e Mg. Por outro lado, Fonseca & Meurer (1997) verificaram efeito antagônico entre K e Mg, apenas em condições de deficiência de Mg na solução nutritiva.

O antagonismo entre nutrientes, quando presentes em altas concentrações no solo, tem sido um problema recorrente na fruticultura brasileira, causando deficiência nutricional às plantas (Prado, 2008). Em experimentos com adubação orgânica em pomares de citros, Balerini et al. (2013a) e Petry et al. (2012) observaram baixos teores foliares de Mg e K, apesar dos altos teores no solo, sendo apontando como principal causa o efeito antagônico do Ca sobre os demais cátions. Barbosa et al. (2013) citam a ocorrência de efeito antagônico do Ca e Mg como principal causa para a redução da absorção de Mn pelas bananeiras cultivadas em Neossolo e conduzidas em um experimento com plantas de cobertura do solo, implantado no Estado do Ceará.

Vários experimentos foram realizados para estudar a relação entre cátions e CTC, mas ainda não se tem uma relação ideal entre ambos (Benites et al., 2010). Analisando dados de experimentos conduzidos nos Estados Unidos, Kopittke & Menzies(2007) concluíram que em teores naturais de cátions no solo não existe uma “relação ideal” dos cátions na CTC. Outros trabalhos realizados no Brasil mostraram que a produção das culturas não é influenciada por variações na relação Ca:Mg e/ou na saturação por Ca, Mg e K na CTC, desde que os teores trocáveis de cada nutriente sejam adequados (Muchovej et al., 1986; Oliveira, 1993; Oliveira & Parra, 2003). Key et al. (1962) também não observaram influência da relação Ca/Mg no rendimento da soja e do milho, desde que a relação seja superior a 1:1 e quantidades suficientes dos cátions no solo. Na recomendação de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Comissão..., 2004), os autores consideram que a maioria das culturas não são afetadas pela relação Ca:Mg, variando de 0,5:1 a mais de 10:1; entretanto, consideram para cultivos mais exigentes, a exemplo do citros, que esta relação fique entre 3 a 5:1.

No Estado do Paraná, visando comparar dois pomares comerciais de laranja ‘Valência’, implantados em solos de textura arenosa, Fidalski et al. (2000) não observaram diferenças significativas em nenhum dos atributos químicos do solo avaliados, embora os pomares apresentassem produtividades distintas (alta e baixa), além de não verificarem correlação de cada nutriente com a produtividade. Entretanto, houve correlação da produtividade com a relação Mg/K e Ca+Mg/K no pomar com menor produtividade, no qual enfatizaram o

efeito do excesso de K na redução da produtividade. Medeiros et al. (2008) observaram que o aumento da relação Ca:Mg no solo ocasionou decréscimo na produção de matéria seca e na altura de plantas de milho no estágio inicial do desenvolvimento. Diante das contradições, Oliveira & Parra (2003) citam que a importância da relação Ca:Mg pode estar relacionada às culturas e à capacidade do solo em fornecer estes nutrientes.

2.5. Recomendação de adubação para citros

Os nutrientes necessários para o desenvolvimento das plantas são classificados em macro e micronutrientes, conforme as quantidades exigidas. Os macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg e S) são exigidos em maiores quantidades, enquanto os micronutrientes (B, Cl, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni e Zn) são absorvidos pelas plantas em quantidades menores. Além destes, os elementos C, H e O também são importantes, mas estes são supridos à planta por meio do CO₂, durante a fotossíntese, e via água (Dechen & Nachtigall, 2007).

A correção e adubação do solo visa adequar as características químicas do solo às exigências nutricionais das plantas, para que haja o suprimento dos nutrientes essenciais ao desenvolvimento. A adubação do solo nem sempre é necessária, pois o solo pode conter os nutrientes em quantidade e proporções adequadas ao desenvolvimento das plantas. Entretanto, tem sido frequente a ocorrência de pomares com fertilidade do solo insuficiente às exigências das espécies frutíferas (Koller et al., 2009).

Dentre os métodos utilizados para avaliar a necessidade de adubação, os mais utilizados em pomares de plantas cítricas são as análises do solo e foliar. Em pomares localizados nos RS, seguem-se os procedimentos descritos no Manual de Adubação e Calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Comissão..., 2004). A análise do solo é realizada antes da implantação do pomar para que seja feito o diagnóstico da fertilidade do solo com base nos valores de referência do manual.

Em pomares adultos, além da análise do solo para monitorar a fertilidade do solo, deve-se realizar a análise foliar, visando monitorar o estado nutricional das plantas. Após obter o laudo da análise foliar, os teores determinados são comparados com padrões de teores foliares determinados

pelo Grupo Paulista de Adubação e Calagem (1994), utilizados na diagnose do estado nutricional das principais espécies cítricas (Comissão..., 2004). O fato de estes padrões terem sido obtidos em experimentos com laranjeiras no Estado de São Paulo, na década de 90, tem motivado alguns questionamentos quanto a capacidade de representar adequadamente o estado nutricional de tangerineiras. Apesar disso, estes são os padrões utilizados para todas as espécies cítricas, devido à falta de padrões foliares atualizados e específicos para tangerineiras cultivadas no RS.

Outra forma de determinar a necessidade de adubação em pomares é considerando a exportação de nutrientes, através da produtividade e da composição mineral dos frutos. Segundo Koller et al. (2009), o conhecimento da quantidade de nutrientes exportados pela colheita é um fator valioso para determinar a necessidade de adubação de um pomar, desde que sejam considerados os fatores: perdas de nutrientes do sistema (lixiviação e erosão); capacidade do solo em liberar ou reter os nutrientes; formas químicas nas quais os nutrientes se encontram no solo; e imobilização dos nutrientes pelas plantas. Considerando estes fatores, a quantidade de nutrientes a ser reposta pela adubação, geralmente, será superior à exportação.

Como mencionado para os padrões foliares de nutrientes em plantas cítricas, os dados de exportação de nutrientes também são escassos, de modo que os dados de exportação de nutrientes em plantas cítricas mais utilizados são os obtidos por Bataglia et al. (1977), em trabalho desenvolvido com diferentes cultivares de laranjeiras, no Estado de São Paulo. Desta forma, a falta de valores de referência mais recentes e específicos para cultivares de tangerineiras cultivadas no RS, dificultam a recomendação de adubação com base na exportação pelos frutos. Visto que, a exportação de nutrientes varia entre pomares, dependendo de fatores relativos ao solo e às plantas, além dos fatores climáticos (Koller et al., 2009).

2.6. Uso de resíduos orgânicos

Os resíduos orgânicos recebem esta denominação por possuírem grandes quantidades de C, H e O compondo suas moléculas (Silva, 2008). Estes materiais são gerados durante uma atividade produtiva qualquer, desenvolvida

em propriedades agrícolas, indústrias ou em estações de tratamento. São denominados “resíduos” por não serem os produtos primários visados pela atividade de produção. Assim, os resíduos orgânicos incluem dejetos de animais, restos vegetais de cultivos, resíduos do processamento de alimentos em agroindústrias, resíduos municipais gerados pela população (biossólidos) e resíduos de outras indústrias que não possuam alimentos como matéria prima (Westerman & Bicudo, 2005).

Nas últimas décadas, o crescimento da população mundial trouxe consigo a grande expansão das atividades indústrias, que possuem os resíduos como produtos finais de suas atividades (Kwon et al., 2014). Embora os resíduos possuam uma grande variabilidade, no que diz respeito à origem e composição, todos demandam um destino final adequado. Silva (2008) salienta que o descarte inadequado destes resíduos aumenta as chances de contaminação do ambiente, o que de fato ocorre em diferentes regiões do mundo, inclusive no Brasil, onde a disposição inadequada e indiscriminada de determinados materiais tem ocasionado a contaminação e poluição de recursos naturais.

Neste sentido, trabalhos desenvolvidos pelo mundo têm avaliado a possibilidade de utilização de resíduos orgânicos na agricultura, evitando que se tornem passivos ambientais, além de servirem como insumo agrícola de baixo custo (Mello & Vitti, 2002; Almeida et al., 2008). No solo, estes resíduos podem proporcionar o aumento da matéria orgânica, pela adição de carbono orgânico (Serramiá et al., 2013); o aumento da atividade biológica (Fagnano et al., 2011); o aumento do pH de solos ácidos, pois geralmente possuem componentes com poder de neutralização (Mkhabela & Warman, 2005; Courtney & Mullen, 2008); contribuem com o aumento da fertilidade do solo (Anikwe & Nwobodo, 2002; Pigozzo et al., 2006; Perez et al., 2007); e melhoria de atributos físicos, como a porosidade e disponibilidade de oxigênio, servindo como condicionadores do solo (Hargreaves et al., 2008). Com base em todos estes possíveis benefícios, o retorno de resíduos ao solo torna-se uma importante ferramenta para que se tenha uma agricultura mais sustentável (Xu et al., 2006).

Entretanto, estes resíduos podem conter alguns componentes indesejáveis, que fazem parte da matéria prima inicial ou que foram adicionados durante um processo industrial, podendo-se citar os elementos-traço, componentes orgânicos de baixa degradabilidade, além de microrganismos

prejudiciais às plantas (Iwegbue et al., 2005; Kwon et al., 2014). Os elementos-traço, que podem ou não ser nutrientes essenciais às plantas, têm sido os mais estudados em experimentos que avaliem a reutilização de resíduos orgânicos na agricultura, diante do seu potencial de toxidez e contaminação do meio ambiente, principalmente quando há a reaplicação de um mesmo resíduo em determinada área (He et al., 2005; Iwegbue et al., 2007; Kidd et al., 2007).

Portanto, o uso seguro de resíduos orgânicos na agricultura requer que seja realizada uma adequada caracterização do material, antes de sua utilização no solo. Abreu Junior et al. (2005) e Glória (1992) citam que os principais aspectos a serem considerados são: tipo e origem da matéria-prima; produtos adicionados ao longo do processo de produção (quantidade, tipo e origem); quantidade de resíduo sólido ou volume de efluente produzido; aspectos físicos do resíduo (estado físico e temperatura); pré-tratamentos; grau de acidez ou alcalinidade; condutividade elétrica e a presença de odores, patógenos e compostos inorgânicos e orgânicos tóxicos. Vale salientar que a necessidade de analisar todos os atributos dos resíduos ou parte deles, dependerá do local de aplicação, das culturas e outras especificidades (Silva, 2008).

A maioria dos trabalhos relaciona a problemática do uso continuado de resíduos orgânicos à presença de elementos-traço, havendo carência de trabalhos que abordem o poder de neutralização dos resíduos. Embora esta seja uma característica aparentemente desejável nos resíduos orgânicos, em situações de aplicação de doses excessivas pode ocasionar o aumento do pH do solo a valores impróprios ao desenvolvimento adequado das plantas (Petry et al., 2012). Segundo Tedesco et al. (2008), as quantidades máximas de resíduos a serem adicionadas no solo devem ser definidas com base no poder de neutralização (PN) do resíduo e no poder tampão do solo, para que não seja ultrapassado o valor de pH 6,5, a partir do qual pode ocorrer a indisponibilidade dos micronutrientes. Portanto, a alcalinidade dos resíduos orgânicos é uma característica que deve ser avaliada e seus efeitos no solo monitorados, especialmente quando houver a aplicação contínua destes resíduos em solos com baixo poder tampão.

Em trabalho com aplicação de composto de lixo (CL) e lodo de esgoto (LE) em dois tipos de solos (Argissolo e Latossolo), em experimento conduzido

em vasos, Souza (2009) observou que a aplicação de doses crescentes de LE ocasionou a diminuição nos valores de pH do solo ao longo do tempo e, conseqüentemente, aumentou a disponibilidade de elementos-traço, resultando na fitotoxidez de Cu, Zn e Ni nas plantas cultivadas em solos onde foram aplicadas as maiores doses. Já, o CL proporcionou aumento nos teores de Ca, Mg e K nos dois solos e contribuiu com o acúmulo de macronutrientes e aumento na produção de matéria seca nos cultivos de milho (*Zea mays* L.) e aveia-preta (*Avena strigosa*). Neste mesmo experimento, Souza et al. (2012) observaram maior disponibilidade de Zn e Cu nos tratamentos que receberam a aplicação do LE, principalmente no Argissolo, devido às características físico-químicas do solo. Além disso, os autores citam que o Zn foi o metal que apresentou a maior disponibilidade e mobilidade no solo, podendo representar maior risco ambiental, principalmente em solos de textura arenosa.

Alguns trabalhos têm estudado a possibilidade de aplicação conjunta de diferentes resíduos, buscando, por exemplo, neutralizar o efeito acidificante de um com o poder de neutralização (PN) de outro. Em experimento com cultivo de culturas anuais sob Argissolo e com aplicação de resíduos de curtume e de carvão mineral, Kray et al. (2008) avaliaram o solo 960 dias após a primeira aplicação dos resíduos e observaram que os resíduos de curtume apresentaram eficiência semelhante ao calcário no aumento e manutenção do pH do solo, inclusive quando aplicado juntamente com o resíduo ácido das minas de carvão mineral. Neste mesmo experimento, no entanto, 10 anos após a última aplicação dos resíduos, Bianchin (2011) encontrou resultados semelhantes, exceto no tratamento com aplicação conjunta dos resíduos, no qual o efeito residual do PN do resíduo de curtume não foi efetivo em manter ao longo do tempo, a neutralização da acidez do resíduo de carvão. Em relação aos teores de Cr, embora tenha havido um aumento dos teores na camada superficial do solo dos tratamentos que receberam os resíduos de curtume, em nenhum dos trabalhos houve aumento nos teores de Cr nas camadas abaixo, além de não ter sido detectada a formação de Cr(VI).

É importante salientar que os efeitos da aplicação de compostos orgânicos na fertilidade do solo e na resposta das culturas podem variar em relação às características de cada solo, que inclui a textura, estrutura, permeabilidade, valor de pH, teores de MOS e de argila, capacidade de troca

catiônica, bem como a presença de óxidos de ferro (Glória, 1992; Courtney & Mullen, 2008; Forte et al., 2009). Kwon et al. (2014) explicam que essas variações relacionadas ao tipo de solo e associadas às variações das condições climáticas (precipitação anual, por exemplo), fazem com que os efeitos da aplicação dos resíduos orgânicos sejam diferentes, dificultando o entendimento da dinâmica de determinados elementos químicos no solo de forma clara. Portanto, é evidente a importância de que sejam feitos experimentos que permitam avaliar as alterações decorrentes da aplicação de resíduos ao solo, realizando-se o monitoramento temporal da área.

3. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1. Localização geográfica, clima, solo e histórico da área experimental

Os estudos referentes a este trabalho foram conduzidos em protocolo experimental instalado em 2007, em propriedade rural localizada no município de Montenegro/RS, Vale do Caí, região fisiográfica da Depressão Central (29°38'22"S latitude e 51°28'38"O longitude). A área experimental está localizada a 60 m de altitude e o clima é classificado como Cfa, com precipitação bem distribuída ao longo do ano e verão quente, segundo Kottek et al. (2006). A temperatura e precipitação médias anuais são 19,4°C e 1.468 mm ano⁻¹, respectivamente. O solo é classificado como Argissolo Vermelho Distrófico espessarênico (EMBRAPA, 2013), originado de arenito e com boa drenagem.

Na Tabela 1 estão apresentados os resultados referentes à análise granulométrica do perfil do solo da área experimental, sendo o teor de argila obtido pelo método da pipeta. Nota-se que o perfil do solo apresenta textura arenosa, com predomínio de areia fina, até a profundidade de 120 cm. Na última camada do perfil há uma mudança textural com incremento natural do teor de argila, caracterizando o início do horizonte B textural.

Anteriormente, a área do experimento era utilizada para o cultivo da mandioca (*Manihot esculenta* Crantz). Em 1990, a área foi submetida ao preparo convencional do solo, com mobilização do solo por meio de arado e grade, seguido do plantio manual das mudas de tangerineiras (*Citrus deliciosa*), cultivar 'Montenegrina', enxertadas sobre o porta-enxerto *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. As linhas de plantio foram alocadas em nível e transversais ao sentido do declive.

O espaçamento utilizado no pomar foi de 3 x 6 metros, entre plantas e entrelinhas, respectivamente. Nos primeiros anos após o plantio das mudas, houve o cultivo de mandioca e melancia nas entrelinhas do pomar. O manejo das ervas daninhas era feito com o uso de arado de boi nas entrelinhas e, capinas e roçadas manuais próximo às plantas (Pietrzacka, 2009).

Tabela 1. Distribuição granulometria média do perfil do solo da área experimental

Camada	Argila	Silte	*Diâmetro (mm)	
			Areia Fina	Areia Grossa
	<0,002	0,002 - 0,05	0,05 - 0,5	0,5-2,0
cm	----- g kg ⁻¹ -----			
0-10	135	85	501	279
10-20	140	59	541	261
20-40	150	77	518	256
40-60	175	53	543	229
60-80	180	54	516	250
80-100	160	59	508	274
100-120	150	78	532	240
120-140	280	70	422	229

* Classificação americana – EUA (1951); argila determinada pelo método da pipeta (EMBRAPA, 2011).

Em 1998, o pomar passou por um processo de transição para o sistema de produção orgânica. Na primeira adubação orgânica do solo foram utilizados o composto sólido de casca de acácia negra (*Acacia mearnsii*) e o biofertilizante líquido provindo da Cooperativa dos Citricultores Agroecológicos do Vale do Caí (Ecocitrus). Entretanto, não há informações quanto às doses que foram aplicadas destes adubos orgânicos neste período (Pietrzacka, 2009).

Posteriormente e precedendo a implantação do experimento, a adubação se deu mediante a aplicação bienal de 30 m³ ha⁻¹ do composto sólido produzido a partir do bagaço de frutas cítricas e casca de acácia negra e aplicação anual de 30 m³ ha⁻¹ de biofertilizante líquido (Pietrzacka, 2009). Desta forma, no momento da implantação do experimento, em 2007, o pomar era manejado em sistema de produção orgânica e as tangerineiras apresentavam porte adulto.

3.2. Tratamentos e delineamento experimental

Os tratamentos consistiram em diferentes manejos da adubação orgânica do solo com uso de composto orgânico e biofertilizante líquido, produzidos por usina de compostagem, localizada no município de Montenegro/RS, os quais são comumente utilizados por citricultores da região. Os adubos orgânicos utilizados são produzidos com resíduos de agroindústrias da região, compreendendo resíduos de caldeiras (cinzas), frigoríficos, laticínios, resíduo de incubatórios de ovos, lixo urbano, industrialização de frutas cítricas, entre outros. Na Tabela 2 estão apresentados os valores médios para as características químicas e físicas do composto orgânico e do biofertilizante líquido utilizados na adubação do experimento.

Tabela 2. Valores médios de determinações químicas e físicas do composto sólido e do biofertilizante líquido, utilizados na adubação orgânica do experimento

Atributo	Composto sólido	Biofertilizante
pH	8,20	7,28
Densidade (kg dm ⁻³)	0,66	0,99
Carbono orgânico (%)	18,0	40,0
Fósforo (%)	0,26	0,92
Potássio (%)	0,66	0,87
Cálcio (%)	7,73	4,40
Magnésio (%)	0,54	0,41
Enxofre (%)	0,31	0,62
Cobre (mg kg ⁻¹)	50,7	150,0
Zinco (mg kg ⁻¹)	61,7	316,7
Ferro (%)	0,98	1,58
Manganês (mg kg ⁻¹)	650,5	263,7
Sódio (%)	0,22	1,14
Cádmio (mg kg ⁻¹)	0,43	1,69
Cromo (mg kg ⁻¹)	29,5	75,7
Chumbo (mg kg ⁻¹)	13,0	30,5
Boro (mg kg ⁻¹)	17,0	17,2
Poder de neutralização (%)	25,0	3,0

* Composição elementar em base seca, teores totais.

Os quatro tratamentos que compõem o protocolo experimental são: AV - adubação verde com plantas de cobertura, sendo aveia-preta (*Avena strigosa*) no inverno e feijão-miúdo (*Vigna unguiculata*) no verão; T100 - aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; T200+0 - aplicação bial de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; e T100+100 - aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto orgânico e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante líquido em anos alternados. As doses do composto orgânico e do biofertilizante líquido utilizadas nos tratamentos foram definidas com base nos volumes médios de fertilizantes orgânicos aplicados em pomares da região no período de implantação do experimento, visto que havia o interesse dos produtores em verificar se o manejo da adubação praticado era adequado.

Os tratamentos foram distribuídos em delineamento de blocos casualizados, com quatro repetições, totalizando 16 parcelas. Cada parcela compreendeu a área correspondente a 15 plantas, sendo considerada como útil a área referente às três plantas centrais de cada parcela (Figura 2). As demais plantas que compõem a parcela foram consideradas como plantas de bordadura, visando isolar as plantas avaliadas da ação de outros fatores. Vale ressaltar que o tratamento com adubação verde não recebeu aplicação dos adubos orgânicos a partir da implantação do protocolo experimental, sendo considerado a testemunha do experimento.

A aplicação dos fertilizantes orgânicos foi feita nos meses de maio/junho, sem haver incorporação ao solo. O composto orgânico foi distribuído com uso de distribuidor de sólidos, enquanto o biofertilizante líquido foi distribuído por meio de distribuidor de líquidos, ambos tratorizados. No tratamento testemunha, as plantas de cobertura de verão e inverno foram implantadas no início da primavera e outono, respectivamente. A incorporação das sementes foi realizada com o uso de grade de discos leve (com os discos na posição longitudinal, ângulo de ataque reduzido).

A aplicação dos adubos orgânicos foi suspensa a partir de 2011, quatro anos após o início do experimento, diante da constatação de um desequilíbrio nutricional e redução na produtividade das plantas dos tratamentos que recebiam o composto orgânico (Petry et al., 2012). Visando padronizar o manejo dos tratamentos, cancelou-se também a implantação das plantas de cobertura no tratamento testemunha, permanecendo a vegetação espontânea.

Na Tabela 3 é possível visualizar os anos em que houve a aplicação dos adubos orgânicos em cada tratamento, bem como as quantidades totais aplicadas até o momento da última aplicação.

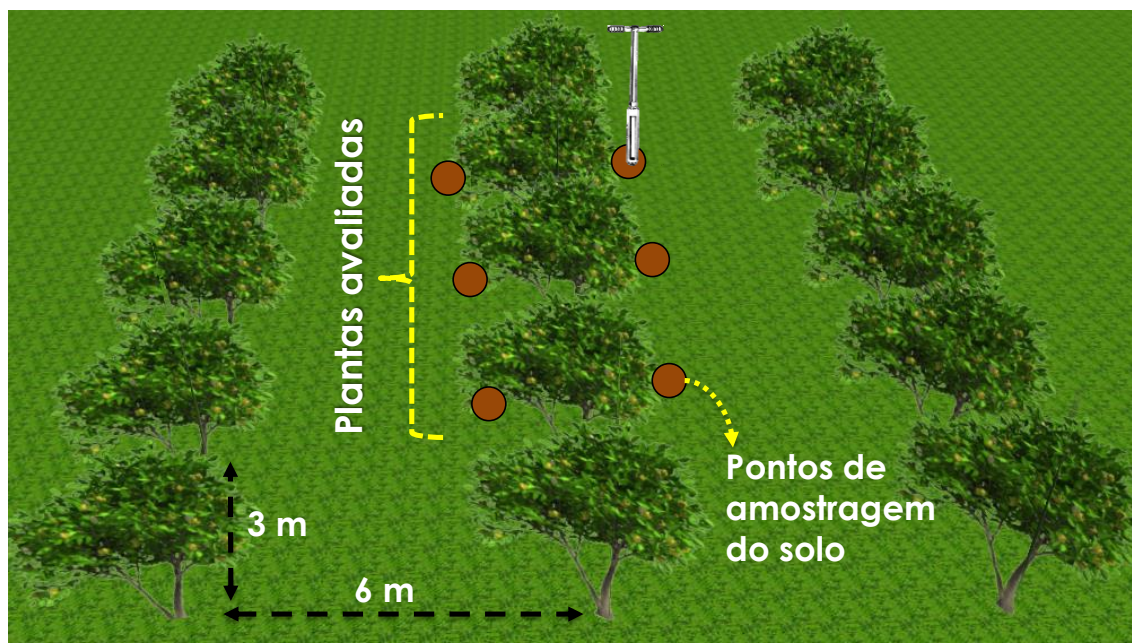


Figura 2. Ilustração das plantas que compõem cada parcela experimental, com identificação das três plantas centrais utilizadas nas avaliações de solo e planta.

Tabela 3. Descrição temporal das aplicações e doses do composto sólido e do biofertilizante líquido em cada tratamento da área experimental

Ano	Adubo	AV*	200+0*	100*	100+100*
			----- m ³ ha ⁻¹ -----		
2008	Composto	-	200	100	100
	Biofertilizante	-	-	-	-
2009	Composto	-	-	100	-
	Biofertilizante	-	-	-	100
2010	Composto	-	200	100	100
	Biofertilizante	-	-	-	-
2011	Composto	-	-	100	-
	Biofertilizante	-	-	-	100
TOTAL	Composto	-	400	400	200
	Biofertilizante	-	-	-	200

*AV: adubação verde (testemunha); 200+0: aplicação bienal de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto orgânico e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante líquido em anos alternados.

3.3. Tratos culturais do pomar

A cobertura do solo dos tratamentos com aplicação dos adubos orgânicos é formada por diversas espécies espontâneas, predominando a trapoeraba (*Tradescantia zebrina*) e o azevém (*Lolium multiflorum*). O manejo da vegetação espontânea é realizado por meio de roçadas ao longo do ano (exceto para o tratamento com plantas de cobertura), sendo realizadas, em média, duas roçadas por ano (meses de novembro e fevereiro). Além disso, em anos que há alta carga de frutos fixados, é realizado o raleio manual nos meses de março a abril, segundo metodologia descrita por Sartori et al. (2007), para evitar a alternância de produção e melhorar a qualidade dos frutos.

O controle fitossanitário do pomar é realizado pelo produtor, proprietário da área, com base nos princípios agroecológicos da legislação brasileira. Dentre as moléstias das tangerineiras, destaca-se a incidência anual da pinta preta (*Guignardia citricarpa*). Diante das restrições existentes com relação ao uso de produtos sintéticos em pomares orgânicos, o principal fungicida utilizado no controle fitossanitário foi a calda bordalesa (0,25%), na plena floração e nos meses de novembro a janeiro para proteção dos frutos, por meio de pulverização foliar. No inverno é utilizada a calda sulfocálcica (4%) para o controle de cochonilhas e ácaros. Vale ressaltar que todos os tratos culturais são realizados pelo produtor, sob a orientação técnica de profissionais da cooperativa Ecocitrus, à qual o agricultor é associado.

4. ESTUDO 1 – CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO EM POMAR ORGÂNICO DE TANGERINEIRAS

4.1. Introdução

O crescente aumento da população mundial tem proporcionado a expansão das atividades agrícolas e industriais, engajadas, principalmente, na produção de alimentos. Com isso, houve também o incremento na geração de resíduos orgânicos, sendo muitas vezes inevitável e demandando um destino adequado, para que estes materiais não se tornem danosos ao meio ambiente. Na agricultura, os resíduos orgânicos oriundos de criatórios de animais e das plantações têm sido historicamente utilizados na adubação das culturas e melhoria das características físicas do solo.

Por outro lado, a disponibilidade, os benefícios e o baixo custo dos resíduos agroindustriais também têm despertado o interesse dos produtores agrícolas. Como exemplo, pode-se citar os citricultores orgânicos da região do Vale do Caí, que utilizam adubos orgânicos produzidos por uma usina de compostagem localizada na região e que são produzidos a partir de resíduos agroindustriais de diversas origens.

Entretanto, alguns resíduos orgânicos podem conter componentes indesejáveis, adicionados nos processos industriais, como elementos-traço e componentes alcalinos, que podem ocasionar o desequilíbrio químico do solo e prejudicar o desenvolvimento das plantas. Desta forma, ao mesmo tempo em que o uso de resíduos na agricultura seja viável e importante para a obtenção de sistemas de produção sustentáveis, os benefícios podem ser minimizados

quando forem utilizadas quantidades demasiadas de um mesmo adubo orgânico, sem serem tomados os cuidados necessários.

Neste contexto, a hipótese para este estudo é que a aplicação de altas doses de adubos orgânicos (composto sólido e biofertilizante líquido) pode ocasionar o desequilíbrio químico do solo, devido às características químicas dos resíduos que compõem estes materiais.

Desta forma, o objetivo deste estudo foi determinar os teores de C orgânico e os valores de pH e de CTC do solo de um pomar orgânico de tangerineiras e avaliar a evolução destes atributos no espaço e no tempo, em função de diferentes manejos da adubação orgânica.

4.2. Material e métodos

4.2.1. Descrição do experimento e determinação das características químicas do solo

A descrição do experimento utilizado para a execução do presente estudo foi apresentada anteriormente, no Item 3.

Para a determinação dos atributos químicos do solo foram realizadas coletas anuais de solo desde o início do experimento (em 2007) até o ano de 2014. A primeira coleta de solo foi realizada em agosto de 2007, de modo que a amostragem foi estratificada nas camadas 0-10 e 10-20 cm. Nos anos 2008 e 2009 a amostragem de solo foi realizada nos meses de fevereiro e março, respectivamente, com amostragem da camada 0-20 cm, sem estratificação. A partir de 2010 as amostras de solo foram estratificadas nas camadas 0-10; 10-20 e 20-40 cm, cuja amostragem foi realizada no mês de agosto dos anos 2010 e 2012 e em dezembro dos anos 2011, 2013 e 2014.

Neste trabalho serão apresentados os resultados de análises referentes às amostragens de solo realizadas em 2007 e no período 2010 a 2014, devido à ausência de estratificação da amostragem de solo em 2008 e 2009. Além disso, vale salientar que os dados referentes aos anos 2007 (Apêndice 1) e 2010 foram obtidos a partir do banco de dados do experimento, sendo conduzidas as amostragens e determinações nos anos posteriores.

A amostragem do solo foi realizada com trado calador, na projeção da copa das tangerineiras (Figura 2). Cada amostra foi composta por seis subamostras de solo, sendo uma em cada lado das três plantas centrais de cada parcela. Além dos tratamentos, amostrou-se o solo de uma área com vegetação nativa adjacente ao experimento, a qual representa as condições naturais do solo, com o intuito de comparar as alterações que cada manejo da adubação orgânica ocasionou nos atributos químicos do solo. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno e levadas para o Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, secas ao ar e moídas em moinho de solo (tipo martelo), com peneira de malha 2 mm.

Em laboratório, foram determinados o valor de pH-H₂O (relação 1:1); o índice SMP (para estimativa da acidez potencial H+Al); o teor de carbono orgânico do solo (pelo método Walkley Black); os teores de Ca, Mg e Al trocáveis (KCl 1 mol L⁻¹) e de K (Mehlich-1), segundo Tedesco et al. (1995). Com base nestes resultados, calculou-se a capacidade de troca de cátions (CTC_{pH7,0}) e a saturação por bases ($[K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+}] / CTC_{pH7,0}$).

4.2.2. Análise estatística

Neste estudo foram utilizados os resultados de análises de solo referentes ao período dos anos de 2010 a 2014. Os dados dos tratamentos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e, quando detectada diferença significativa ($p < 0,05$), as médias foram comparadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), utilizando o programa estatístico SISVAR (Ferreira, 2000). O modelo estatístico utilizado para a ANOVA dos atributos de solo, foi:

a) evolução dos atributos químicos no perfil do solo

$$Y_{ijkl} = \mu + B_i + T_j + \text{Erro } a_{ij} + P_k + T_j P_k + \text{Erro } b_{ijk} + A_l + T_j A_l + P_k A_l + T_j P_k A_l + \text{Erro } c_{ijkl},$$

onde, μ = média geral do experimento; B = blocos ($i = 1, 2, 3, 4$); T = tratamentos ($j = 1, 2, 3, 4$); P = profundidade ($k = 1, 2, 3$); A = anos ($l = 1, 2, 3, 4, 5$) e Erro = erro experimental.

b) atributos químicos no perfil do solo

$$Y_{ijkl} = \mu + B_i + T_j + \text{Erro } a_{ij} + P_k + \text{Erro } b_{ik} + T_j P_k + \text{Erro } c_{ijk},$$

onde, μ = média geral do experimento; B = blocos ($i = 1, 2, 3, 4$); T = tratamentos ($j = 1, 2, 3, 4$); P = profundidades ($k = 1, 2, 3$) e Erro = erro experimental.

Nos gráficos com a variação dos atributos químicos do solo no decorrer das épocas de amostragem, quando houve interação tripla, utilizou-se a diferença mínima significativa (DMS) para comparar as fontes de variação. Quando não houve interação, inseriu-se as letras em cada gráfico, sendo que as letras maiúsculas comparam os tratamentos na média das épocas de amostragem e as letras minúsculas comparam as épocas de amostragem na média dos tratamentos.

Na elaboração dos gráficos com a evolução dos atributos químicos do solo deste estudo, considerou-se o início do experimento em agosto de 2007, em virtude de ser o mês de realização da primeira coleta de solo após a implantação do protocolo experimental. Entretanto, os resultados apresentados são referentes ao período de 2010 a 2014. Além disso, cada gráfico possui a indicação do valor do respectivo atributo determinado no solo de uma área nativa, adjacente ao experimento, visando indicar o valor natural do atributo. Por fim, a linha tracejada vertical inserida em cada gráfico da evolução dos atributos indica a época em que foi realizada a última aplicação dos adubos orgânicos, precedendo a coleta de solo referente a 2011.

4.3. Resultados e discussão

4.3.1. Quantidades de CaCO₃ equivalente, C orgânico e nutrientes essenciais adicionados pelo composto e biofertilizante líquido

Na Tabela 4 estão apresentadas as quantidades de composto sólido e biofertilizante líquido aportados em cada tratamento, durante quatro anos de aplicação. Com base nestas quantidades e nos valores médios da composição química dos respectivos adubos orgânicos (Tabela 2), estimou-se os valores de CaCO₃ equivalente, C orgânico, macronutrientes e micronutrientes, adicionados

em cada tratamento. Os tratamentos 100 e 200+0 apresentaram quantidades idênticas em todos os componentes estimados, visto que a dose total de composto adicionado foi a mesma, diferindo apenas quanto ao intervalo entre cada aplicação, sendo anual e bienal, respectivamente (Tabela 3). O tratamento 100+100, que difere dos demais tratamentos por ter recebido duas doses de biofertilizante líquido e metade da dose de composto orgânico aplicado nos tratamentos 200+0 e 100, apresentou as menores quantidades de praticamente todos os componentes estimados, devido às menores concentrações dos componentes no biofertilizante líquido, exceto o elemento Zn. Dentre os componentes estimados, destacam-se as altas quantidades adicionadas de CaCO_3 equivalente em todos os tratamentos, como consequência do alto poder de neutralização (PN) do composto orgânico, sendo muito superiores às quantidades previstas para a correção da acidez deste solo.

Tabela 4. Quantidades de composto orgânico e biofertilizante líquido aplicados, de equivalente em CaCO_3 , de carbono orgânico e de nutrientes aportados ao solo pelos tratamentos durante o período de 2008 a 2011

Componente	100 ¹	200+0 ²	100+100 ³
Composto (Mg ha^{-1})*	135,3	135,3	67,6
Biofertilizante líquido (Mg ha^{-1})*	-	-	14,3
CaCO_3 equivalente (Mg ha^{-1})	33,8	33,8	17,3
C orgânico (Mg ha^{-1})	24,3	24,3	17,9
N (kg ha^{-1})	2.000	2.000	1.300
P (kg ha^{-1})	352	352	308
K (kg ha^{-1})	893	893	571
Ca (kg ha^{-1})	10.500	10.500	5.900
Mg (kg ha^{-1})	731	731	424
Cu (kg ha^{-1})	6,9	6,9	5,6
Zn (kg ha^{-1})	8,4	8,4	8,7
Fe (kg ha^{-1})	1.300	1.300	900
Mn (kg ha^{-1})	88,0	88,0	47,8
B (kg ha^{-1})	2,3	2,3	1,4

*Base seca; ¹ 100: aplicação anual de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de composto orgânico; ² 200+0: aplicação bienal de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de composto orgânico; ³ 100+100: aplicação de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de composto orgânico e de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de biofertilizante líquido em anos alternados.

4.3.2. Valores de pH, C orgânico e CTC_{pH7,0} do solo

De modo geral, os resultados referentes à evolução dos atributos em cada tratamento foram marcados por oscilações aleatórias e independentes dos tratamentos, que podem ser consideradas normais para estudos que avaliem a evolução de atributos químicos do solo. Estas oscilações podem ser atribuídas à heterogeneidade dos atributos químicos do solo, variações nos fatores climáticos, como a precipitação, além das alterações ocasionadas pela interação das plantas perenes com o solo, sendo esta fonte de variação potencializada neste estudo, por se tratar de plantas perenes, as quais interagem com o solo durante o ano todo. Além disso, as oscilações podem estar relacionadas à heterogeneidade na aplicação dos adubos, que resulta em maior variabilidade na amostragem, como também observado por Petry (2012). Estas oscilações também foram observadas por Dorneles (2011), em estudo com a evolução de atributos químicos do solo, com diferentes sistemas de preparo do solo e de adubação.

Para os valores de pH do solo não houve interação entre tratamento, profundidade e tempo, apenas interações duplas entre os fatores. A Figura 3 mostra a distribuição dos valores de pH do solo de cada tratamento, ao longo do tempo, nas diferentes camadas do solo. Observa-se que os tratamentos que receberam a aplicação dos adubos (200+0; 100 e 100+100) apresentaram valores de pH do solo superiores aos valores do tratamento testemunha (AV), durante todo o período analisado e nas três camadas do perfil do solo. Apesar da aplicação dos adubos ter sido suspensa ainda em 2011, houve aumento nos valores de pH do solo na camada mais superficial (Figura 3a) e a manutenção dos valores nas camadas mais profundas (Figura 3b e Figura 3c), durante o período avaliado.

Na Figura 3, os valores de pH do solo dos tratamentos estão acima (0,5 a 1,5 unidades) dos valores de pH diagnosticados na área de referência do experimento, em todas as três camadas avaliadas. Estes resultados estão de acordo com os encontrados por Zhang et al. (2015), em trabalho com aplicação de dejetos de animais. Edmeades (2003) comparou o efeito da aplicação de dejetos de animais com a aplicação de fertilizantes minerais na alteração dos atributos químicos do solo, em nove experimentos espalhados pelo mundo, com

20 a 120 anos de duração, verificando aumento de 3 a 20% nos valores de pH em seis experimentos com aplicação de dejetos. Embora sejam resultados recorrentes, vale salientar que os valores de pH determinados no solo deste experimento encontram-se acima de 6,5, que é o valor considerado para o adequado desenvolvimento das plantas (Sousa et al., 2007), sendo interpretados na faixa “Alto”, de acordo com os critérios de interpretação da (Comissão..., 2004), o que pode resultar em problemas nutricionais às plantas, que serão abordados no Estudo 2.

O efeito da adição de materiais orgânicos no aumento do pH depende do pH inicial do solo e da concentração de ânions orgânicos e de cátions básicos no material aplicado (Xu et al., 2006), que resultem na liberação de íons OH^- e HCO_3^- , à medida que ocorre a decomposição de seus componentes (Sousa et al., 2007). Alguns autores citam que a capacidade corretiva do pH de solo é uma característica comum em adubos orgânicos, visto que possuem componentes alcalinos em sua composição (Mkhabela & Warman, 2005; Courtney & Mullen, 2008). No caso dos adubos orgânicos utilizados neste experimento, a capacidade corretiva do pH do solo é atribuída principalmente à presença de materiais alcalinos, como a cinza vegetal, oriunda de caldeiras das agroindústrias. Neste contexto, Ferreira et al. (2011) destacam a presença de óxidos e carbonatos de Ca e K nestes materiais orgânicos, os quais possuem potencial corretivo de acidez. A presença de componentes alcalinos, principalmente no composto sólido, pode ser diagnosticada pelo relativamente alto poder de neutralização (PN) deste material (Tabela 2). Desta forma, o alto valor do PN, associado à aplicação de grandes volumes do composto orgânico (Tabela 3), resultou em uma adição de $33,8 \text{ Mg ha}^{-1}$ de equivalente em CaCO_3 para os tratamentos 200+0 e 100 e de $17,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ para o tratamento 100+100, considerando apenas as adubações orgânicas realizadas a partir de 2007 (Tabela 4).

Vale ressaltar que esta quantidade de componentes alcalinos adicionados ao solo dos tratamentos é extremamente superior às necessárias para atingir o pH adequado ao desenvolvimento das plantas, devido ao baixo poder tampão deste tipo de solo. Para fins comparativos, a dose de corretivo necessária para aumentar o pH deste solo até 6,0 é de $1,4 \text{ Mg ha}^{-1}$, determinada para a área de referência. Com isso, observou-se que mesmo passados sete a-

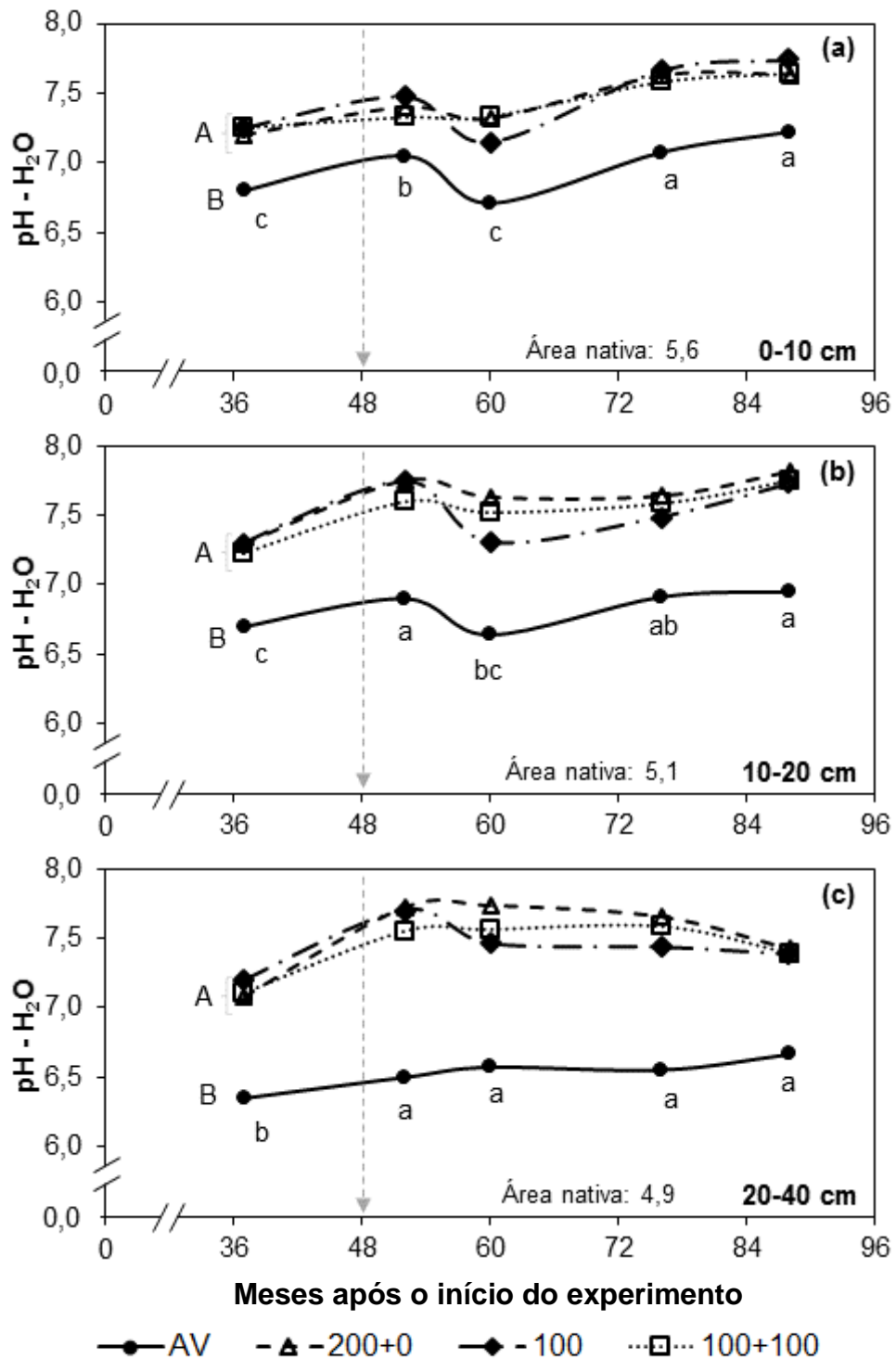


Figura 3. Valor de pH (H₂O 1:1) do solo das camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras. A linha tracejada vertical indica o momento da última aplicação dos adubos. AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados. Teste de Tukey ($p < 0,05$): letras maiúsculas comparam os tratamentos na média do período de amostragem e letras minúsculas comparam as épocas de amostragem na média dos tratamentos.

nos da última aplicação dos adubos orgânicos, os valores de pH do tratamento testemunha (AV) continuam muito acima aos da área de referência em todo o perfil do solo, devido ao efeito residual do composto aplicado em anos anteriores ao início do experimento (Figura 6a). Conseqüentemente, este efeito residual provavelmente será ainda maior nos tratamentos 200+0; 100 e 100+100, em função das altas doses de composto orgânico aplicadas.

Este aumento excessivo do pH do solo dos tratamentos já foi observado e citado por Petry et al. (2012) com base em amostras de solo coletadas em 2009 e no estado nutricional das plantas no período. Este trabalho forneceu o embasamento técnico para a suspensão das aplicações dos adubos orgânicos nos tratamentos do experimento a partir de 2011, até que os valores de pH do solo fiquem próximos a 6,0. Tedesco et al. (2008) recomendam que as quantidades máximas de resíduo de curtume (alcalino) a serem aplicadas ao solo devem ser determinadas conforme o PN do resíduo e o poder tampão do solo, para que não seja ultrapassado o pH 6,5 do solo.

Com relação ao efeito corretivo identificado em camadas mais profundas, o predomínio da textura arenosa do solo facilitou a percolação dos produtos das reações destes materiais no perfil do solo, ocasionando o aumento do pH em profundidade. Além disso, é possível que o composto orgânico possua como constituinte algumas substâncias com reação alcalina e com maior mobilidade no solo, como o hidróxido de sódio, utilizado em processos industriais (limpeza interna de equipamentos), contribuindo com o aumento do pH também em profundidade (Figura 3 e Figura 6a). Portanto, seria interessante que fossem realizadas análises mais detalhadas do composto sólido em estudos futuros, para verificar os principais componentes com reações alcalinas.

Para os teores de C orgânico (CO), ao contrário do pH do solo, observou-se interação tripla entre os fatores tratamento, profundidade e tempo. De modo geral, os maiores teores de CO foram determinados na camada superficial (0-10 cm). Este fato já era esperado, visto que os adubos orgânicos foram aplicados na superfície do solo, sem incorporação, resultando em um gradiente dos teores deste atributo ao longo do perfil do solo analisado (Figura 4). Como consequência disso, houve um acúmulo do composto sólido na superfície do solo dos tratamentos em que foi aplicado (200+0; 100 e 100+100), de modo que estes tratamentos apresentaram teores de CO significativamente

superiores durante todo o período avaliado, exceto na primeira amostragem, referente ao ano de 2010, em que o tratamento 200+0 não diferiu da testemunha (Figura 4a).

Nas camadas 10-20 e 20-40 cm, o efeito dos tratamentos no aumento dos teores de CO foi praticamente nulo, exceto na camada intermediária da amostragem de 2012 (mês 60) em que os tratamentos que receberam as maiores doses do composto (200+0 e 100) apresentaram teor superior aos demais (Figura 4b e Figura 4c). Entretanto, esta diferença não foi visualizada nos anos posteriores, como pode ser visto na Figura 6b, cujos dados do CO do perfil são referentes à última amostragem de solo do período avaliado. Desta forma, este aumento momentâneo nos teores de CO pode estar associado à percolação de partículas orgânicas de frações mais finas e solúveis do composto sólido aplicado no ano anterior (2011), além da variabilidade na amostragem e/ou na distribuição dos adubos na superfície do solo (Petry, 2012). Além disso, Silva & Mendonça (2007) citam a ação da fauna na dinâmica da distribuição do CO do solo, através da redução do tamanho dos resíduos e deslocamento para as camadas inferiores, como, por exemplo, pelas minhocas (Quadros et al., 2002).

Fazendo-se uma comparação dos teores de CO dos tratamentos com os teores determinados na área de referência, que eram de 11,2 e 6,1 g kg⁻¹, respectivamente para as camadas 0-10 e 10-20 cm (Apêndice 1), nota-se que houve um incremento de CO apenas na camada superficial (Figura 4). Este resultado já era esperado, em função da ausência de incorporação dos adubos orgânicos ao solo, como mencionado anteriormente, limitando o incremento de C orgânico em profundidade.

Com relação à evolução dos teores de CO na camada superficial do solo dos tratamentos, observou-se que os tratamentos com aplicação dos adubos orgânicos tiveram um incremento sistemático nos teores após a última aplicação, possuindo teores superiores ao tratamento testemunha (Figura 4a). Dentre eles, o tratamento 200+0 apresentou teores de CO superiores aos do tratamento 100+100 nas amostragens realizadas no período entre os meses 48 e 84, provavelmente por este ter recebido volumes menores de composto sólido (Tabela 4). A partir de então, os tratamentos não apresentaram variações significativas, apenas algumas oscilações sistemáticas. Quanto ao tratamento

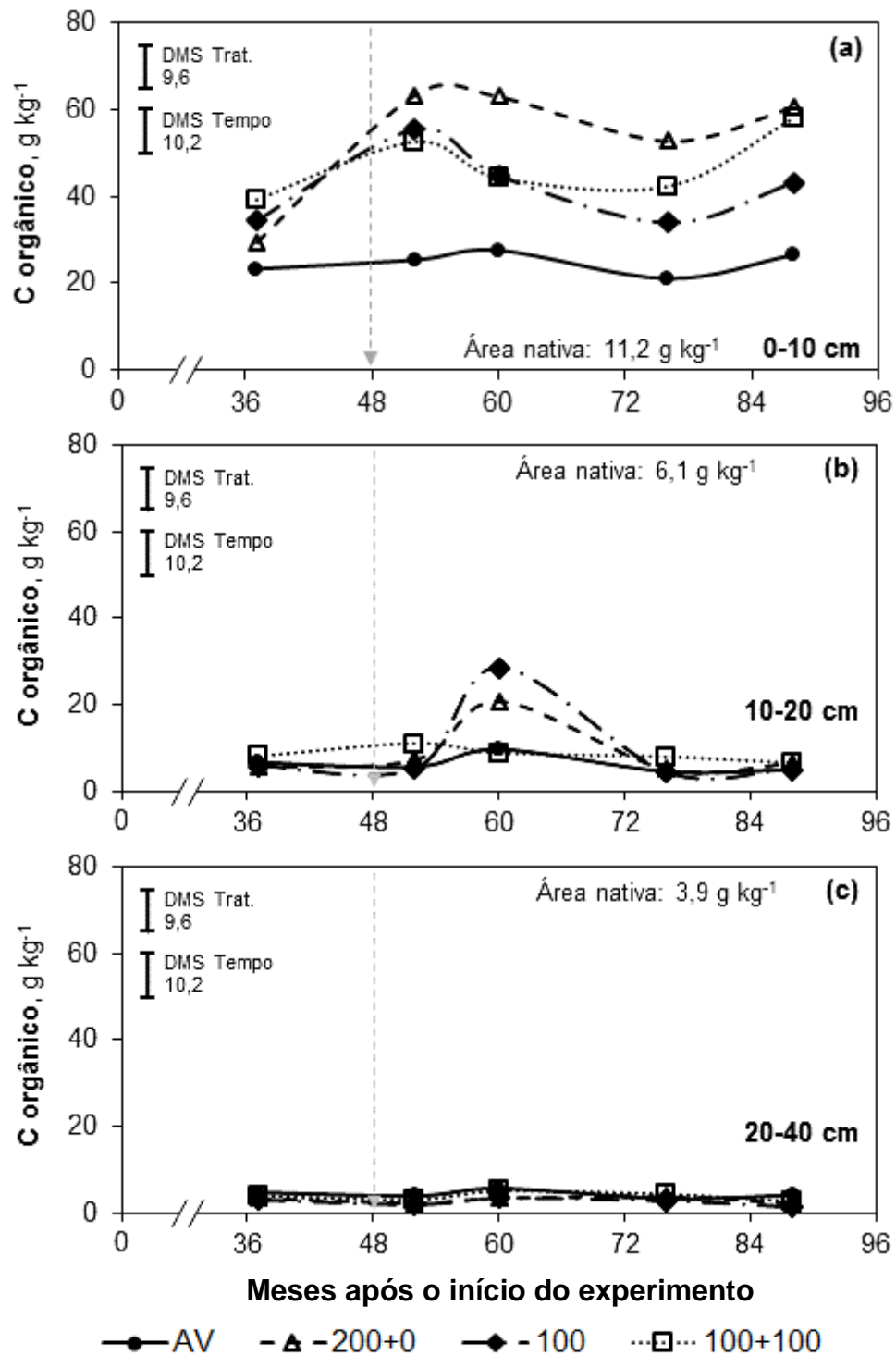


Figura 4. Teor de C orgânico do solo (método Walkley-Black) nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras. A linha tracejada vertical indica o momento da última aplicação dos adubos. AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados. Teste de Tukey ($p < 0,05$): barra do DMS compara os tratamentos e as épocas de amostragem.

testemunha (AV), mesmo sem haver a aplicação de adubos orgânicos desde o início do experimento, os teores de CO mantiveram-se estáveis, indicando a baixa decomposição do material orgânico.

A baixa decomposição da matéria orgânica do solo é uma evidência comum nos tratamentos, estando relacionada, principalmente, à ausência do preparo do solo. Esta constatação é recorrente em sistema de semeadura direta, cuja ausência do revolvimento do solo contribui com a menor oxidação da matéria orgânica do solo pelos microrganismos, resultando no aumento do teor de CO na superfície do solo (Bayer & Bertol, 1999; Falleiro et al., 2003; Dorneles, 2011). Entretanto, vale destacar que em sistemas que utilizam a adubação orgânica como única fonte de nutrientes às plantas, a exemplo deste experimento, a baixa taxa de decomposição pode resultar em baixa liberação de nutrientes às plantas, devido à baixa mineralização dos nutrientes retidos na matéria orgânica do solo. Logo, é importante que seja feito o monitoramento do estado nutricional das plantas, a fim de diagnosticar possíveis deficiências nutricionais.

Ao final do período avaliado, no ano de 2014, ainda foi possível identificar um gradiente dos teores de CO no perfil do solo de todos os tratamentos (Figura 6b). Além disso, os três tratamentos que receberam a aplicação dos adubos orgânicos tiveram seus teores interpretados na faixa “Alto” na camada 0-10 cm, enquanto o tratamento testemunha apresentou teor um pouco abaixo do teor limite desta faixa, sendo interpretado como “Médio”, conforme os critérios da Comissão... (2004). Portanto, todos os tratamentos apresentaram teores suficientes de material orgânico na camada superficial, que é indispensável à armazenagem de nutrientes em solos arenosos e de baixa fertilidade natural.

Os resultados obtidos para a soma de bases (S) e para a capacidade de troca de cátions a pH7,0 ($CTC_{pH7,0}$) foram muito parecidos, em função dos baixos valores determinados para a acidez potencial (H+Al), como resultado dos altos valores de pH do solo. Neste contexto, serão apresentados e discutidos apenas os resultados obtidos para a $CTC_{pH7,0}$ (Figura 5).

Dentre os cátions básicos utilizados para o cálculo da soma de bases e, conseqüentemente, da CTC (K, Ca e Mg) do solo, o Ca foi o cátion presente em maior quantidade no solo dos tratamentos, de modo geral. Como pode ser

visto na Tabela 2, o composto sólido possui grandes quantidades de Ca em sua composição, resultando na adição de grandes quantidades deste cátion ao solo, em função dos volumes de composto adicionado aos tratamentos (Tabela 4). Além disso, o Ca é um dos cátions predominante no complexo sortivo dos solos, devido à sua maior força de ligação nas cargas negativas da fase sólida, com base na série liotrópica (McBride, 1994). Desta forma, o Ca foi o principal cátion responsável pela dinâmica da $CTC_{pH7,0}$ do solo observada nos tratamentos.

Assim como o CO, também para a capacidade de troca de cátions ($CTC_{pH7,0}$) houve interação entre os fatores tratamento, profundidade e tempo. Na camada superficial do solo (0-10 cm), os valores de $CTC_{pH7,0}$ dos tratamentos que receberam a aplicação dos adubos (200+0; 100 e 100+100) foram superiores aos do tratamento testemunha durante todo o período avaliado (Figura 5a). Na camada intermediária, os tratamentos não diferiram estatisticamente na maior parte do período, exceto os tratamentos 200+0 e 100, que apresentaram valor de $CTC_{pH7,0}$ superior aos demais nos 60 meses após o início do experimento (Figura 5b).

A CTC dos solos de regiões tropicais e subtropicais está diretamente relacionada com o conteúdo de CO, devido à baixa fertilidade natural, resultante da gênese e formação destes solos (Raij, 1969). Nestes solos, há o predomínio de cargas pH-dependentes, sendo reguladas pelo pH do solo, de modo que o aumento do pH ocasiona a desprotonação de grupos funcionais (carboxílico: $R-COOH \rightarrow R-COO^- + H^+$; hidroxílico: $R-OH \rightarrow R-O^- + H^+$), resultando em mais cargas negativas disponíveis (Sparks, 2003). Portanto, as diferenças estatísticas observadas na $CTC_{pH7,0}$ dos tratamentos deste estudo estão associadas principalmente às variações no teor de CO do solo. Isto é confirmado pela relação positiva e significativa entre a $CTC_{pH7,0}$ o teor de CO do solo dos tratamentos, apresentada na Figura 6c. Embora os altos valores de pH do solo também tenham contribuído com o aumento da CTC, a comparação de seu efeito na CTC do solo entre os tratamentos foi dificultada, em função da menor variabilidade dos valores de pH em relação aos teores de CO do solo. Em trabalho com aplicação de dejetos de animais, Zhang et al. (2015) verificaram que a CTC do solo correlacionou-se positivamente com os valores de pH, CO e as doses de dejetos.

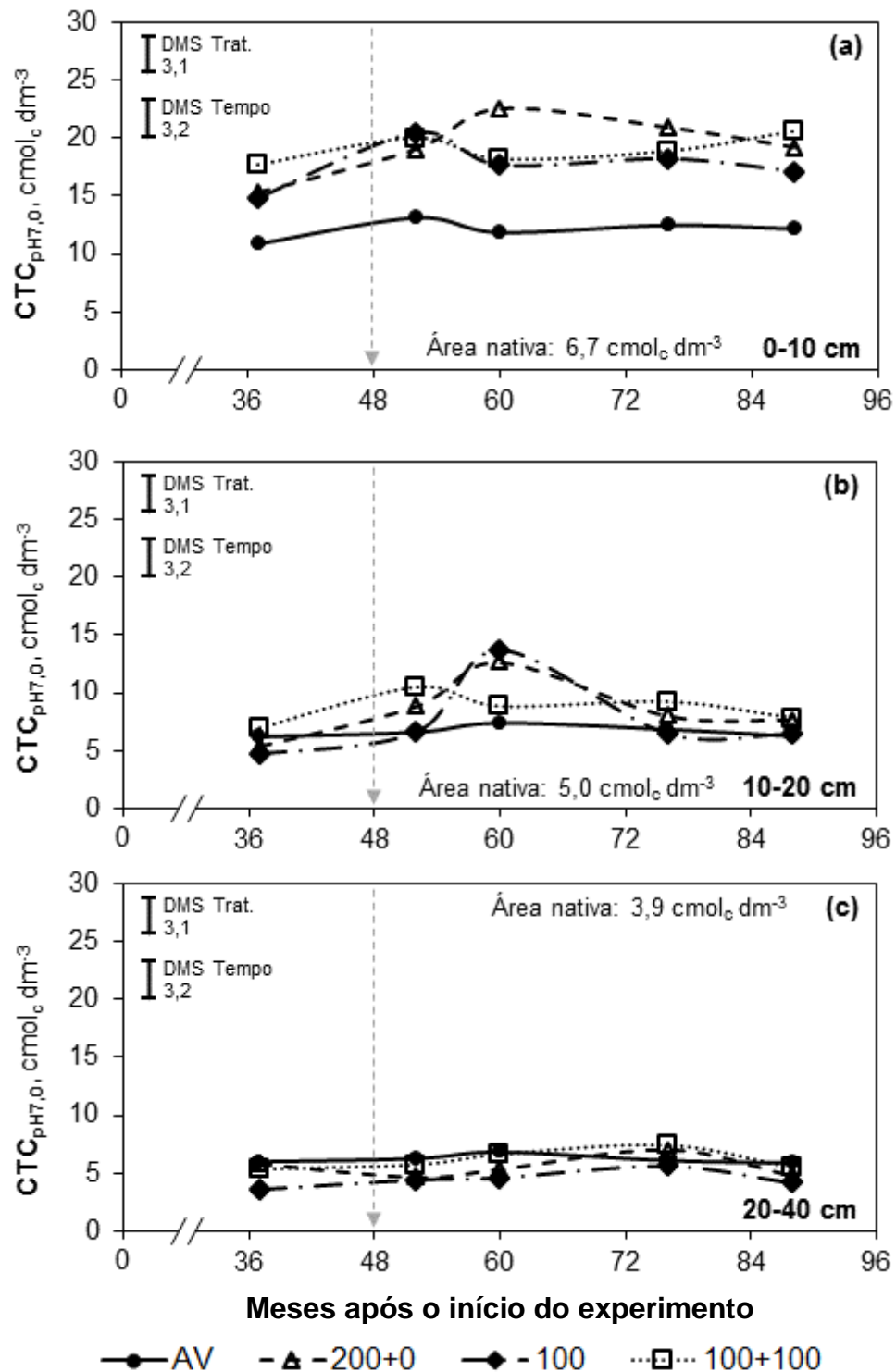


Figura 5. Valor de $\text{CTC}_{\text{pH}7,0}$ do solo nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras. A linha tracejada vertical indica o momento da última aplicação dos adubos. AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de composto orgânico; 100: aplicação anual de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de composto; 100+100: aplicação de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de composto e de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de biofertilizante em anos alternados. Teste de Tukey ($p < 0,05$): barra do DMS compara os tratamentos e as épocas de amostragem.

Fazendo-se uma comparação entre os tratamentos que receberam a adubação orgânica em relação à $CTC_{pH7,0}$ do solo na camada superficial, nota-se que nenhum tratamento destacou-se dos demais durante o período avaliado, ocorrendo algumas oscilações aleatórias, que devem estar associadas às variações na amostragem do solo (Figura 5a). Além disso, todos os tratamentos apresentaram valores de $CTC_{pH7,0}$ superiores ao determinado na área nativa ($6,7 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), nas camadas superficial e intermediária (Figura 5b), o que era esperado, em função da baixa fertilidade natural do solo e da adubação orgânica realizada nos tratamentos. No caso do tratamento testemunha (AV), vale destacar que os efeitos nos atributos avaliados são resultantes do material orgânico remanescente das adubações realizadas antes da implantação do experimento.

Ao final do período avaliado, ano 2014, nota-se que ainda há a formação de um gradiente dos valores de $CTC_{pH7,0}$ no perfil do solo dos tratamentos (Figura 6d), semelhante ao observado e discutido para o CO do solo (Figura 6b), enfatizando a relação destes atributos em solos arenosos e de baixa fertilidade natural, bem como o efeito prolongado do composto orgânico sobre estes atributos. Além disso, os teores de $CTC_{pH7,0}$ dos tratamentos que receberam as aplicações dos adubos orgânicos foram interpretados na faixa “Alto” na camada superficial, enquanto o teor da testemunha foi interpretado na faixa “Média”, que por sua vez apresentou $CTC_{pH7,0}$ duas vezes superior ao valor natural do solo. Nas camadas abaixo, os tratamentos não diferiram significativamente quanto aos valores de $CTC_{pH7,0}$.

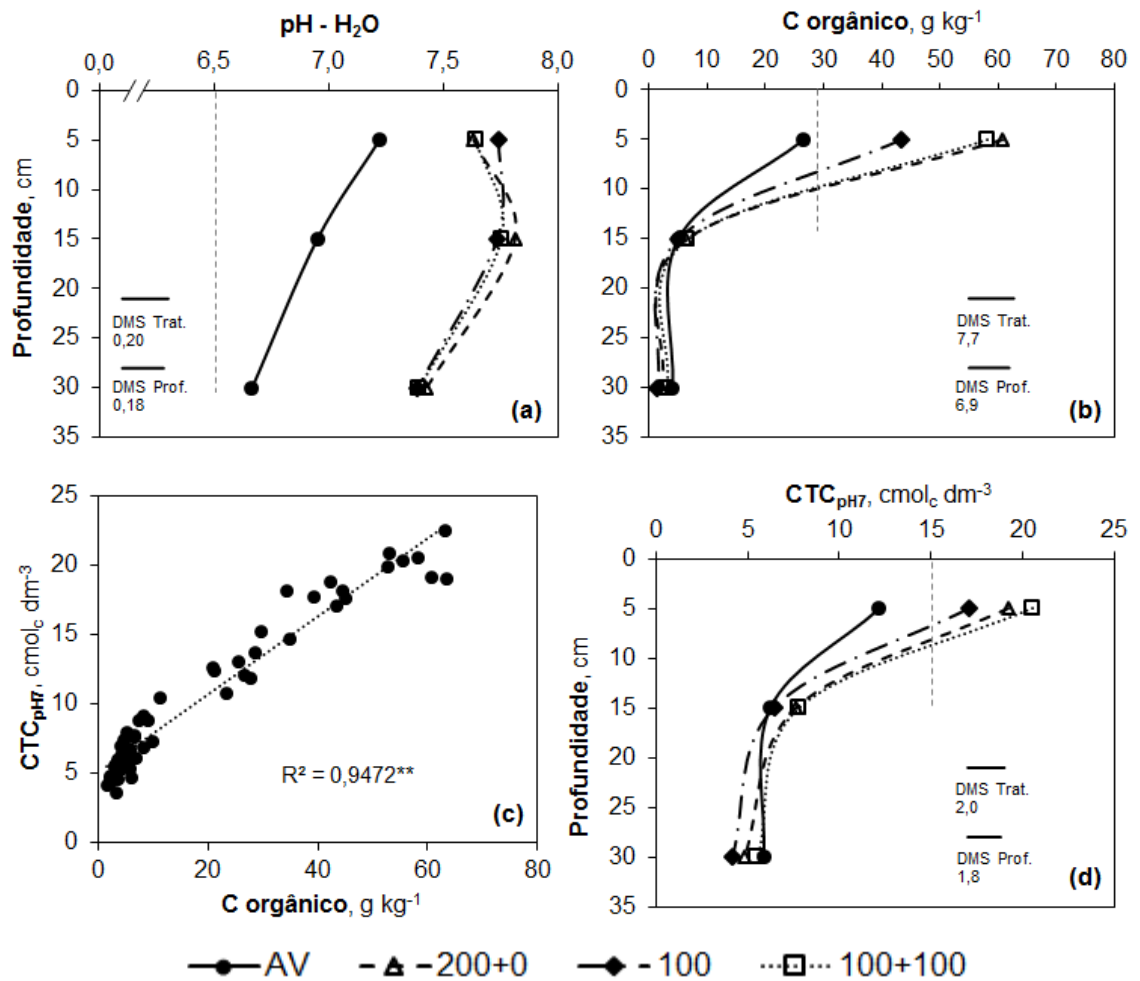


Figura 6. Valores de pH (a) e carbono orgânico (b), relação entre CTC_{pH7,0} e carbono orgânico (c) e CTC_{pH7,0} (d) no perfil do solo após sete anos (2014) da implantação de diferentes sistemas de manejo da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras. A linha tracejada vertical indica o limite inferior para que cada atributo seja interpretado como “Alto”. AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados. Teste de Tukey ($p < 0,05$): barra do DMS compara os tratamentos e as profundidades. **= significativo ($p < 0,01$).

4.4. Conclusões

As doses de composto orgânico aplicadas nos tratamentos são consideradas altas para este tipo de solo e aumentaram os teores de C orgânico e a CTC na camada superficial do solo e os valores de pH em todo o perfil do solo.

Os altos valores de pH determinados após a aplicação dos tratamentos confirmam o poder neutralizante do composto orgânico, sendo que as altas quantidades aplicadas resultaram no aumento excessivo dos valores de pH do solo. Além disso, os altos valores de pH determinados no solo do tratamento testemunha (AV) confirmam o efeito residual prolongado do composto orgânico no aumento deste atributo químico do solo.

O aumento no teor de C orgânico e no pH do solo, devido à aplicação dos adubos orgânicos, contribuiu para o aumento da CTC do solo, fato relevante considerando-se a baixa fertilidade natural deste tipo de solo.

5. ESTUDO 2 – MACRONUTRIENTES NO SOLO, ESTADO NUTRICIONAL DE TANGERINEIRAS E EXPORTAÇÃO DE NUTRIENTES PELA COLHEITA

5.1. Introdução

A citricultura é uma importante atividade do setor agropecuário e tem contribuído com a produção de alimentos, para suprir o mercado interno e externo, além de contribuir com o aumento do PIB. No Rio Grande do Sul, a produção de citros ocorre predominantemente em propriedades de agricultura familiar, contribuindo com a diminuição das taxas de êxodo rural (Bonine & João, 2002). Nestas propriedades, a produção orgânica de citros tem sido uma alternativa viável e sustentável, por ser menos dependente de insumos externos que, muitas vezes, são onerosos à saúde humana e do ambiente.

Entretanto, a falta de conhecimentos científicos focados em sistemas com produção orgânica tem sido um gargalo para garantir uma maior competitividade e ampliação da adoção do sistema. Na produção orgânica, a nutrição das plantas é feita pelo uso de adubos orgânicos produzidos na propriedade ou obtidos de fontes externas. Embora seja considerado como mais sustentável, a utilização de altas doses de um mesmo adubo orgânico pode ocasionar o desequilíbrio químico do solo, prejudicando o desenvolvimento das plantas.

Neste contexto, realizou-se este estudo, cuja hipótese é que a aplicação de altas doses de adubos orgânicos (composto sólido e biofertilizante líquido) podem ocasionar o desequilíbrio químico do solo, devido às

características químicas dos resíduos que compõem estes materiais, prejudicando a absorção de macronutrientes e a produção das plantas.

Assim, o objetivo deste estudo foi determinar os teores de macronutrientes no solo e nas folhas em um pomar orgânico de tangerineiras, para avaliar a evolução destes nutrientes no espaço e no tempo, em função de diferentes manejos da adubação orgânica. Além disso, determinou-se a concentração dos macronutrientes nos frutos, para estimar a exportação de nutrientes pela colheita, em cada manejo da adubação orgânica.

5.2. Material e Métodos

5.2.1. Descrição do experimento e determinação dos atributos químicos do solo

A descrição do experimento utilizado para a execução do presente estudo e a descrição das amostragens de solo foram apresentadas anteriormente, no Item 3.

As amostras de solo foram levadas ao laboratório, onde foram determinados os teores de Ca e Mg trocáveis ($\text{KCl } 1 \text{ mol L}^{-1}$) e de P e K por extração pelo método Mehlich-1, segundo metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). De posse dos dados, os teores dos atributos de solo foram interpretados com base no Manual de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (Comissão..., 2004).

5.2.2. Determinação do estado nutricional das plantas

A amostragem de folhas para a determinação do estado nutricional das tangerineiras tem sido realizada anualmente no mês de março, desde 2007, quando foi implantado o experimento. Para este estudo, foram utilizados os dados referentes às amostragens realizadas durante o período de 2010 a 2015. A amostragem consistiu na coleta de 100 folhas de ramos frutíferos com 5 a 7 meses de idade, em cada uma das parcelas, sendo coletadas a terceira e a quarta folhas localizadas acima do fruto. Foram amostradas folhas em toda a

copa das três plantas centrais de cada parcela, conforme recomendações da Comissão... (2004).

Após a coleta, as folhas foram levadas ao laboratório e secas em estufa à temperatura máxima de 65°C e moídas em moinho de facas de aço inox. A partir de então, as amostras foram digeridas em bloco digestor, com H₂O₂ e H₂SO₄ com mistura de digestão, para a determinação dos teores foliares dos macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg), conforme metodologia descrita em Tedesco et al. (1995). De posse dos resultados, os teores foliares dos macronutrientes foram interpretados com base nos padrões nutricionais recomendados pelo GPACC (1994).

5.2.3. Determinação da exportação de nutrientes pelos frutos

A determinação da exportação dos nutrientes pelos frutos foi realizada com base nas colheitas referentes às safras de 2013/2014 e 2014/2015. Em cada safra, realizou-se a colheita de todos os frutos das três plantas centrais das parcelas, de modo a determinar a produtividade de cada parcela dos tratamentos. Entretanto, não foi possível utilizar os dados de produtividade da última safra, em função da queda prematura dos frutos, devido ao excesso de calor, precipitação e problemas fitossanitários, ocorridos próximos ao período de colheita (Figura 8). Após a colheita e pesagem dos frutos, das duas safras, foram amostrados aleatoriamente dez frutos por parcela, os quais foram levados ao laboratório para a determinação dos teores de nutrientes e estimar a quantidade de nutrientes exportados pela colheita dos frutos.

Em laboratório, os frutos foram divididos em três partes: polpa (endocarpo sem sementes), casca (exocarpo e mesocarpo) e sementes (Bataglia et al., 1977). Os procedimentos adotados para a preparação das amostras dos frutos estão apresentados no esquema da Figura 7 e descritos no Apêndice 2.

Embora os frutos tenham sido divididos em polpa, casca e sementes para a determinação da umidade gravimétrica de cada uma das partes, a casca e as sementes foram misturadas e homogeneizadas no momento da moagem. A partir de então, os frutos foram referidos em duas partes, sendo polpa e casca + sementes, que representam as partes comestível e não-comestível, respectiva

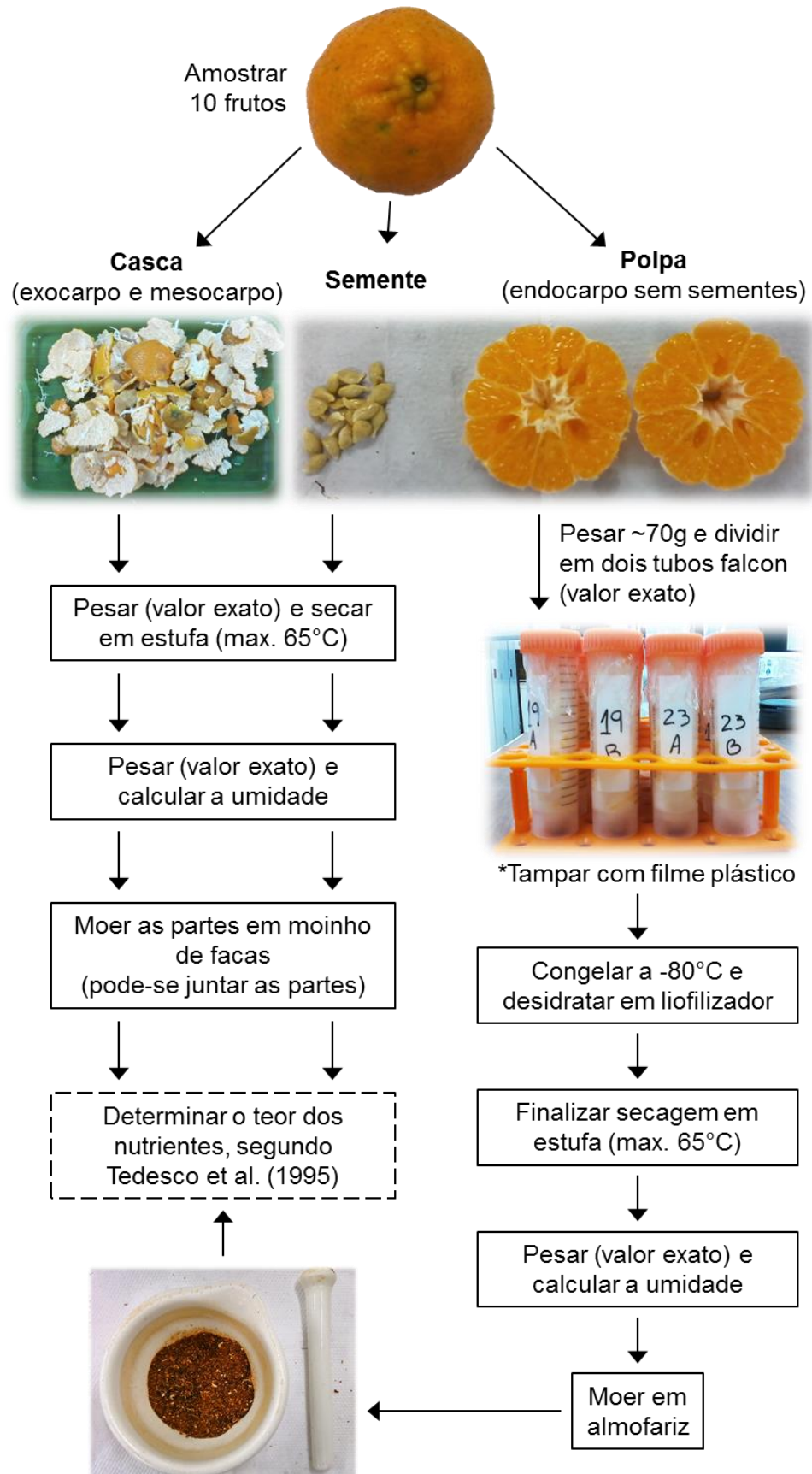


Figura 7. Esquema com os procedimentos adotados para a preparação das amostras de frutos de tangerineiras para a posterior determinação da concentração de nutrientes.

mente. Após, determinou-se os teores dos macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg), por digestão sulfúrica, de acordo com a metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). Por fim, estimou-se as quantidades de nutrientes exportados na colheita dos frutos.

Os dados de temperatura média e precipitação mensais foram obtidos da Estação Meteorológica de Teutônia (INMET, 2016), a qual é a mais próxima dentre as estações que se encontram em operação (Figura 8). O período inicial coincide com a instalação da estação meteorológica, que compreende as safras em que foram realizadas as avaliações de frutos para este trabalho (safras 2013/2014 e 2014/2015). A normal climatológica para precipitação mensal foi obtida a partir de dados meteorológicos do período de 1976 a 2005 (Matzenauer et al., 2011).

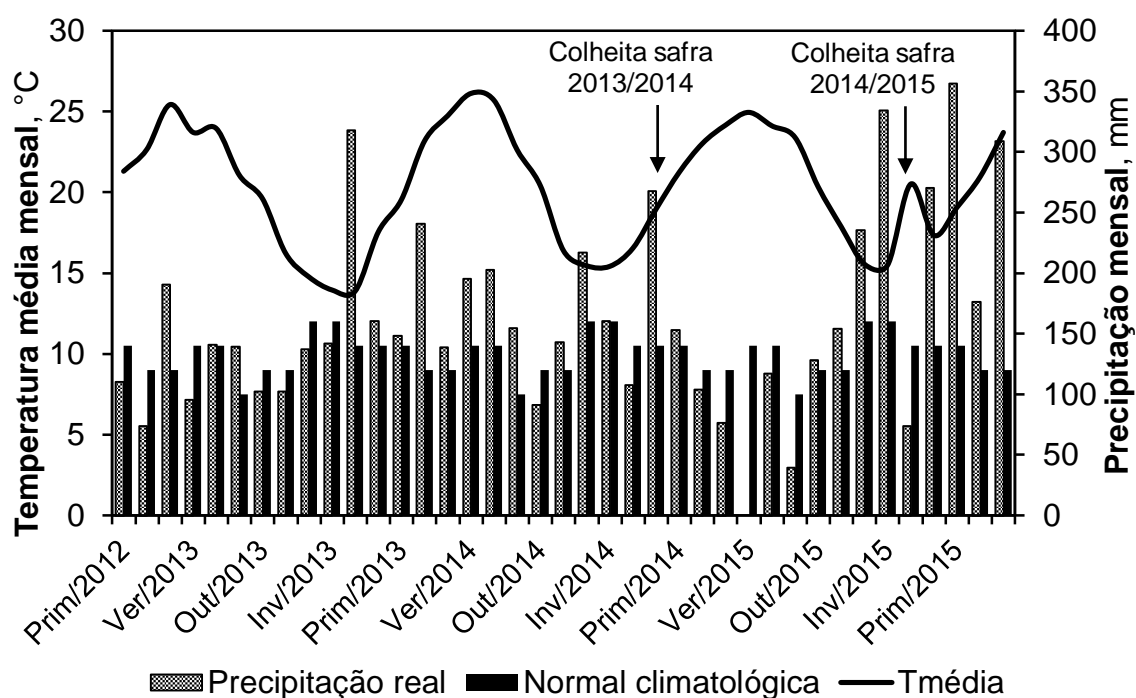


Figura 8. Dados climáticos de temperatura média mensal e de precipitação representativos para a área experimental e obtidos da Estação Meteorológica de Teutônia/RS, referentes às safras 2013/2014 e 2014/2015, em que houveram as avaliações de frutos.

5.2.4. Análise estatística

Os dados obtidos para cada atributo avaliado foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e, quando detectada diferença significativa ($p < 0,05$), as médias foram comparadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), utilizando o programa estatístico SISVAR (Ferreira, 2000). Os modelos estatísticos utilizados para a ANOVA foram:

a) evolução dos atributos químicos no perfil do solo

$$Y_{ijkl} = \mu + B_i + T_j + \text{Erro } a_{ij} + P_k + T_j P_k + \text{Erro } b_{ijk} + A_l + T_j A_l + P_k A_l + T_j P_k A_l + \text{Erro } c_{ijkl},$$

onde, μ = média geral do experimento; B = blocos ($i = 1, 2, 3, 4$); T = tratamentos ($j = 1, 2, 3, 4$); P = profundidade ($k = 1, 2, 3$); A = anos ($l = 1, 2, 3, 4, 5$) e Erro = erro experimental.

b) evolução dos teores foliares, teores e exportação dos nutrientes dos frutos

$$Y_{ijkl} = \mu + B_i + T_j + \text{Erro } a_{ij} + A_k + \text{Erro } b_{ik} + T_j A_k + \text{Erro } c_{ijk},$$

onde, μ = média geral do experimento; B = blocos ($i = 1, 2, 3, 4$); T = tratamentos ($j = 1, 2, 3, 4$); A = anos ($k = 1, 2, 3, 4, 5$) e Erro = erro experimental.

A diferença mínima significativa (DMS) foi utilizada nos gráficos da evolução dos atributos de solo e dos teores foliares de nutrientes das plantas, sempre que houve interação máxima entre as fontes de variação. Quando não houve interação, inseriu-se as letras em cada gráfico, sendo que as letras maiúsculas comparam os tratamentos na média das épocas de amostragem e as letras minúsculas comparam as épocas de amostragem na média dos tratamentos.

5.3. Resultados e Discussão

5.3.1. Teores de macronutrientes do solo

Os teores dos macronutrientes do solo determinados no período avaliado foram marcados por oscilações aleatórias e independentes dos

tratamentos, assim como já foi observado e destacado anteriormente no item 4.3.2. Para os teores de P (Mehlich-1) no solo houve interação entre o tratamento, a profundidade e o tempo. Na Figura 9, observa-se que os teores de P no solo dos tratamentos são muito superiores aos teores naturais do solo, determinados na área nativa, em todas as três camadas avaliadas, com destaque para as duas camadas mais superficiais, devido à aplicação dos adubos orgânicos na superfície do solo e sem incorporação. Os maiores teores de P foram determinados na primeira camada do solo, não havendo diferença significativa entre os tratamentos no início do período avaliado (mês 37) (Figura 9a). Com o passar dos meses, os teores de P foram diminuindo gradativamente em todos os tratamentos e, após 40 meses da última aplicação dos adubos, apenas os tratamentos 200+0 e 100+100 apresentaram diferença significativa. Os maiores teores observados no tratamento 100 após os 48 meses, são devidos ao fato de a última aplicação de composto sólido ter ocorrido um ano mais tarde que nos demais tratamentos. Era esperado que o menor teor de P fosse determinado no tratamento testemunha, em função da ausência de adubação desde 2007, entretanto, isso não ocorreu.

Na camada intermediária, foi possível observar um maior efeito dos adubos orgânicos, visto que os maiores teores de P foram determinados nos tratamentos que receberam a adubação orgânica (200+0; 100 e 100+100). Entretanto, os tratamentos não diferiram significativamente no início e no final do período avaliado (Figura 9b). Comparando-se os três tratamentos que receberam a adubação orgânica, nota-se que não há uma diferença muito clara, em função da ocorrência de oscilações que dificultam a interpretação. Além disso, os teores determinados na parte intermediária do período são bastante altos, ocultando variações menores dos teores. Quanto ao tratamento testemunha (AV), os teores de P no solo mantiveram-se estáveis ao longo de todo o período.

Uma constatação comum nas camadas 0-10 e 10-20 cm foi a diminuição acentuada nos teores de P do solo, após alguns tratamentos apresentarem valores próximos a 400 mg dm^{-3} . Como visto no Estudo 1 (Figura 3), há ocorrência de pH alcalino no solo de todos os tratamentos. Desta forma, é provável que tenha ocorrido a precipitação do P na forma de fosfato de cálcio (CaP), em função da afinidade existente entre o P e o Ca, formando compostos

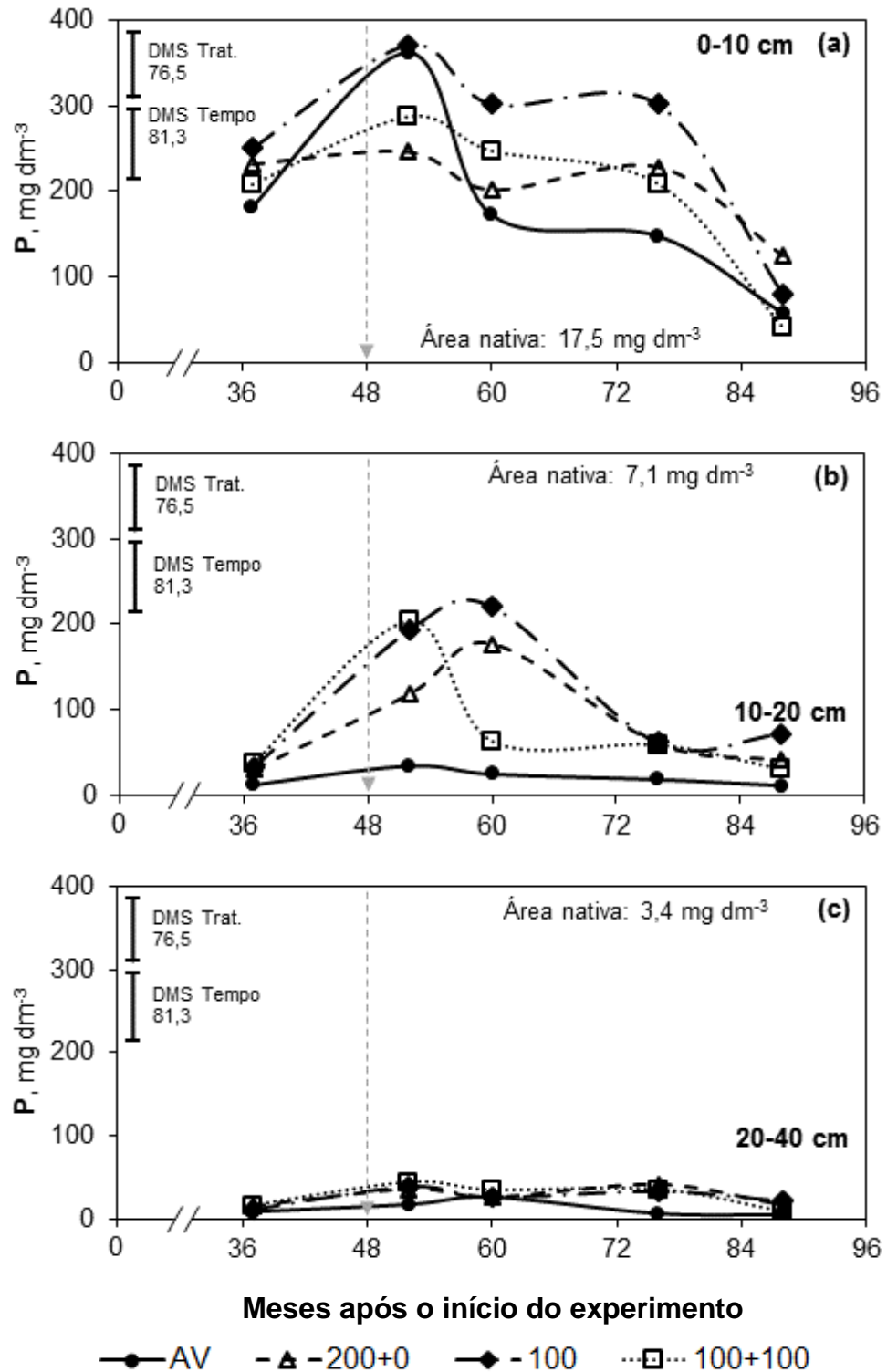


Figura 9. Teor de P (Mehlich-1) do solo nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras. A linha tracejada vertical indica o momento da última aplicação dos adubos. AV: adubação verde; 200+0: aplicação bial de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados. Teste de Tukey ($p < 0,05$): barra do DMS compara os tratamentos e as épocas de amostragem.

de composição definida e pouco solúveis (Sample et al., 1980), cujas reações químicas são potencializadas em ambientes com pH alcalino (Olsen & Khasawneh, 1980), além da alta disponibilidade de Ca no solo (Apêndice 4).

Tunesi et al. (1999) citam que a precipitação é o mecanismo predominante na diminuição do P disponível em solos com altas reservas de cátions trocáveis, mas também com outros metais presentes no solo, como o Zn, Cu, Cd e Pb (Silva & Trevizam, 2015). Neste contexto, embora o caráter ácido do extrator Mehlich-1, o P extraído no início do período pode ter se tornado menos extraível pelo extrator no período posterior, por estar na forma precipitada (insolúvel). Vale salientar que esta reação química é reversível e haverá a dissolução do fosfato de cálcio, à medida que houver a diminuição do pH do solo. Segundo Andersson et al. (2015), os minerais de CaP tornam-se solúveis a partir de pH 8, ocorrendo variações entre as espécies e co-precipitações.

Embora o P seja um nutriente cuja mobilidade no perfil do solo tende a ser baixa (Pierzynski et al., 2005), por sua interação com componentes orgânicos e inorgânicos do solo (Ojekami et al., 2011), perdas de P podem ocorrer por meio do escoamento superficial (Sims et al., 1998). Chang et al. (2005) citam que o risco de perdas de P do solo mediante o carregamento pela água é aumentado em áreas com amplo histórico de aplicações de dejetos de animais. Desta forma, embora não se tenha avaliado as perdas de P no solo, é possível que a diminuição dos teores de P do solo esteja associada às perdas por lixiviação e carregamento superficial, em função da textura arenosa do solo (Graetz & Nair, 1995; Chardon & Faassen, 1999), menor densidade do solo na camada superficial, devido ao maior teor de C orgânico (Figura 4) (Santos, 2013), e pelas alterações químicas do solo (por exemplo, aumento do pH), ocasionadas pela aplicação de grandes quantidades de material orgânico (Whalen et al., 2000). Em experimento de longo prazo, Ojekami et al. (2011) verificaram maior lixiviação de P nas maiores doses de dejetos bovino.

Na camada 20-40 cm, os tratamentos não apresentaram diferença significativa e os teores mantiveram-se estáveis ao longo de todo o período avaliado. Isso mostra que o efeito das aplicações dos adubos orgânicos limitou-se aos primeiros 20 cm do perfil do solo, devido à aplicação superficial dos adubos orgânicos, sem incorporação, visto que a incorporação dos adubos ao solo acarretaria em danos ao sistema radicular das plantas. Em trabalho com

aplicação superficial de cama de aviário, Dorneles (2011) observou maiores teores de P nos primeiros 10 cm de profundidade do solo dos tratamentos em que não houve incorporação.

Vale salientar que os teores de P determinados nos primeiros 20 cm do perfil do solo foram muito superiores ao teor crítico para o desenvolvimento das plantas. Na camada superficial (Figura 9a) todos os tratamentos apresentaram teores de P interpretados na faixa “Muito alto”, de acordo com as faixas de interpretação da Comissão... (2004), apesar do comportamento decrescente. Na camada 10-20 cm (Figura 9b), os tratamentos com aplicação dos adubos apresentaram teores “Muito Alto” nas amostragens referentes ao período entre os meses 52 e 76. Na última amostragem (mês 88), os teores foram interpretados como “Muito Alto” nos tratamentos 200+0 e 100, como “Alto” no tratamento 100+100 e “Baixo” no tratamento testemunha (AV). O alto aporte deste nutriente ao solo ocorreu principalmente pela adição de grandes volumes de composto sólido, que possui altas concentrações de P em sua composição, e também pela adição do biofertilizante líquido, no caso do tratamento 100+100 (Tabela 2). Com base nos resultados apresentados na Tabela 4, estimou-se uma adição de 352 e 308 kg ha⁻¹ de P (806 e 705 kg ha⁻¹ de P₂O₅) nos tratamentos que receberam as maiores doses de composto (200+0 e 100) e no tratamento que recebeu meia dose do composto (100+100), respectivamente.

Na Figura 10 estão apresentados os teores de K do solo extraído por Mehlich-1 e, assim como observado para o P, houve interação entre os tratamentos, as profundidades e o tempo. Como já era esperado, os maiores teores de K foram determinados na primeira camada do solo, sendo que os tratamentos que receberam a aplicação dos adubos orgânicos (200+0; 100 e 100+100) apresentaram valores superiores ao tratamento testemunha (AV) (Figura 10a). No início do período avaliado (2010), os teores dos tratamentos com adubação orgânica não diferiram entre si e, apesar de superiores aos da testemunha, a diferença não era muito grande. Após a última aplicação dos adubos (2011), houve um grande aumento nos teores de K, sendo que o maior teor foi determinado na amostragem do mês 60, no solo do tratamento 200+0 (334 mg dm⁻³). Posteriormente, houve uma diminuição gradual nos teores dos tratamentos que receberam os adubos orgânicos, de modo que ao final do

período o tratamento 200+0 continuou superior aos demais e o tratamento 100+100, que recebeu a menor dose de composto, não diferiu da testemunha.

Nas camadas 10-20 (Figura 10b) e 20-40 cm (Figura 10c), os teores de K nos tratamentos apresentaram variações semelhantes às discutidas na camada superficial, entretanto com valores muito menores, e não diferiram entre si no começo e no final do período avaliado. Os maiores teores de K determinados nos tratamentos 200+0, 100 e 100+100 são resultantes, principalmente, das aplicações do composto sólido, que possui maior concentração de K em sua composição (Tabela 2). Considerando-se apenas as aplicações realizadas após o início do experimento, estima-se que foram adicionados em torno de 893 kg ha⁻¹ de K (1.072 kg ha⁻¹ de K₂O) nos tratamentos que receberam as maiores doses de composto (200+0 e 100) e 571 kg ha⁻¹ (685 kg ha⁻¹ de K₂O) no tratamento que teve metade da dose de composto substituída por biofertilizante líquido (Tabela 4). O aumento no teor de K do solo também foi observado por Dorneles (2011), em experimento com aplicação de cama de aviário para a adubação de culturas anuais, no Rio Grande do Sul, e por Araujo et al. (2008) ao utilizar diferentes fontes de material orgânico para adubação de capim-Mombaça, em Tocantins.

De modo geral, os teores de K determinados no solo dos tratamentos foram superiores ao teor da área nativa em todo o perfil do solo, exceto na camada 10-20 cm do solo da testemunha (AV), que apresentou valor ligeiramente inferior na última amostragem de solo. Na camada superficial, os teores foram interpretados como “Alto” no tratamento AV e “Alto” ou “Muito alto” no solo dos demais tratamentos. Com base no trabalho de Santos (2013), que observou que a maior parte do sistema radicular das tangerineiras enxertadas sobre *Poncirus trifoliata* encontravam-se nos primeiros 15 cm de profundidade e que a disponibilidade de K na camada superficial deste trabalho é muito superior ao teor crítico para este solo (60 ou 90 mg dm⁻³, dependendo da CTC), espera-se que haja uma nutrição adequada das plantas por este nutriente.

Embora os maiores teores tenham sido determinados na camada superficial, nota-se que houve acréscimo no teor de K nas outras camadas do solo, indicando o efeito dos tratamentos também em profundidade. Este efeito não foi visualizado para o P, por exemplo, estando relacionado à maior mobilida-

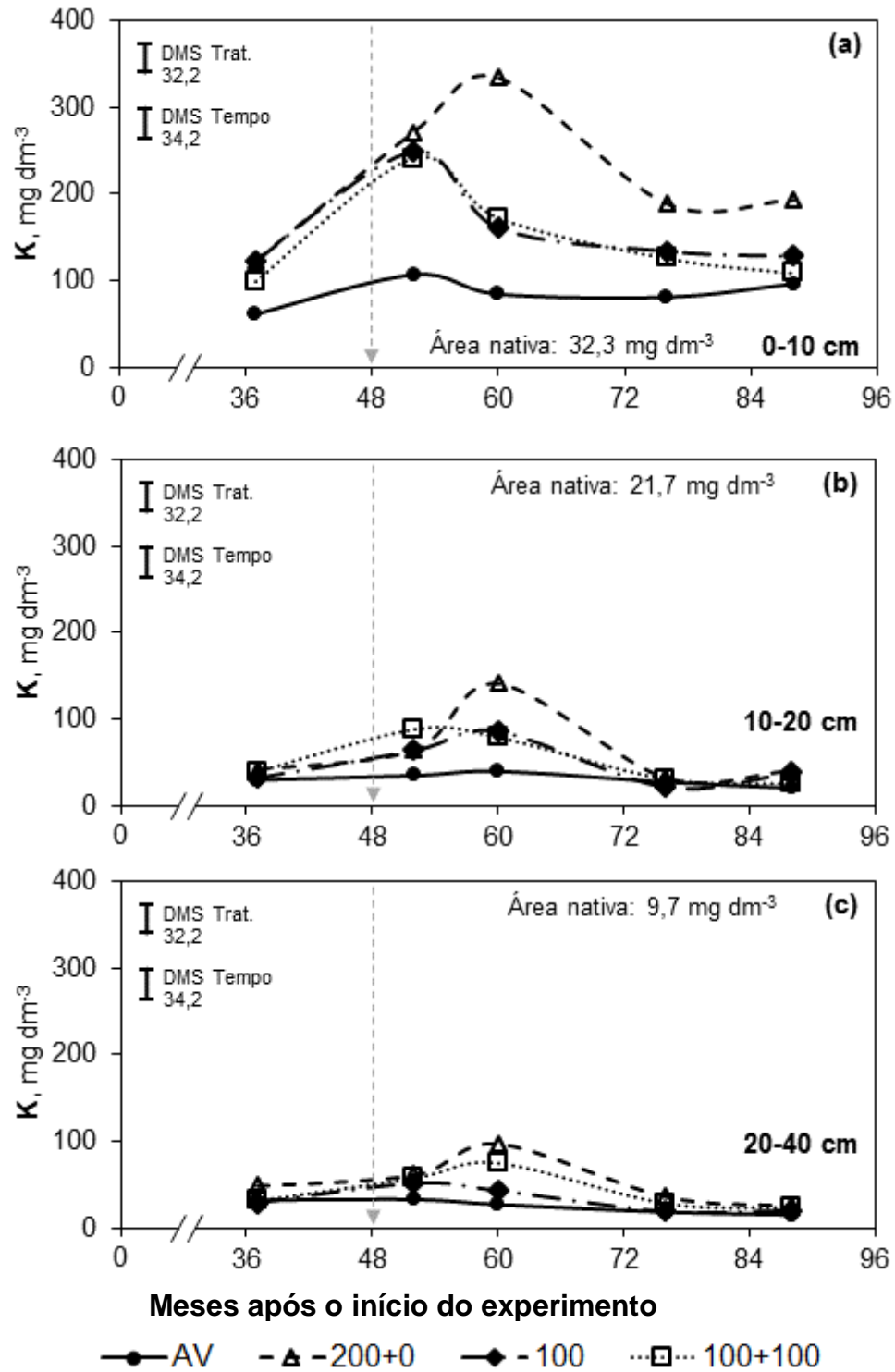


Figura 10. Teor de K (Mehlich-1) do solo nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras. A linha tracejada vertical indica o momento da última aplicação dos adubos. AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados. Teste de Tukey ($p < 0,05$): barra do DMS compara os tratamentos e as épocas de amostragem.

de do K no solo, devido às características químicas deste nutriente, que possui mobilidade no perfil intermediária ao N e P (Ernani et al., 2007).

Marschner & Rengel (2007) citam que o K está ligado mais fracamente ao solo, em comparação ao Ca e Mg, sendo substituído mais facilmente. A movimentação de K no perfil do solo também foi observada por Sanzonowicz & Mielniczuk (1985). Os autores adicionaram 300 kg ha⁻¹ de K em solo arenoso nas formas de sulfato e cloreto de K, observando movimentação do nutriente até 25 e 40 cm de profundidade, respectivamente.

Embora a percolação de nutrientes no perfil do solo seja importante ao aprofundamento do sistema radicular, quando em excesso pode indicar a perda do nutriente por lixiviação, ocasionando prejuízos econômicos e ambientais. Neste sentido, o K tem sido bastante estudado, devido a sua maior mobilidade no perfil do solo, se comparado ao P, por exemplo. Em um Argissolo, Gilles et al. (2009) observaram perdas de K por erosão hídrica tanto em sistemas com adubação mineral quanto orgânica. Por outro lado, Barrows & Kilmer (1963) observaram que adubações realizadas com a utilização de dejetos de suínos ocasionaram maiores perdas de nutrientes por erosão hídrica, em comparação à adubação mineral, associando à maior facilidade de carregamento de partículas finas de material orgânico pelas enxurradas. Desta forma, embora não se tenha avaliado as perdas de K do solo, é importante salientar que a aplicação de adubos orgânicos deve respeitar a capacidade de adsorção dos nutrientes pelo solo, à medida que estes são liberados pela decomposição do material orgânico, visando evitar quantidades excessivas e impactos ambientais.

Dentre os cátions utilizados para o cálculo da soma de bases, o Ca foi o que esteve presente em maior concentração no solo dos tratamentos, conseqüentemente, foi o principal componente da CTC do solo. Segundo Zhang et al. (2015), em solos de regiões áridas e semiáridas, o Ca²⁺ geralmente encontra-se em maior concentração, ocupando 75 a 85% da CTC. Assim, a distribuição dos teores de Ca dos tratamentos ao longo do tempo foi muito semelhante aos valores apresentados para a CTC_{pH7,0} (Figura 5), uma vez que os valores de H+Al foram baixos devido aos altos valores de pH do solo. Neste sentido, os teores de Ca do solo serão apresentados no Apêndice 4 e para fins ilustrativos das variações ocorridas nos tratamentos ao longo do período, pode-se visualizar os gráficos da Figura 5.

Assim como a maioria dos atributos químicos determinados, os teores de Ca apresentaram um gradiente decrescente no perfil do solo. Na camada superficial, o tratamento testemunha apresentou teores inferiores aos demais tratamentos durante todo o período avaliado, confirmando o alto aporte de Ca nos demais tratamentos, devido às aplicações dos adubos orgânicos. Computando-se apenas as adubações realizadas a partir do início do experimento, foram adicionadas 10,5 e 5,9 Mg ha⁻¹ de cálcio nos tratamentos 200+0 e 100 e no tratamento 100+100, respectivamente. Embora o tratamento 100+100 tenha recebido 4,6 Mg ha⁻¹ de cálcio a menos que o 200+0 e 100, esta diferença não afetou os teores de Ca trocável do solo. Isso se deve ao fato de que a quantidade de Ca necessária para saturar os sítios de troca deste solo é inferior às quantidades adicionadas, de modo que as variações nas doses não afetam os teores trocáveis.

Desta forma, os teores de Ca dos tratamentos (Apêndice 4) foram maiores que os teores originais do solo (área nativa) nas duas primeiras camadas avaliadas do solo (Apêndice 1). Além disso, todos os tratamentos tiveram os teores interpretados como “Altos” até a profundidade de 20 cm e durante todo o período avaliado, exceto na primeira amostragem, em que os tratamentos AV, 200+0 e 100 apresentavam teores “Médios”.

Para os teores de magnésio também houve interação entre os tratamentos, as profundidades e o tempo. A aplicação dos adubos orgânicos contribuiu com a adição de 731 kg ha⁻¹ de Mg nos tratamentos (200+0 e 100) que receberam 400 m⁻³ ha⁻¹ de composto e 424 kg ha⁻¹ no tratamento (100+100) que recebeu 200 m⁻³ ha⁻¹ de composto, mais o biofertilizante (Tabela 4). Desta forma, na camada 0-10 cm (Figura 11a), estes tratamentos apresentaram teores de Mg maiores que a testemunha (AV) no período entre a última aplicação dos adubos orgânicos e a penúltima amostragem, não sendo observada diferença significativa na última avaliação (mês 88). Durante este mesmo período, o tratamento 200+0 apresentou teores de Mg superiores ao tratamento 100+100 nas três amostragens e foi superior ao tratamento 100 apenas em 2012 (mês 60). Em profundidade, não houve efeito dos tratamentos na maior parte do período avaliado, exceto em 2012, quando os tratamentos 200+0 e 100 apresentaram teores superiores à testemunha na camada intermediária (Figura 11).

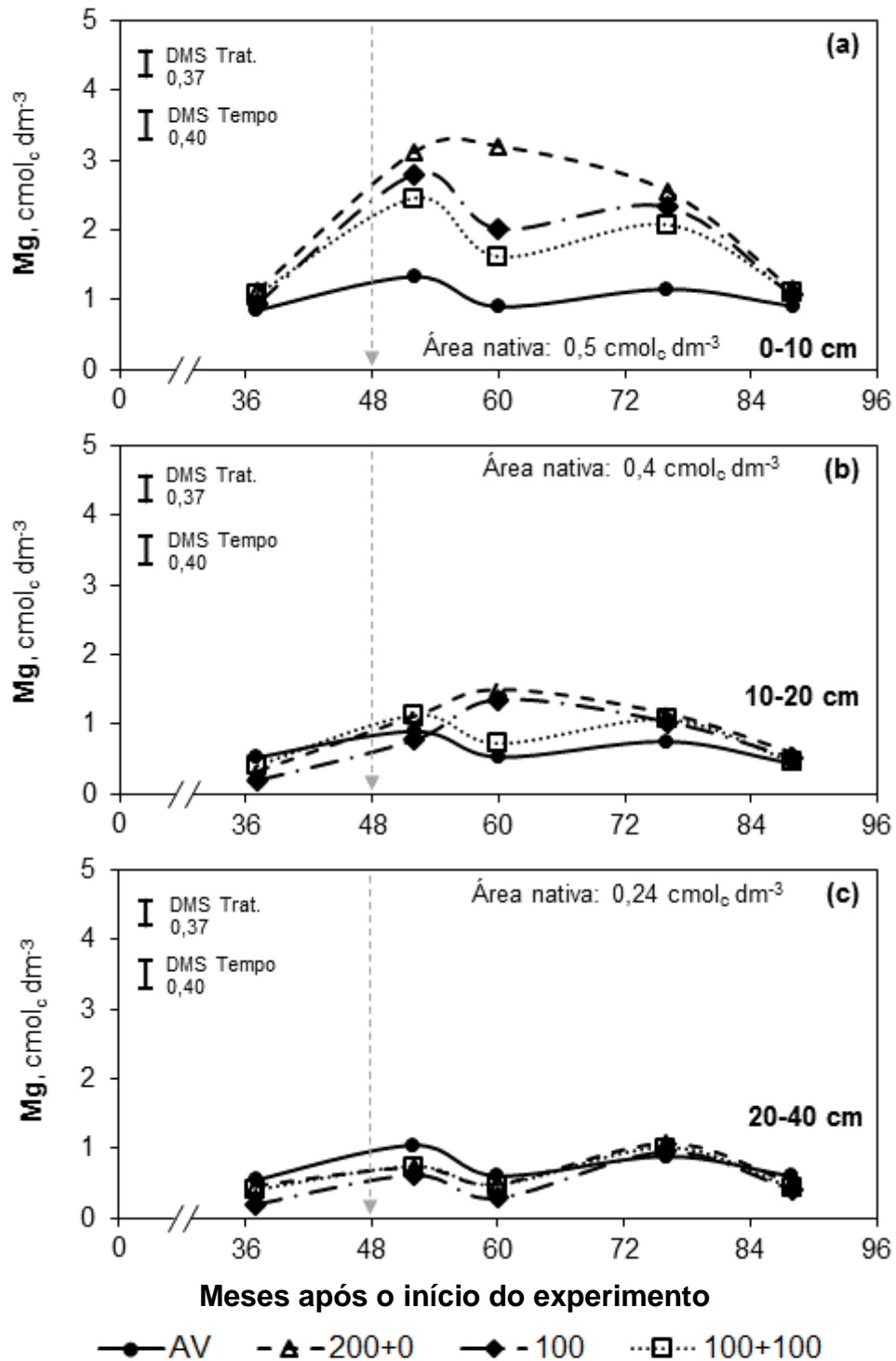


Figura 11. Teor de Mg (troçável) do solo nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras. A linha tracejada vertical indica o momento da última aplicação dos adubos. AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de composto orgânico; 100: aplicação anual de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de composto; 100+100: aplicação de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de composto e de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de biofertilizante em anos alternados. Teste de Tukey ($p < 0,05$): barra do DMS compara os tratamentos e as épocas de amostragem.

De modo geral, os teores de Mg dos tratamentos foram maiores que os teores naturais em todo o perfil do solo, exceto em 2010, quando o tratamento 100 apresentou teores menores, embora não haja significância estatística (Figura 11). Além disso, os tratamentos que receberam a aplicação dos adubos tiveram teores de Mg da camada superficial interpretados como “Altos” durante todo o período avaliado (Figura 11a). Entretanto, os teores de Mg no solo diminuíram de forma constante após a última aplicação (mês 48), estando muito próximos do teor crítico para o desenvolvimento adequado das plantas ($1,0 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$).

Nota-se que as altas doses adicionadas dos adubos orgânicos, principalmente do composto sólido, resultaram no alto aporte de cátions ao solo, resultando no incremento das frações disponíveis de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ . Segundo Zhang et al. (2015), os problemas ambientais decorrentes do escoamento superficial e da lixiviação destes cátions são inferiores aos do N e P, que possuem potencial poluente superior, por exemplo. Entretanto, a adição de nutrientes em quantidades que excedam a capacidade de adsorção pelo solo, resultará em perdas do sistema, que devem ser evitadas para que seja preservada a sua sustentabilidade. Além disso, o excesso de cátions no solo pode desencadear interações competitivas que prejudicam a absorção de determinados nutrientes pelas plantas, resultando na deficiência nutricional, embora haja disponibilidade do nutriente no solo (Ernani et al., 2007; Benites et al., 2010).

5.3.2. Teores foliares de macronutrientes

O teor foliar de N não apresentou grandes variações, de modo que houve diferença significativa entre os tratamentos apenas em parte do período avaliado (Figura 12a). Na maioria das avaliações, os teores de N dos tratamentos corresponderam a valores inferiores ao considerado normal (2,3%) para plantas cítricas, com destaque para o tratamento testemunha, que em nenhum momento apresentou teor de N na faixa “Normal”. Em trabalho com limão Tahiti, Mattos Jr. et al. (2010) citam que o N desempenha papel fundamental na qualidade dos frutos e verificaram que a melhor coloração dos frutos ocorreu com 2,2% de teor foliar de N.

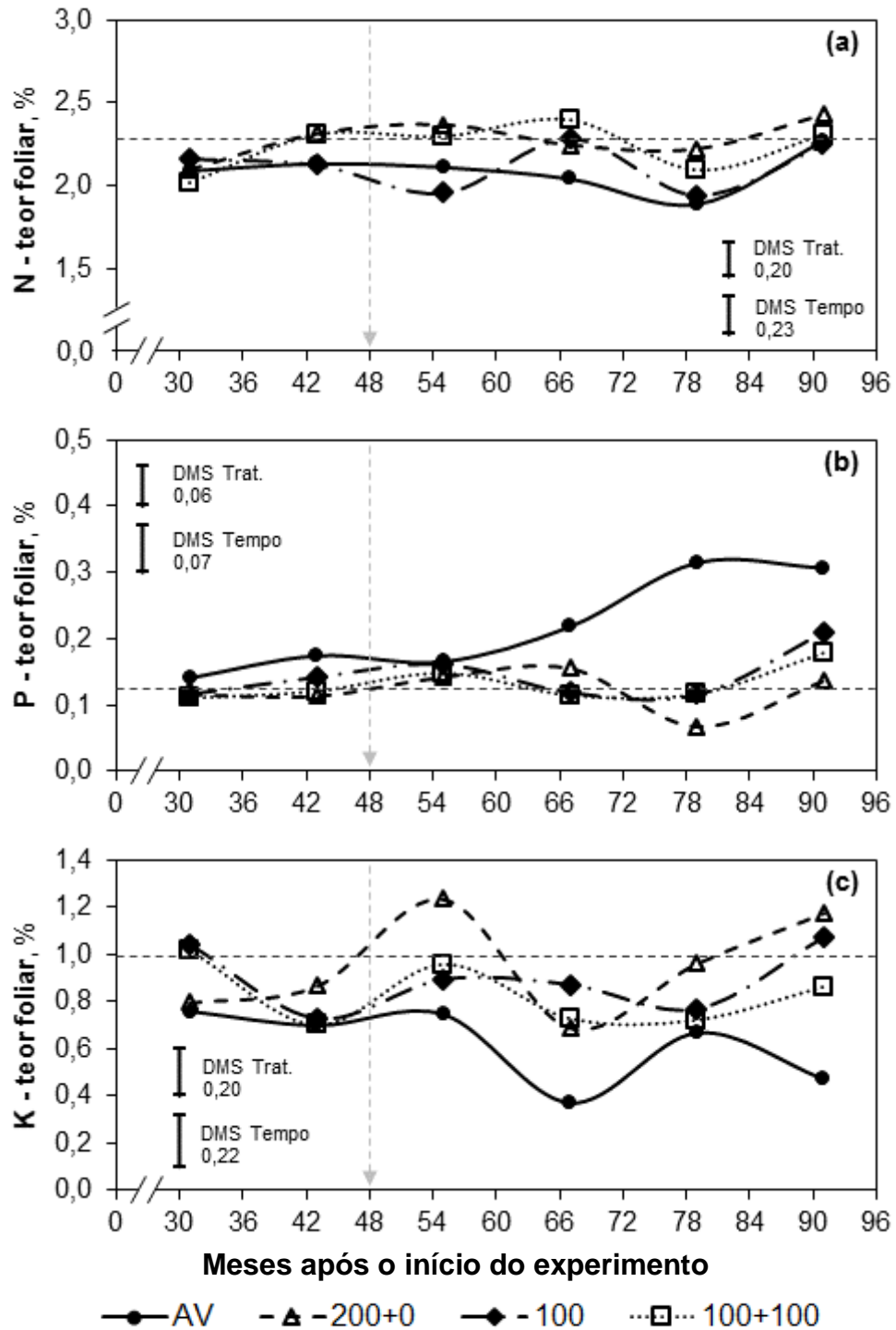


Figura 12. Teores foliares de N (a), P (b) e K (c) das tangerineiras, no período de 31 a 91 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo. As linhas tracejadas vertical e horizontal indicam o momento da última aplicação dos adubos e o limite inferior da classe “normal” de interpretação do teor foliar de cada nutriente, respectivamente. AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados. Teste de Tukey ($p < 0,05$): barra do DMS compara os tratamentos e as épocas de amostragem.

Os baixos teores foliares de N nos tratamentos que receberam as adubações orgânicas não eram esperados, visto que estimou-se um aporte deste nutriente de 2,0 Mg ha⁻¹ nos tratamentos 200+0 e 100 e 1,3 Mg ha⁻¹ no tratamento 100+100, deste nutriente, como pode ser visto na Tabela 4. É provável que esteja ocorrendo uma baixa mineralização do N orgânico deste material, pela ausência de incorporação dos adubos ao solo e baixa atividade microbiana, resultando em baixa disponibilidade de N às plantas. Vincini et al. (1994) citam que a atividade de fungos e bactérias é menor em solos com pH alcalino, além de haver maiores perdas de N-amoniaco por volatilização. Além disso, podem ter ocorrido perdas de N na forma de nitrato, logo após as aplicações, em função da textura arenosa do solo, conforme citado por Petry et al. (2012). Desta forma, a determinação dos teores de nitrato e amônio do solo poderiam contribuir para o melhor entendimento destes processos.

Com relação ao manejo do pomar, faz-se necessário o uso de adubações de cobertura para o fornecimento de N às plantas. Além de fontes orgânicas (farinha de peixe, soro de leite, lodo de esgoto), outra alternativa seria a utilização de fertilizantes nitrogenados inorgânicos, desde que atendessem às exigências legais do sistema de produção orgânica. Zhang et al. (2016) observaram que o consórcio de fontes nitrogenadas inorgânicas com adubos orgânicos proporcionou maior eficiência da adubação no uso de N pela cultura do milho, além de reduzir o potencial de perdas de N por lixiviação. Por fim, os autores concluíram que este tipo de manejo aumenta os teores de matéria orgânica do solo e torna o sistema mais sustentável. Entretanto, é oportuno salientar que a resposta das tangerineiras à adubação nitrogenada é praticamente nula com teores foliares de N superiores a 28 g kg⁻¹ (Mattos Jr et al., 2004), além de diminuir o tamanho dos frutos, por aumentar a frutificação (Mattos Jr et al., 2009).

No início do período avaliado (mês 31), não houve diferença significativa entre os teores foliares de P dos tratamentos (Figura 12b). A partir do mês 67 (2013), o tratamento testemunha (AV) apresentou teores foliares de P superiores aos demais tratamentos, cenário que foi mantido até o final do período avaliado (amostragem de 2015). Dentre os tratamentos que receberam a aplicação dos adubos orgânicos, apenas o tratamento 100 apresentou teor

foliar superior ao tratamento 200+0, enquanto o tratamento 100+100 não diferiu de ambos.

Embora os teores de P determinados no solo estejam bem a cima do nível crítico para este tipo de solo (21 mg dm^{-3}) (Figura 9), o único tratamento que sempre apresentou teor foliar na faixa “Normal” foi o AV (Figura 12b). Os outros tratamentos apresentaram oscilações, havendo momentos em que os teores foliares estavam abaixo do teor limite, sendo interpretados como “Insuficiente”. Os menores teores de Ca determinados no tratamento AV (Apêndice 4) podem ter ocasionado menor formação de CaP que no solo dos demais tratamentos, que apresentaram maiores teores de Ca e pH alcalino, conforme discutido anteriormente e citado por vários trabalhos (Dobermann & Fairhurst, 2000; van Asten et al., 2003; van Asten et al., 2005).

Além disso, os menores teores de P no solo podem ter promovido a colonização das raízes das tangerineiras do tratamento testemunha pelas micorrizas, uma vez que altos teores de fósforo retardam o estabelecimento da interação (Antoniolli & Kaminski, 1991). Em experimento de casa de vegetação com mudas de limoeiro-cravo, Melloni et al. (2000) verificaram que as mudas do tratamento que receberam as menores doses de P com inoculação de micorrizas apresentaram crescimento semelhante às mudas dos tratamentos com as maiores doses de P.

Em adição, há o antagonismo entre o P e outros nutrientes do solo. As principais reações antagônicas ocorrem com Zn, entretanto, geralmente resulta na menor absorção e translocação deste nutriente pelas plantas, em condições de maior disponibilidade de P no solo, e não o contrário, que poderia explicar a menor absorção de P. Além disso, é possível que a metodologia utilizada para estimar a quantidade de P extraível do solo pelas plantas esteja superestimando o P disponível, devido às características químicas e físicas específicas deste solo. Novais & Kamprath (1979) e Muniz et al. (1987) citam que os valores de P estimados pela extração com Mehlich-1 são menores em solos argilosos do que nos arenosos, devido à maior capacidade tamponante daqueles solos, que ocasiona o maior desgaste do extrator, do que nestes. Desta forma, a determinação do teor de P por meio da resina poderia ser uma alternativa para minimizar os problemas de determinação dos teores de P no solo.

Para o teor foliar de K, ocorreu interação entre os tratamentos e o tempo (Figura 12c). No decorrer do período avaliado, os teores de K caracterizaram-se por oscilações aleatórias, sendo que o tratamento testemunha (AV) foi o único que no final do período apresentou teor inferior ao inicial. Na última amostragem, realizada em 2015, os tratamentos que receberam as maiores doses de composto (200+0 e 100) apresentaram os maiores teores de K, seguidos pelo tratamento 100+100 e, por último, o tratamento testemunha, com o menor teor, coincidindo com o menor teor determinado no solo deste tratamento (Figura 10a).

Embora a ocorrência de altos teores de K no solo, principalmente, nos primeiros 10 cm de profundidade (Figura 10a), os teores foliares de K foram interpretados como “Insuficiente” na maior parte do período avaliado, estando abaixo do limite inferior para a faixa “Normal” (Figura 12c). Uma provável explicação para a deficiência foliar, mesmo com altos teores no solo, é a ocorrência do antagonismo entre os nutrientes. Resultado semelhante foi encontrado por Petry et al. (2012), cuja deficiência foliar de K foi atribuída aos efeitos competitivos de absorção pelos altos teores de Ca e Mg no solo. Entretanto, a maior parte dos trabalhos citam efeitos antagônicos que o excesso de K ocasiona na absorção de Mg (Rosolem et al., 1984) e de Ca (Büll et al., 1993; Fonseca & Meurer, 1997; Büll et al., 2001). Além disso, Singh et al. (2002) observaram aumento na absorção de K com a aplicação de N nas culturas do arroz e trigo, ou seja, a deficiência de K pode estar associada à deficiência nutricional por N, a exemplo deste trabalho, que também observou deficiência nutricional das tangerineiras por N (Figura 12a). Resultados semelhantes foram encontrados por Viana (2007), que observou maior teor foliar de Ca e Mg em folhas de trigo que receberam as maiores doses de adubação nitrogenada.

Para os teores foliares de Ca também houve interação entre tratamentos e tempo, conforme apresentado na Figura 13a. Os teores apresentaram oscilações uniformes e independentes dos tratamentos, ao longo do período avaliado. Estas oscilações, em parte, podem estar associadas às questões fisiológicas das plantas, afetadas por variações nos fatores climáticos, tais como precipitação e temperatura. Com relação aos teores de Ca do solo, não foram encontradas evidências suficientes para explicar as variações

observadas no teor foliar de Ca, visto que os teores do solo apresentaram pequenas variações no período avaliado (Figura 5).

Por outro lado, sabe-se que a absorção de Ca pelas plantas pode ser prejudicada por relações antagônicas com o K (Ernani et al., 2007) e o Mg (Prado, 2008), que competem pelos sítios de absorção, quando presentes em altas concentrações. Viana (2007) verificou menor teor foliar de Ca nas folhas de trigo que receberam o maior teor de K na adubação, atribuindo os resultados aos efeitos antagônicos. No entanto, apesar das altas concentrações de K determinadas no solo dos tratamentos (Figura 10), não ocorreram variações bruscas que possam explicar oscilações na absorção de Ca. Entretanto, é possível que o Mg tenha competido com o Ca nos sítios de absorção, já que o período em que houve menor concentração foliar de Ca (Figura 13a) coincide com o período em que foram determinados os maiores teores de Mg no solo (Figura 11a). Em trabalho com laranjeiras 'Valência', Petry (2012) também associou os menores teores foliares de Ca à maior disponibilidade de Mg no solo.

Vale salientar que, quando diagnosticada diferença significativa entre os tratamentos, os menores teores de Ca foram observados nas folhas das tangerineiras do tratamento testemunha (AV), provavelmente, por apresentar teores de Ca do solo inferiores aos demais tratamentos. Entretanto, o teor foliar de Ca dos tratamentos esteve próximo à insuficiência apenas na amostragem de 2014 (mês 79), sendo interpretado como "Normal" na maior parte do período ou, até mesmo "Excessivo", nas folhas amostradas em 2011 (mês 42) e nos tratamentos 200+0 e 100+100, em 2015 (mês 91). Embora o Ca seja o nutriente absorvido em maior quantidade pelas tangerineiras (Koller, 2009), sua demanda foi suprida, em função das grandes quantidades adicionadas ao solo via adubos orgânicos, principalmente, pelo composto sólido (Tabela 4), antes e após o início do experimento.

Com relação aos teores foliares de Mg, não houve diferença significativa entre os teores determinados nos tratamentos que receberam os adubos orgânicos (Figura 13b). Diferenças significativas foram observadas apenas com o tratamento testemunha, que apresentou teores superiores ao tratamento 100+100 na primeira (mês 31) e na terceira (mês 55) amostragem, ao tratamento 200+0 nos meses 43, 55 e 67 e ao tratamento 100 nas

amostragens referentes aos meses 43 e 67. Entretanto, não foi observada diferença significativa entre os tratamentos no final do período avaliado. Além disso, todos os tratamentos apresentaram diminuição no teor foliar de Mg, comparando-se a primeira e a última amostragem (2010 e 2015, respectivamente).

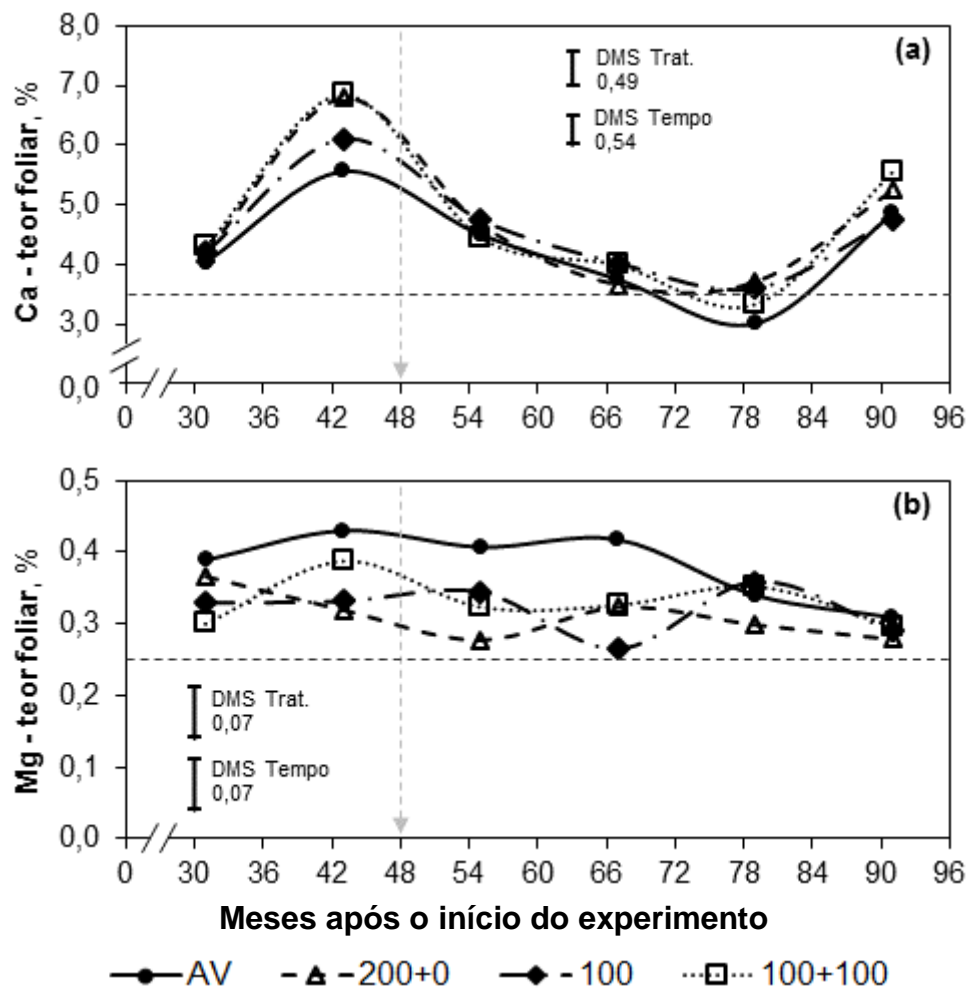


Figura 13. Teores foliares de Ca (a) e Mg (b) das tangerineiras, no período de 31 a 91 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo. As linhas tracejadas vertical e horizontal indicam o momento da última aplicação dos adubos e o limite inferior da classe “normal” de interpretação do teor foliar de cada nutriente, respectivamente. AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados. Teste de Tukey ($p < 0,05$): barra do DMS compara os tratamentos e as épocas de amostragem.

Com base nos altos teores de K e Ca determinados no solo, era esperado que a absorção de Mg fosse prejudicada pelos efeitos antagônicos destes cátions, resultando em deficiência nutricional, como observado por Consolmagno Neto (2006). Entretanto, os teores foliares de Mg dos tratamentos foram interpretados como “Normal” durante todo o período avaliado, num total de 60 meses (Figura 13b), exceto os teores do tratamento AV, que no período entre os meses 43 e 67 foram interpretados como “Excessivos”. Este cenário de nutrição adequada das plantas por Mg está relacionado aos altos teores do nutriente determinados no solo. Estes resultados corroboram o trabalho de Fonseca & Meurer (1997), no qual os autores verificaram efeitos antagônicos entre o K e o Mg apenas em situações de baixa disponibilidade de Mg no solo.

5.3.3. Produtividade, teores e exportação de macronutrientes pelos frutos

Na Tabela 5 estão apresentados os teores dos macronutrientes determinados na polpa (comestível) e na casca + sementes (CS, não-comestível) dos frutos das tangerineiras nos diferentes manejos da adubação orgânica, nas safras 2013/2014 e 2014/2015.

Com relação aos teores dos macronutrientes determinados nos frutos, não houve interação entre tratamento e ano para nenhum dos nutrientes e em nenhuma das partes dos frutos (Tabela 5). Para os teores de N, K e Mg determinados na polpa dos frutos, não houve diferença significativa entre os tratamentos, apenas diferença entre o teor médio determinado em cada safra, sendo que os maiores teores desses nutrientes foram determinados na safra 2013/2014. Entretanto, os teores de P e Ca não apresentaram diferença entre as safras mas, o tratamento AV apresentou teor de P superior ao 200+0 e teor de Ca superior aos tratamentos 200+0 e 100+100.

Na CS, os teores de N, K e Ca apresentaram diferença entre as médias das safras, de modo que a safra 2013/2014 apresentou teores maiores. Na comparação dos tratamentos, o 200+0 apresentou teor de N superior ao 100, enquanto o tratamento testemunha (AV) apresentou teor de P superior aos tratamentos que receberam as maiores doses de composto (200+0 e 100) e teor

de Ca superior ao tratamento 200+0. Para os teores de Mg, não houve diferença significativa para nenhum dos fatores.

Tabela 5. Concentração de macronutrientes em tangerineiras (polpa e casca+sementes), em base seca, em função dos diferentes manejos da adubação orgânica do solo, para as safras 2013/2014 e 2014/2015

Safr	Trat.	Macronutrientes (%)				
		N	P	K	Ca	Mg
----- Polpa -----						
13/14	AV	1,13	0,23	1,05	0,23	0,14
	200+0	1,24	0,15	1,12	0,19	0,13
	100	1,22	0,18	1,12	0,22	0,14
	100+100	1,23	0,16	1,11	0,22	0,13
	Média	1,20 A	0,18	1,10 A	0,22	0,14 A
14/15	AV	1,05	0,20	0,88	0,27	0,11
	200+0	1,13	0,16	1,04	0,20	0,11
	100	1,07	0,17	0,93	0,23	0,11
	100+100	1,03	0,17	0,98	0,20	0,10
	Média	1,07 B	0,18	0,96 B	0,23	0,11 B
Média safras	AV	1,09	0,21 a	0,97	0,25 a	0,13
	200+0	1,18	0,16 b	1,08	0,20 b	0,12
	100	1,14	0,17 ab	1,02	0,23 ab	0,13
	100+100	1,13	0,17 ab	1,05	0,21 b	0,12
	Média	1,14	0,18	1,03	0,22	0,12
----- Casca + semente -----						
13/14	AV	1,41	0,19	1,19	0,79	0,10
	200+0	1,55	0,14	1,01	0,68	0,10
	100	1,45	0,16	0,90	0,72	0,11
	100+100	1,51	0,16	0,97	0,72	0,10
	Média	1,48 A	0,16	1,02 A	0,73 A	0,10
14/15	AV	1,33	0,19	0,62	0,74	0,11
	200+0	1,40	0,14	0,63	0,65	0,10
	100	1,21	0,14	0,45	0,68	0,10
	100+100	1,37	0,16	0,67	0,64	0,10
	Média	1,33 B	0,16	0,59 B	0,68 B	0,10
Média safras	AV	1,37 ab	0,19 a	0,91	0,77 a	0,11
	200+0	1,48 a	0,14 b	0,82	0,66 b	0,10
	100	1,33 b	0,15 b	0,68	0,70 ab	0,11
	100+100	1,44 ab	0,16 ab	0,82	0,68 ab	0,10
	Média	1,40	0,16	0,81	0,70	0,10 ^{ns}

AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados. Letras maiúsculas comparam os anos na média dos tratamentos e letras minúsculas comparam os tratamentos em cada nutriente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$); ns= não significativo.

Com relação às diferenças observadas nos teores de alguns nutrientes entre as duas safras avaliadas, é provável que estejam associadas a variações nas condições meteorológicas, visto que, quando houve diferença, os maiores teores sempre foram determinados na safra 2013/2014. Com relação às diferenças observadas para os teores de alguns nutrientes entre os tratamentos, esperava-se que houvesse alguma relação com as variações nos teores foliares, entretanto, não observou-se nenhuma associação dos teores dos frutos com os foliares. Uma possibilidade é a ocorrência de interação entre os nutrientes, no sentido de que variações no acúmulo de um nutriente no fruto, afete os demais. Como exemplo, pode-se citar o trabalho de Mattos Junior et al. (2010), no qual verificaram correlação positiva entre a concentração de N e K nos frutos de limão Tahiti e que as concentrações destes nutrientes também contribuíram para explicar a correlação entre tamanho e massa fresca dos frutos.

As produtividades referentes à safra 2013/2014 (Tabela 6) não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos, para o nível de significância adotado (5%). Entretanto, os tratamentos que receberam a aplicação dos adubos orgânicos (200+0; 100 e 100+100) tiveram produtividades mais similares e com tendência de serem superiores à testemunha. Vale salientar que na safra 2014/2015 não foi possível avaliar a produtividade dos tratamentos, devido aos problemas climáticos (Figura 8) e fitossanitários que ocasionaram a queda prematura dos frutos. Entretanto, em avaliações feitas por Petry et al. (2012) no mesmo pomar, na média do período entre 2008 e 2010, o tratamento com adubação verde (AV) foi mais produtivo que os tratamentos 200+0 e 100, enquanto o tratamento 100+100 apresentou rendimento intermediário. Na ocasião, os autores atribuíram a menor produtividade dos tratamentos 200+0 e 100 como consequência do desbalanço dos atributos químicos do solo, ocasionado pelas altas quantidades de composto sólido aplicadas ao solo.

A partir dos teores dos nutrientes apresentados na Tabela 5, estimou-se a exportação dos macronutrientes por tonelada de fruto colhido (Tabela 6). De modo geral, a quantidade exportada de macronutrientes pelos frutos foi baixa, sendo que dentre eles, o N foi o nutriente mais exportado, seguido pelo K, que é uma característica comum em plantas cítricas (Bataglia et al., 1977; Mattos Jr. et al., 2003). Assim como observado para os teores dos nutrientes nos frutos, na

média dos tratamentos, as quantidades exportadas foram estatisticamente superiores na safra 2013/2014, exceto para o Ca. Em relação aos tratamentos, na média das safras, observou-se diferença apenas entre os valores de exportação de N e P. Contudo, estas diferenças foram irrelevantes em termos práticos, pois foram de gramas por tonelada de frutos, além de não apresentarem uma associação específica com algum dos tratamentos.

Tabela 6. Produtividade de tangerineiras (safra 2013/2014) e exportação de macronutrientes pelos frutos em base úmida (safras 2013/2014 e 2014/2015), em função dos diferentes manejos da adubação orgânica do solo

Ano	Trat.	Produt. Mg ha ⁻¹	Exportação macronutrientes pelos frutos				
			N	P	K	Ca	Mg
			----- Kg Mg ⁻¹ -----				
2014	AV	11,3	3,26	0,53	2,87	1,39	0,30
	200+0	13,8	3,80	0,38	2,82	1,27	0,31
	100	13,0	3,55	0,43	2,60	1,34	0,33
	100+100	13,5	3,67	0,42	2,70	1,36	0,30
	Média	12,9	3,57 A	0,44 A	2,75 A	1,34	0,31 A
2015	AV	-	2,89	0,46	1,75	1,28	0,26
	200+0	-	3,25	0,38	2,02	1,16	0,26
	100	-	2,80	0,37	1,61	1,18	0,26
	100+100	-	3,08	0,41	1,99	1,15	0,25
	Média	-	3,00 B	0,40 B	1,84 B	1,19	0,26 B
Média anos	AV		3,08 b	0,50 a	2,31	1,34	0,28
	200+0		3,53 a	0,44 b	2,42	1,21	0,28
	100		3,17 ab	0,39 ab	2,10	1,26	0,30
	100+100		3,38 ab	0,42 ab	2,34	1,25	0,27
	Média		3,29	0,44	2,29	1,27 ns	0,28

AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados. Letras maiúsculas comparam os anos na média dos tratamentos e letras minúsculas comparam os tratamentos em cada nutriente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$); ns= não significativo.

Como apresentado na Tabela 6, o total exportado em kg Mg⁻¹ de fruto colhido foi, em média: 3,29; 0,44; 2,29; 1,27 e 0,28 para N, P, K, Ca e Mg, respectivamente. Em função da carência de dados sobre exportações para a cultura das tangerinas, comparou-se com as exportações médias determinadas por Bataglia et al. (1977), na cultura da laranja, sendo: 1,91; 0,17; 1,51; 0,53 e 0,13 kg Mg⁻¹ para N, P, K, Ca e Mg, respectivamente.

As maiores exportações obtidas neste trabalho são em parte explicadas pela maior concentração destes nutrientes em frutos de tangerineiras e evidenciando o maior valor nutricional das tangerinas, comparadas às laranjas.

Em adição, variações entre pomares são normais, sendo afetadas principalmente pelas variedades cítricas, características do solo, clima, adubações (Koller, 2009), além das variações nas determinações em laboratório e do fator tempo transcorrido entre os dados da literatura citada até a realização deste trabalho.

Para fins práticos, estimou-se a quantidade média de macronutrientes exportados por hectare de tangerinas colhidas, conforme apresentado na Figura 14. Para a estimativa, foi utilizada a produtividade média de frutos (Mg ha^{-1}) e os teores médios de macronutrientes determinados em cada fração dos frutos (polpa e CS), referentes às avaliações da safra 2013/2014. Embora as produtividades obtidas neste pomar estejam aquém do potencial produtivo das tangerineiras, as quantidades de nutrientes exportados são relativamente baixas, principalmente com relação ao P e Mg, enquanto o N e o K foram os exportados em maior quantidade. Do total exportado pelo fruto, nota-se que há uma maior proporção dos nutrientes contida na parte não-comestível (CS), em comparação à comestível (polpa), exceto o Mg que apresentou proporções mais semelhantes entre as partes. Esta constatação é mais visível no Ca, que apresentou 82% do nutriente contido na CS.

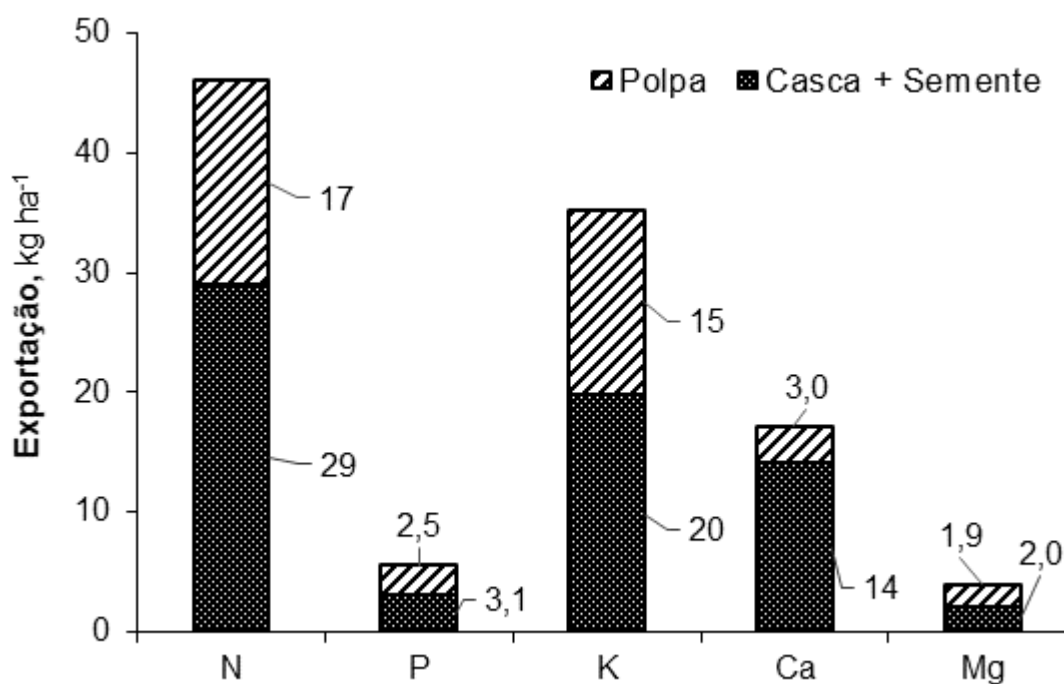


Figura 14. Exportação média de macronutrientes pela colheita dos frutos, com a divisão dos frutos em polpa e casca + semente, em pomar orgânico de tangerineiras.

Em sistemas de produção de plantas frutíferas, em que os restos vegetais oriundos da poda são triturados e mantidos na lavoura, a colheita dos frutos é a única rota de saída dos nutrientes do sistema, considerando-se apenas o fator planta. Assim, com base nos dados de exportação dos nutrientes, é possível estimar a quantidade de adubo que deve ser adicionado para repor os nutrientes exportados pela colheita. Para a área do experimento utilizado neste estudo, estimou-se que a exportação média dos nutrientes NPK nas formas comerciais de adubos foi de 46 kg ha⁻¹ de N, 13 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 42 kg ha⁻¹ de K₂O. Para sistemas de produção convencional, bastaria procurar no comércio uma fórmula de adubos minerais que possibilitasse a reposição de cada nutriente nas quantidades necessárias.

Entretanto, em sistemas de produção orgânica, em que não é permitido o uso de adubos minerais, há uma maior dificuldade para que seja realizada uma reposição exata de cada nutriente, visto que cada adubo orgânico apresenta uma determinada concentração de nutrientes em sua composição e dificilmente é alterável. Assim, para a reposição das quantidades citadas acima com o uso do composto sólido utilizado neste trabalho, a dose média calculada com base na reposição de N e K seria em torno de 17 m³ ha⁻¹. Entretanto, com esta dose se estaria adicionando o dobro da dose de P necessária para repor a quantidade exportada, além de quantidade equivalente a 1,4 t ha⁻¹ de calcário (PRNT 100%), agravando os problemas já existentes pelos altos valores de pH do solo (Figura 3). Contudo, é importante salientar que o cálculo para reposição total dos nutrientes ao sistema deve incluir as perdas relacionadas ao solo (escoamento superficial, lixiviação, entre outros fatores), resultando no acréscimo da dose.

Com base nos teores de NPK foliares e do solo determinados na última coleta e interpretados com o Manual de Adubação e Calagem para os Estados do RS e SC (Comissão..., 2014), haveria necessidade de realizar a adubação nitrogenada apenas na área referente ao tratamento com aplicação anual de composto (100), na dose 125 kg ha⁻¹ de N. A adubação fosfatada não seria recomendada para nenhum dos tratamentos e a reposição de potássio seria de 47 kg ha⁻¹ de K₂O para o tratamento testemunha (AV) e de 24 kg ha⁻¹ de K₂O para os demais tratamentos (100; 200; 100+100). Por outro lado, considerando-se a dose média anual de composto sólido aplicada nos

tratamentos ($100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), as quantidades aportadas de nutrientes NPK nas formas comerciais de adubos foram de aproximadamente 500 kg ha^{-1} de N, 201 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 268 kg ha^{-1} de K_2O .

Portanto, nota-se que as doses utilizadas nos tratamentos deste trabalho são extremamente superiores às recomendadas pelo manual e às necessárias para repor as saídas por exportações e perdas do sistema, cujo reflexo pode ser visualizado na dinâmica dos teores dos atributos químicos do solo e dos teores foliares dos nutrientes apresentados ao longo deste estudo. Uma alternativa seria a utilização de vários adubos orgânicos, de modo que cada um preconizasse a reposição de um dos macronutrientes principais (NPK), em substituição ao uso de um único tipo de adubo.

5.4. Conclusões

As quantidades de adubos orgânicos adicionados no pomar ocasionaram um grande aporte de macronutrientes ao solo. Como consequência, houve o aumento das formas disponíveis destes nutrientes, principalmente na camada mais superficial do solo dos tratamentos que receberam a aplicação dos adubos.

A alta disponibilidade dos nutrientes no solo não garantiu a adequada nutrição das plantas, que apresentaram deficiência nutricional, principalmente de N e K, na maior parte do período avaliado.

A fração casca + sementes apresentou teores de macronutrientes maiores que os determinados na polpa. Nos frutos, os nutrientes exportados em maiores quantidades foram o N e o K, que estão presentes em maior concentração nas tangerinas.

6. ESTUDO 3 – MICRONUTRIENTES NO SOLO, ESTADO NUTRICIONAL DE TANGERINEIRAS E EXPORTAÇÃO DE NUTRIENTES PELA COLHEITA

6.1. Introdução

A produção de alimentos em sistemas orgânicos de produção tem ganhado espaço, visando atender a maior demanda de alimentos produzidos sem o uso de insumos sintéticos. Dentre as especificidades deste sistema, há o uso de adubos orgânicos como fontes de nutrientes às plantas, sendo vetado o uso de fertilizantes minerais. No Rio Grande do Sul, diante da baixa disponibilidade de adubos orgânicos e dos altos custos para aquisição, os citricultores orgânicos do Vale do Caí têm utilizado um composto orgânico produzido a partir de resíduos gerados em agroindústrias da região.

Embora o baixo custo de aquisição e a grande disponibilidade deste adubo orgânico tenham viabilizado a produção orgânica de citros nas propriedades agrícolas, o uso contínuo e demorado deste adubo tem ocasionado o desequilíbrio químico do solo dos pomares. Assim, mesmo havendo a adição contínua de nutrientes ao solo, tem sido comum a ocorrência de deficiências nutricionais nas plantas.

Neste contexto, a hipótese deste estudo é que a aplicação de altas doses de adubos orgânicos (composto sólido e biofertilizante líquido) pode ocasionar o desequilíbrio químico do solo, devido às características químicas dos resíduos que compõem estes materiais, prejudicando a absorção de micronutrientes e a produção das plantas.

Desta forma, este estudo teve como objetivos, em função de diferentes manejos de adubação orgânica, a) determinar os teores de micronutrientes no solo e nas folhas em um pomar orgânico de tangerineiras, para avaliar a evolução destes nutrientes no espaço e no tempo; b) determinar a concentração dos micronutrientes nos frutos, para estimar a exportação de nutrientes pela colheita, em cada manejo da adubação orgânica.

6.2. Material e Métodos

6.2.1. Descrição do experimento e determinação dos atributos químicos do solo

A descrição do experimento utilizado para a execução do presente estudo e a descrição das amostragens de solo foram apresentadas anteriormente, no Item 3.

As amostras de solo foram levadas ao laboratório, onde foram determinados os teores de Cu e Zn extraíveis por HCl 0,1 mol L⁻¹ e de Mn trocável (KCl 1 mol L⁻¹), segundo metodologias descritas por Tedesco et al. (1995). Para a determinação dos teores de B disponível (em água quente), utilizou-se a metodologia descrita em Tedesco et al. (1995), com adaptações para leitura pela técnica de ICP (*Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry*), conforme apresentado no Apêndice 3a. Os teores obtidos foram interpretados com base no Manual de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (Comissão..., 2004).

6.2.2. Determinação do estado nutricional das plantas

A amostragem de folhas para a determinação do estado nutricional das tangerineiras tem sido realizada anualmente no mês de março, desde 2007, quando foi implantado o experimento. Para este estudo, foram utilizados os dados referentes às amostragens realizadas durante o período de 2010 a 2015, exceto para o B, para o qual serão apresentados os dados referentes ao período de 2012 a 2015. A amostragem consistiu na coleta de 100 folhas de ramos frutíferos com 5 a 7 meses de idade, em cada uma das parcelas, sendo coletadas

a terceira e a quarta folhas localizadas acima do fruto. Foram amostradas folhas em toda a copa das três plantas centrais de cada parcela, conforme recomendações da Comissão... (2004).

Após a coleta, as folhas foram levadas ao laboratório e secas em estufa à temperatura máxima de 65°C e moídas em moinho de facas de aço inox. A partir de então, as amostras foram digeridas em bloco digestor, com HNO₃ e HClO₄, para a determinação dos teores foliares de micronutrientes (Cu, Zn, Mn e Fe), conforme metodologia descrita em Tedesco et al. (1995). Para a determinação do teor foliar de B, utilizou-se a metodologia descrita em Tedesco et al. (1995), com adaptações para leitura pela técnica ICP (*Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry*), conforme apresentado no Apêndice 3b. Os teores foliares de micronutrientes foram interpretados com base nos padrões nutricionais recomendados pelo GPACC (1994).

6.2.3. Determinação da exportação de nutrientes pelos frutos

Para a determinação das concentrações de micronutrientes nos frutos, o preparo das amostras seguiu os procedimentos descritos no item 5.2.3. Foram determinados os teores de micronutrientes (Cu, Zn, Mn e Fe) nas frações polpa (comestível) e casca+sementes (não-comestível), de acordo com a metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). Para o B, as determinações foram realizadas com base na metodologia apresentada no Apêndice 3b. Com base nas concentrações, estimou-se as quantidades de micronutrientes exportadas pela colheita dos frutos.

6.2.4. Análise estatística

Os dados obtidos para cada atributo avaliado foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e, quando detectada diferença significativa ($p < 0,05$), as médias foram comparadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), utilizando o programa estatístico SISVAR (Ferreira, 2000). Os modelos estatísticos utilizados para a ANOVA foram:

- a) evolução dos atributos químicos no perfil do solo

$$Y_{ijkl} = \mu + B_i + T_j + \text{Erro } a_{ij} + P_k + T_j P_k + \text{Erro } b_{ijk} + A_l + T_j A_l + P_k A_l + T_j P_k A_l + \text{Erro } c_{ijkl},$$

onde, μ = média geral do experimento; B = blocos ($i = 1, 2, 3, 4$); T = tratamentos ($j = 1, 2, 3, 4$); P = profundidade ($k = 1, 2, 3$); A = anos ($l = 1, 2, 3, 4, 5$) e Erro = erro experimental.

b) evolução dos teores foliares, teores e exportação dos nutrientes dos frutos

$$Y_{ijkl} = \mu + B_i + T_j + \text{Erro } a_{ij} + A_k + \text{Erro } b_{ik} + T_j A_k + \text{Erro } c_{ijk},$$

onde, μ = média geral do experimento; B = blocos ($i = 1, 2, 3, 4$); T = tratamentos ($j = 1, 2, 3, 4$); A = anos ($k = 1, 2, 3, 4, 5$) e Erro = erro experimental.

A diferença mínima significativa (DMS) foi utilizada nos gráficos da evolução dos atributos de solo e dos teores foliares de nutrientes das plantas, sempre que houve interação máxima entre as fontes de variação. Quando não houve interação, inseriu-se as letras em cada gráfico, sendo que as letras maiúsculas comparam os tratamentos na média das épocas de amostragem e as letras minúsculas comparam as épocas de amostragem na média dos tratamentos.

6.3. Resultados e Discussão

6.3.1. Teores de micronutrientes do solo

No solo, houve interação entre os fatores tratamento, profundidade e tempo para todos os micronutrientes avaliados, exceto o Mn, que apresentou apenas interações duplas. Os maiores teores de Cu foram determinados na camada superficial (0-10 cm) do tratamento testemunha (AV), os quais foram muito superiores aos teores determinados nos demais tratamentos durante os cinco anos de avaliação (Figura 15a). Nos tratamentos onde ocorreu a aplicação dos adubos, houve diferença significativa apenas na primeira e na última avaliação, quando o tratamento 100 foi superior ao 100+100 e 200+0, respectivamente. Na camada 10-20 cm os teores de Cu nos tratamentos não apresentaram diferença significativa na maior parte das avaliações (Figura 15b), ocorrendo algumas variações irrelevantes aos objetivos deste estudo. Na última

camada do solo avaliada (20-40 cm), não houve diferença significativa entre os tratamentos (Figura 15c).

Os menores teores de Cu foram determinados na primeira camada do solo (0-10 cm) dos tratamentos com aplicação dos adubos orgânicos (Figura 15). Isto não significa que a concentração de Cu total nesta camada do solo seja inferior às demais, mas indica a menor proporção do nutriente nas frações consideradas disponíveis às plantas. Segundo Sposito (2008), a disponibilidade dos nutrientes às plantas é afetada por vários fatores de solo, como o teor de C orgânico (CO), composição mineral e valores de pH.

Como apresentado no Estudo 1, os adubos orgânicos aplicados ocasionaram o acréscimo nos valores de pH (Figura 3) e nos teores de CO do solo (Figura 4a), sendo estes os principais atributos químicos do solo responsáveis pela baixa disponibilidade dos micronutrientes, de modo geral. A alta afinidade de complexação dos elementos metálicos pelos componentes orgânicos do solo (Guilherme & Anderson, 1998), pode resultar na imobilização e menor disponibilidade dos metais pela formação de complexos de esfera-interna. Adicionalmente, os valores de pH superiores a 7,0 contribuíram com aumento das cargas negativas de superfície da matéria orgânica do solo (MOS), potencializando a complexação dos metais, além da precipitação dos micronutrientes na forma de óxidos e hidróxidos (Tan, 1998), como foi observado para o Cu e, posteriormente, discutido também para os demais micronutrientes. Zheng et al. (2013) observaram efeito semelhante em experimento com um solo menos intemperizado, menos profundo, com menor teor de CO e em ambiente hidromórfico.

No Estado da Paraíba, avaliando a absorção de Cu pela cultura do sorgo em diferentes solos, Santos et al. (2009) observaram baixa absorção deste micronutriente no Latossolo, como consequência da maior adsorção do elemento na fração orgânica e mineral do solo. Além disso, no Neossolo, que apresentou pH 6,9, a menor disponibilidade de Cu às plantas foi ocasionada pela precipitação do micronutriente na forma de hidróxidos, conforme citado por Silveira et al. (1999).

Com base nas faixas de interpretação da Comissão... (2004), na camada 0-10 cm (Figura 15a), apenas o tratamento testemunha (AV) teve os teores de Cu classificados como "Altos" ($>0,4 \text{ mg dm}^{-3}$) durante todo o período.

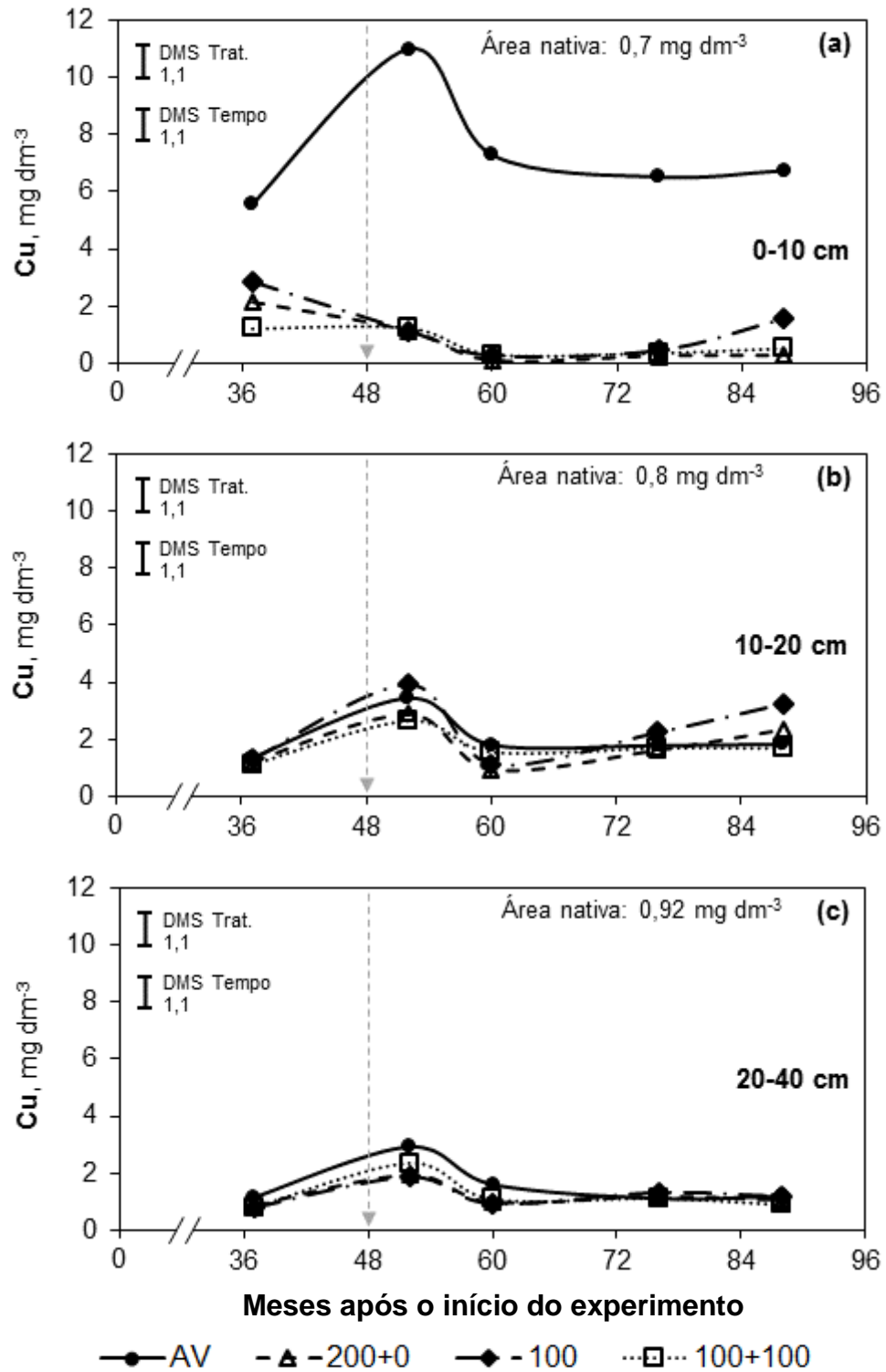


Figura 15. Teor de Cu (HCl 0,1 mol L⁻¹) do solo nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras. A linha tracejada vertical indica o momento da última aplicação dos adubos. AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados. Teste de Tukey ($p < 0,05$): barra do DMS compara os tratamentos e as épocas de amostragem.

Nos demais tratamentos, houve períodos em que os teores foram interpretados como “Médios” (0,2 a 0,4 mg dm⁻³) ou “Baixos” (<0,2 mg dm⁻³), sendo interpretados como “Altos” na última coleta, exceto o tratamento 200+0, que apresentou teor (0,25 mg dm⁻³) muito próximo de ser interpretado como “Baixo” (0,2 mg dm⁻³). Entretanto, na área nativa, os teores de Cu foram interpretados como “Altos” em todo o perfil do solo, ou seja, em determinados períodos houve menor disponibilidade do metal nos tratamentos adubados que no solo da área nativa. Porém, vale salientar que os teores determinados na camada intermediária (10-20 cm) foram maiores (Figura 15b), devido à menor imobilização pelo CO do solo, os quais podem contribuir para o suprimento do metal às plantas.

De acordo com as quantidades adicionadas de Cu pela aplicação dos adubos orgânicos, em torno de 7,0 kg ha⁻¹ nos tratamentos 200+0 e 100 (Tabela 4), sem contabilizar as quantidades adicionadas antes do início do experimento, além das adições pelo uso da calda bordalesa, utilizada no controle fitossanitário (Fernández-Calviño et al., 2008; Miotto et al., 2014), se poderia esperar teores superiores de Cu disponível. Mas, como citado acima, não basta que o nutriente esteja no solo, devendo estar presente em formas químicas compatíveis à capacidade de absorção pelas raízes das plantas. Desta forma, nota-se a importância do manejo adequado da adubação, para que seja mantido o equilíbrio químico do solo e a adequada nutrição das plantas.

Com relação à evolução dos teores de Cu no período (Figura 15), nota-se que aos 52 meses após o início do experimento houve o incremento nos teores em todos os tratamentos nas camadas 10-20 e 20-40 cm e, apenas no tratamento AV, na camada 0-10 cm. A relação deste incremento com a última aplicação dos adubos é pouco provável, visto que o maior incremento foi visualizado no tratamento testemunha (AV). Neste contexto, é provável que os menores teores de CO (Figura 4a) e valores de pH do solo deste tratamento (Figura 3) limitaram a complexação e precipitação do cobre. Além disso, poderiam ser consideradas a variabilidade amostral do solo e a heterogeneidade na distribuição dos adubos orgânicos (que no caso da testemunha, refere-se às adubações realizadas antes da implantação do experimento), como já mencionado anteriormente no item 4.3.2.

Os teores de Zn na camada 0-10 cm do solo foram maiores e marcados por maiores oscilações que os teores de Cu (Figura 16a), provavelmente, como consequência da menor afinidade do Zn para a formação de complexos metal-orgânicos com a MOS (McBride, 1994), mas não menos importante. Mattias et al. (2010) citam que em solos não contaminados, o Cu e o Zn ligam-se preferencialmente às frações orgânicas e inorgânicas, respectivamente. Em trabalho com aplicação de diferentes doses de dejetos de suínos em um Argissolo, Giroto et al. (2010) observaram o mesmo comportamento. Além disso, em solos com aplicação de resíduos orgânicos a competição dos nutrientes pelos sítios de ligação é maior; assim, elementos com maior afinidade pela MOS podem deslocar os demais para se ligarem às cargas de superfície (Bertoni, 2003).

A variação mais marcante ocorreu após a última aplicação dos adubos orgânicos, quando houve uma grande diminuição nos teores dos tratamentos que receberam as aplicações (200+0, 100 e 100+100) e um aumento no teor de Zn no solo da testemunha (AV). A diminuição observada nos teores dos três tratamentos pode ser resultante das alterações químicas ocasionadas pela aplicação dos adubos orgânicos, com destaque para o incremento nos teores de CO do solo (Figura 4a). A partir da coleta de 2011 (mês 52), houve um aumento nos teores de Zn dos tratamentos 100 e 100+100, permanecendo estável no tratamento 200+0, que apresentou os menores teores, provavelmente por ter recebido a última aplicação em 2010 (Tabela 3). O aumento observado em alguns tratamentos na última avaliação parece não estar associado aos efeitos diretos da aplicação dos adubos, devido ao tempo transcorrido desde a última aplicação. Nas camadas subjacentes, houve apenas pequenas variações nos teores de Zn, consideradas normais (Figura 16b e Figura 16c).

Em relação aos teores naturais de Zn do solo, determinados na área nativa (Figura 16), na camada superficial (0-10 cm) do solo apenas o tratamento testemunha (AV) apresentou teores superiores durante todo o período. Entretanto, na camada intermediária este tratamento foi o único que apresentou teores inferiores aos da área nativa, exceto na primeira amostragem, quando apenas o tratamento 100+100 apresentou teores superiores. Na camada 20-40 cm, o solo dos tratamentos apresentou teores inferiores aos da área nativa na maior parte do tempo, inclusive na última avaliação. Entretanto, os teores de Zn

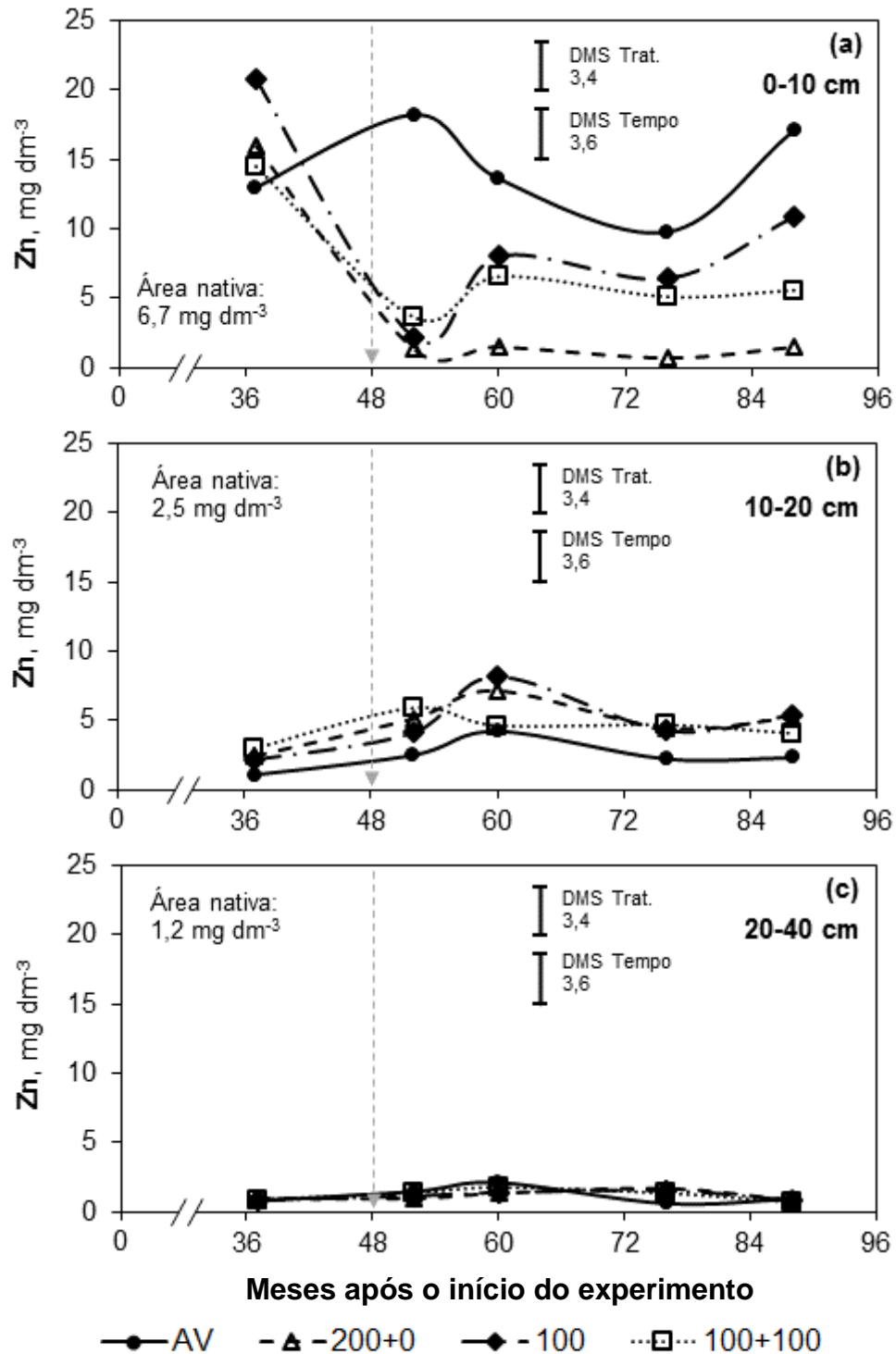


Figura 16. Teor de Zn (HCl 0,1 mol L⁻¹) do solo nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras. A linha tracejada vertical indica o momento da última aplicação dos adubos. AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados. Teste de Tukey ($p < 0,05$): barra do DMS compara os tratamentos e as épocas de amostragem.

foram interpretados como “Altos” ($> 0,5 \text{ mg kg}^{-1}$) em todo o perfil do solo dos tratamentos.

O Zn é um dos nutrientes mais sensíveis às alterações químicas do solo (Alloway, 2009). Lindsay (1972) cita algumas condições de solo que geralmente estão associadas à ocorrência de deficiência de Zn, dentre as quais, as identificadas no solo dos tratamentos deste trabalho são: teor de MOS superior a 3%; pH neutro ou alcalino; alta disponibilidade de P, Ca e Mg; altos teores de carbonatos e bicarbonatos e de outros elementos-traço. Portanto, a baixa disponibilidade do Zn no solo é resultante de uma série de fatores, havendo a necessidade de estudos complementares que permitam identificar os considerados principais para que haja uma apropriada caracterização.

Para os teores de Mn não houve interação tripla entre tratamento, profundidade e tempo (Figura 17). De modo geral, os teores de Mn do solo de cada tratamento foram muito semelhantes nas camadas do solo, sendo esta a principal diferença identificada em relação aos demais micronutrientes. A partir dos 60 meses após o início do experimento, o tratamento testemunha (AV) apresentou teores numericamente superiores, mas sem significância estatística. A exemplo do que foi discutido para Cu e Zn, este efeito pode estar associado aos menores valores de pH do solo deste tratamento (Figura 3). Enquanto isso, os teores dos tratamentos com aplicação dos adubos (200+0, 100 e 100+100) foram semelhantes entre si em todo o perfil do solo. Apesar das variações, e desconsiderando-se a primeira amostragem de solo (mês 37), os teores para todos os tratamentos foram interpretados como “Altos” durante todo o período avaliado.

Conforme apresentado na Tabela 4, o Mn foi o micronutriente aportado em maior quantidade pelos adubos orgânicos, o que explica os teores determinados no solo. Além disso, nota-se que a principal fonte de Mn foi o composto sólido, visto que a quantidade aportada no tratamento 100+100, que recebeu metade da dose de composto, foi 46% inferior à adicionada nos tratamentos 200+0 e 100. Apesar disso, comparados ao solo da área nativa, os teores de Mn dos tratamentos foram muito inferiores em todas as camadas avaliadas. Portanto, torna-se muito evidente o efeito dos adubos orgânicos utilizados na diminuição das frações disponíveis do Mn, provavelmente como consequência do aumento nos valores de pH do solo, que era originalmente inferior a 6,0 (Apêndice 1). Petry (2012) verificou maiores teores de Mn disponí-

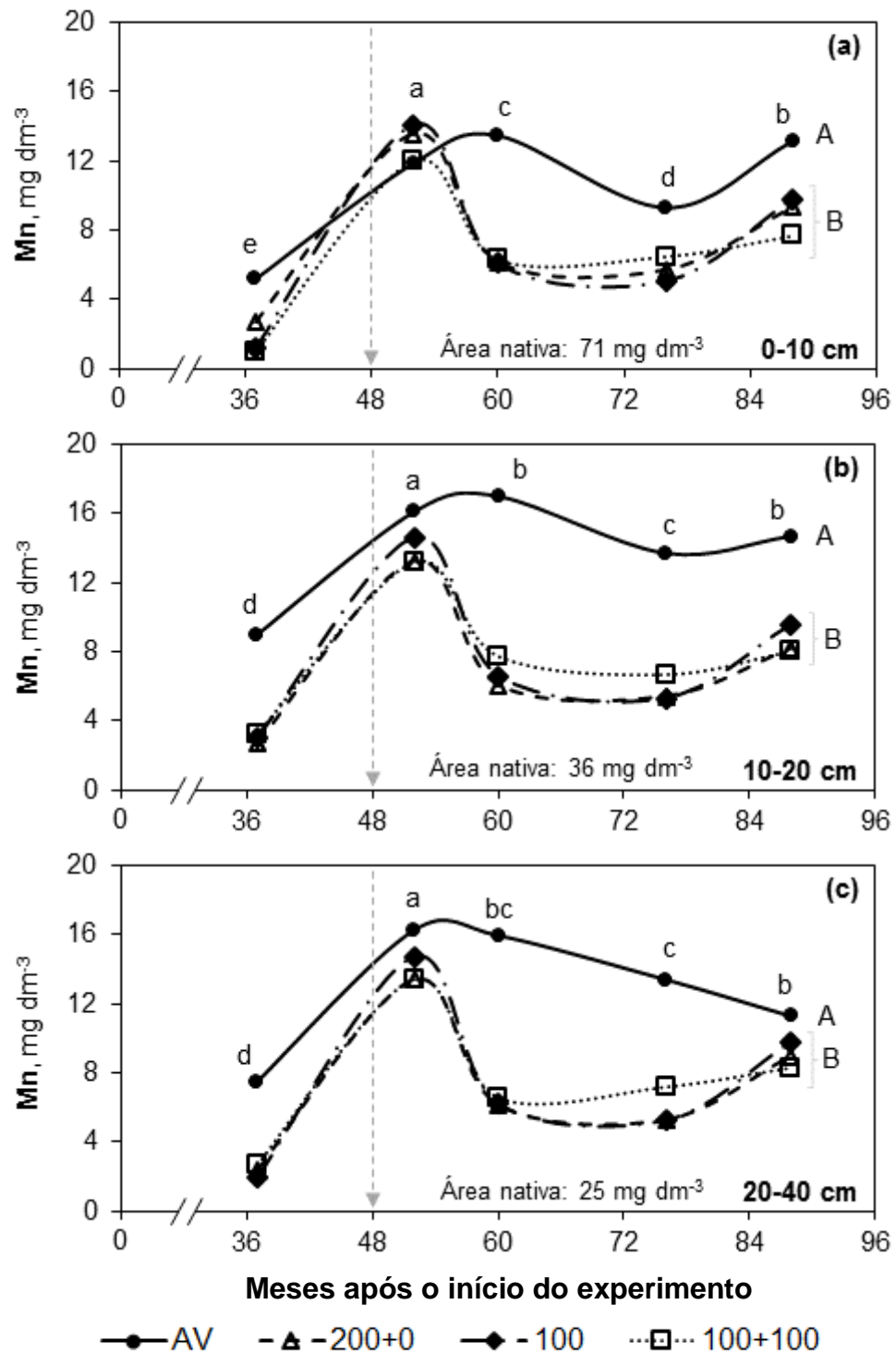


Figura 17. Teor de Mn (HCl 0,1 mol L⁻¹) do solo nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras. A linha tracejada vertical indica o momento da última aplicação dos adubos. AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados. Teste de Tukey ($p < 0,05$): letras maiúsculas comparam os tratamentos na média do período de amostragem e letras minúsculas comparam as épocas de amostragem na média dos tratamentos.

vel no solo do pomar convencional de laranjeiras que não recebeu aplicação do nutriente, mas que apresentava valores de $\text{pH} < 6,0$, do que no solo do pomar com adição do nutriente pelos adubos orgânicos, que apresentou valores de pH próximos a 7,0.

Em relação à evolução dos teores de Mn dentro do período avaliado (Figura 17), chama atenção a ocorrência de um incremento nos teores no solo de todos os tratamentos e em todo o perfil do solo, aos 52 meses após o início do experimento, como observado e discutido para o Cu (Figura 15), mesmo para o tratamento AV. Posteriormente, os teores de Mn apresentaram-se decrescentes até o final do período avaliado, ocorrendo algumas oscilações consideradas normais. Vale salientar que a diminuição foi mais brusca nos tratamentos que receberam a aplicação dos adubos, provavelmente pelo efeito dos fertilizantes nos atributos químicos do solo.

Ao contrário dos teores de Cu e Zn, os maiores teores de B “disponível” foram determinados na camada superficial do solo dos tratamentos que receberam os adubos (Figura 18). Dentre os micronutrientes avaliados, o B apresentou as maiores variações nos teores dos tratamentos que receberam os adubos, os quais, entretanto, aparentam ser independentes às variações dos manejos da adubação. Embora tenha sido o nutriente aportado em menor quantidade pelos adubos, sendo de $2,3 \text{ kg ha}^{-1}$ nos tratamentos 200+0 e 100 e $1,4 \text{ kg ha}^{-1}$ no tratamento 100+100 (Tabela 4), os teores dos tratamentos foram superiores ao teor determinado no solo da área nativa na camada 0-10 cm e 10-20 cm, exceto na primeira coleta de solo, quando todos os tratamentos apresentaram teores inferiores.

Os principais atributos químicos que afetam os mecanismos de adsorção-dessorção de B no solo, são: a concentração do nutriente na solução do solo, o pH e o teor de argila do solo (Chaudhary & Shukla, 2004; Saltali et al., 2005). Em solos com pH alcalino pode ocorrer deficiência de B, visto que a adsorção máxima do nutriente ao solo ocorre na faixa de pH entre 7,5 e 9,0 (Krishnasamy et al., 2007), a partir do qual passa a diminuir (Goldberg, 1997). Em valores de pH inferiores a 7,0, há o predomínio do B na forma de ácido bórico (B(OH)_3^0), que apresenta menor afinidade com a fração argila do solo. Com o aumento do pH do solo, a forma iônica (B(OH)_4^-) torna-se predominante, a qual caracteriza-se pela maior afinidade de adsorção à argila do solo (Goldberg et al.,

2005). Em adição, Majidi et al. (2010) afirmam que em solos com valores de pH entre 7 e 8, o B é adsorvido principalmente por complexos de esfera-externa, estando complexado com menor força. Desta forma, embora os valores de pH do solo dos tratamentos sejam superiores a 7,0 (Figura 3), os teores de B não foram tão prejudicados possivelmente em função da textura arenosa do solo (Tabela 1). Além disso, à medida que ocorre o aumento do pH do solo, maior a concentração de OH^- , que compete com o $\text{B}(\text{OH})_4^-$, resultando na diminuição da adsorção de B (Goldberg et al., 2005).

A interação do B com a MOS é menor do que com a argila (Keren & Communar, 2009), entretanto esta desempenha papel fundamental na disponibilidade deste micronutriente, pois pode ocultar os sítios de adsorção de B na argila (Yermiyahu et al., 2001), além de competir com o B pela similaridade das cargas negativas (Majidi et al., 2010). Os efeitos benéficos do CO do solo na diminuição da adsorção de B ao solo também foram relatados por Datta & Bhadoria (1999), pela formação de complexos dos compostos di-hidroxi-orgânico e outros compostos resultantes da decomposição da MOS (Steiner & Lana, 2013) com o B. Estas citações foram utilizadas para explicar a alta correlação significativa entre os teores de B adsorvidos e a MOS, observada por Steiner & Lana (2013). Esta dinâmica explica o motivo pelo qual a disponibilidade de B não foi tão prejudicada pelos altos teores de CO determinados no solo dos tratamentos, como visto para o Cu. Além disso, a ausência de períodos prolongados de déficit hídrico contribuiu para a maior disponibilidade do nutriente ligado às frações orgânicas (Abreu et al, 2007).

Na amostragem de 2014 (mês 88), os teores de B dos tratamentos com adubação foram superiores aos teores determinados na implantação do experimento (2007) (Apêndice 1), enquanto a testemunha (AV) apresentou teor inferior (Figura 18), como era esperado, devido à ausência de adubação. Da mesma forma, os teores dos tratamentos foram interpretados como “Altos” nas duas camadas mais superficiais, exceto no tratamento AV, que apresentou valores “Médios” na última amostragem de solo. Embora a testemunha não receba adubação há sete anos, até a última avaliação os teores de B estavam acima do teor considerado crítico para este solo ($0,3 \text{ mg kg}^{-1}$).

Apesar de ser pouco provável no solo deste estudo, é possível que haja o acúmulo de B no solo pela aplicação de fertilizantes (Nable et al., 1997) e

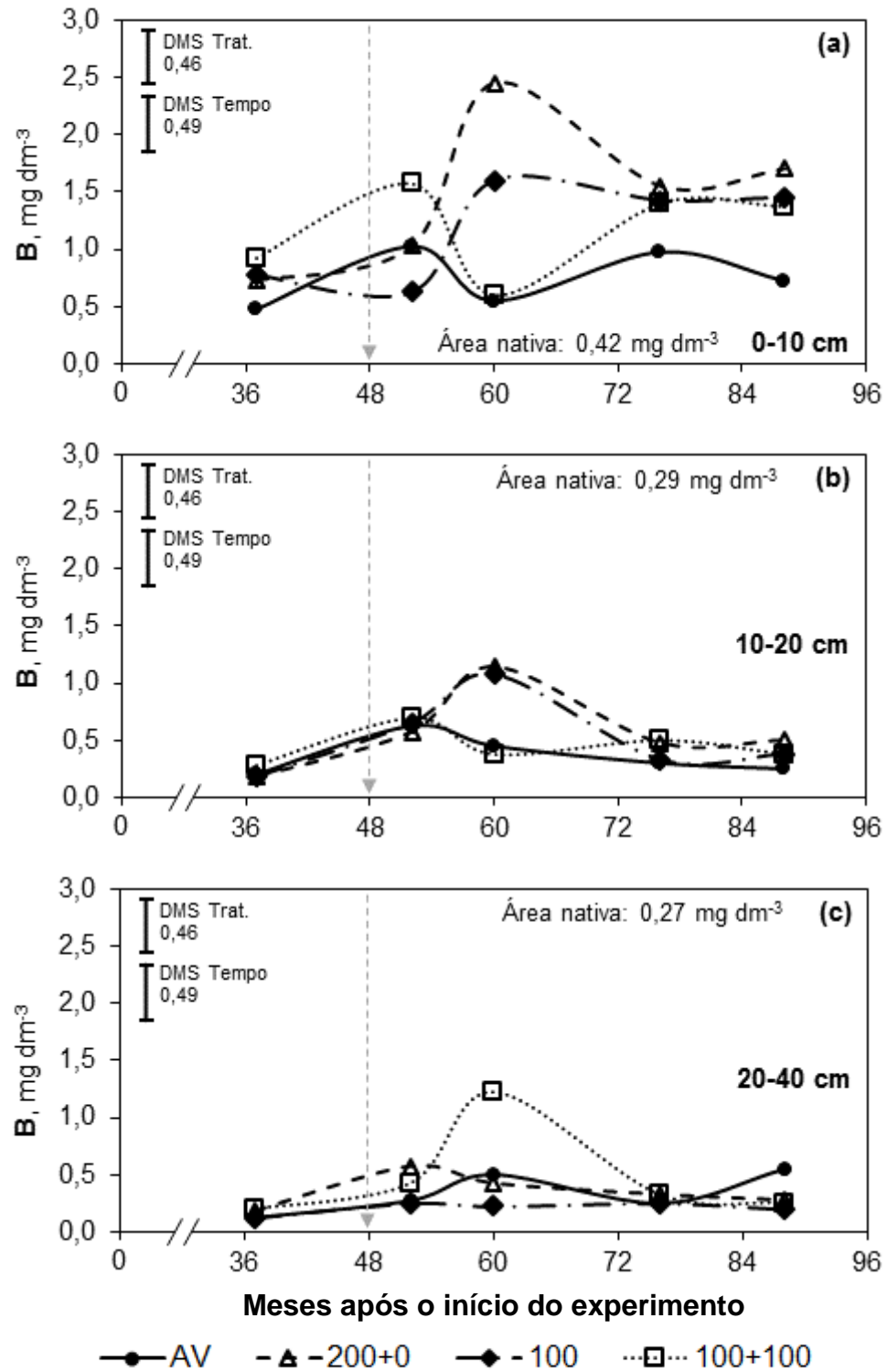


Figura 18. Teor de B do solo nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) e 20-40 cm (c), no período de 37 a 88 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo em pomar de tangerineiras. A linha tracejada vertical indica o momento da última aplicação dos adubos. AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados. Teste de Tukey ($p < 0,05$): barra do DMS compara os tratamentos e as épocas de amostragem.

outros efluentes líquidos (Tsadilas, 1997), principalmente em condições de menor disponibilidade hídrica (Alpaslan & Gunes, 2001), devido à redução nas perdas por lixiviação e menor mineralização da MOS (Abreu et al., 2007). Nestas condições, pode ocorrer a redução nos teores foliares de P pelo excesso de B, havendo relatos em cultivos de trigo (Singh et al., 1990) e kiwizeiro (Sotiropoulos et al., 1999). Em trabalho com diferentes concentrações de B na solução nutritiva, Kaya et al. (2009) observaram que a maior dose de B (4 mg L^{-1}) ocasionou danos oxidativos (com aumento da atividade de enzimas antioxidantes) às folhas do tomateiro, resultando na redução da massa seca, colheita de frutos e concentração de P nas plantas de tomate. Entretanto, citam que o fornecimento suplementar de P diminuiu a atividade das enzimas antioxidantes e aumentou a produção de frutos e teor foliar de P.

Com base nos resultados apresentados e discutidos acima, não foi possível identificar diferenças claras entre os teores dos micronutrientes determinados nos tratamentos que receberam os adubos. Isso se deve às altas quantidades de adubos adicionados ao solo, antes e durante a condução do protocolo experimental, principalmente de composto sólido, que ocasionaram a adição de quantidades de nutrientes muito superiores às necessárias para este tipo de solo (Tabela 4).

Desta forma, uma porção dos minerais adicionados pelos adubos permaneceu associada à estrutura do material orgânica, que será liberada ao solo à medida que houver a decomposição pelos microrganismos. Com relação à fração mais solúvel, pode-se considerar que uma parte foi adsorvida pelo complexo sortivo do solo, enquanto a outra parte remanescente provavelmente tenha sido carregada pelo escoamento superficial e/ou lixiviada no perfil do solo. Como consequência das altas quantidades de nutrientes adicionados ao solo, os efeitos menores dos tratamentos tornaram-se ocultos e menos perceptíveis.

Além disso, vale destacar que estes metais fazem parte da estrutura do material orgânico adicionado nos tratamentos, sendo possível que não ocorra a extração pelos extratores utilizados, que visam estimar os teores disponíveis. Entretanto, estes nutrientes tornam-se disponíveis às plantas, à medida que ocorre a decomposição dos resíduos orgânicos e sua liberação.

6.3.2. Teores foliares de micronutrientes

Para o teor foliar de Cu houve interação entre tratamentos e tempo (Figura 19a). No início do período, não houve diferença entre os teores de Cu para os tratamentos, entretanto na segunda avaliação (mês 43) houve um incremento nos teores de todos os tratamentos, sendo que o tratamento 100 apresentou teores superiores aos demais, enquanto o tratamento 200+0 apresentou o teor mais baixo. A partir de então, os teores de Cu apresentaram uma tendência decrescente, de modo que ao final do período (2015) não foi observada diferença significativa e o teor médio determinado para tratamentos correspondeu a 5% do teor médio obtido na primeira avaliação do período.

Com base nos padrões nutricionais indicados pelo Grupo Paulista de Adubação e Calagem para Citros (1994), na última análise foliar do período, os teores de Cu dos tratamentos que receberam a aplicação dos adubos estiveram muito próximos ao limite inferior da faixa “Normal” (4 mg kg^{-1}). Embora não haja diferença visual na Figura 19a, os tratamentos 200+0 e 100 apresentaram teores de Cu de $3,2$ e $3,6 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente, sendo interpretados como “Insuficientes”, enquanto nos tratamentos 100 e AV os teores foram $4,2$ e $6,2 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente, sendo interpretados como “Normal”. Apesar da diferença não ser significativa, nota-se que no tratamento testemunha (AV) o teor foliar indica uma tendência de maior suficiência das tangerineiras por Cu que nos demais tratamentos.

Conforme discutido no item anterior, os teores determinados como disponíveis de Cu no solo foram baixos (Figura 15), o que explica os baixos teores determinados nas folhas das tangerineiras. Entretanto, nota-se que os maiores teores determinados no solo do tratamento testemunha (AV) não refletiram em teores foliares significativamente superiores nas plantas deste tratamento. Assim, é provável que outros fatores estejam afetando a absorção do Cu, teoricamente disponível no solo, como por exemplo, efeitos antagônicos pela interação com outros nutrientes. Abreu et al. (2007) cita que independente do tipo de solo, a disponibilidade de Cu é inferior quando houver teores altos de Fe, Mn e Al no solo. Também se pode considerar os efeitos do aumento do CO₂ e dos altos valores de pH do solo na diminuição da disponibilidade de Cu às plantas (Guilherme & Anderson, 1998; Silveira et al., 1999).

Estes resultados diferem do trabalho de Petry (2012), no qual o autor cita ser pouco provável a ocorrência de deficiência foliar de Cu em pomar de laranjeiras, devido às frequentes aplicações foliares de fungicidas que possuem Cu em sua composição, considerando ser mais provável a ocorrência de toxidez em situações de mau manejo. De fato, a deficiência foliar de Cu seria menos provável, entretanto, a aplicação de altas quantidades dos adubos orgânicos, principalmente do composto sólido, ocasionou alterações na dinâmica e nas formas químicas dos nutrientes do solo. Além disso, Martins et al. (2003) citam que o Cu é um nutriente com baixa translocação na planta, de modo que Mitchell et al. (1978) e Garcia et al. (1979) verificaram maior acúmulo de Cu nas raízes que nas folhas de diferentes culturas.

Em experimento com aplicação de lodo de esgoto na cultura do milho, Gomes et al. (2006) observaram diminuição nos teores de Cu nos grãos devido ao efeito antagônico do Zn, que se encontrava em maior quantidade no lodo de esgoto. Os autores enfatizam que a relação Zn:Cu do lodo foi de 16:1, resultando no desequilíbrio dos teores destes nutrientes no solo. Portanto, a definição da dose a ser aplicada de um determinado adubo ou resíduo orgânico deve considerar a concentração, mas também a proporção dos nutrientes contidos, para que seja mantido o equilíbrio químico no solo. Nos adubos utilizados neste trabalho, a relação Zn:Cu foi equilibrada no composto (1:1), mas com maior proporção de Zn no biofertilizante (2:1) (Tabela 2), que reflete no solo. Na camada 0-10 cm do solo, onde encontra-se a maior porção de raízes, a melhor proporção foi identificada para o tratamento AV (2,5:1), devido aos maiores teores de Cu. Para os demais tratamentos as proporções foram superiores e menos equilibradas, principalmente devido aos baixos teores de Cu disponível.

Da mesma forma que os teores de Cu, os teores foliares de Zn apresentaram uma tendência decrescente a partir da amostragem de 2011 (mês 43) (Figura 19b). Salvo algumas oscilações, os teores entre tratamentos não diferiram significativamente, sendo que, na média dos tratamentos, o teor de Zn na última amostragem foi de 15,5 mg kg⁻¹. Conforme pode ser visto na Figura 19b, os teores de Zn estiveram abaixo do nível mínimo de suficiência na maioria das avaliações, sendo que para todos os tratamentos o menor teor foi determinado na última avaliação (2015).

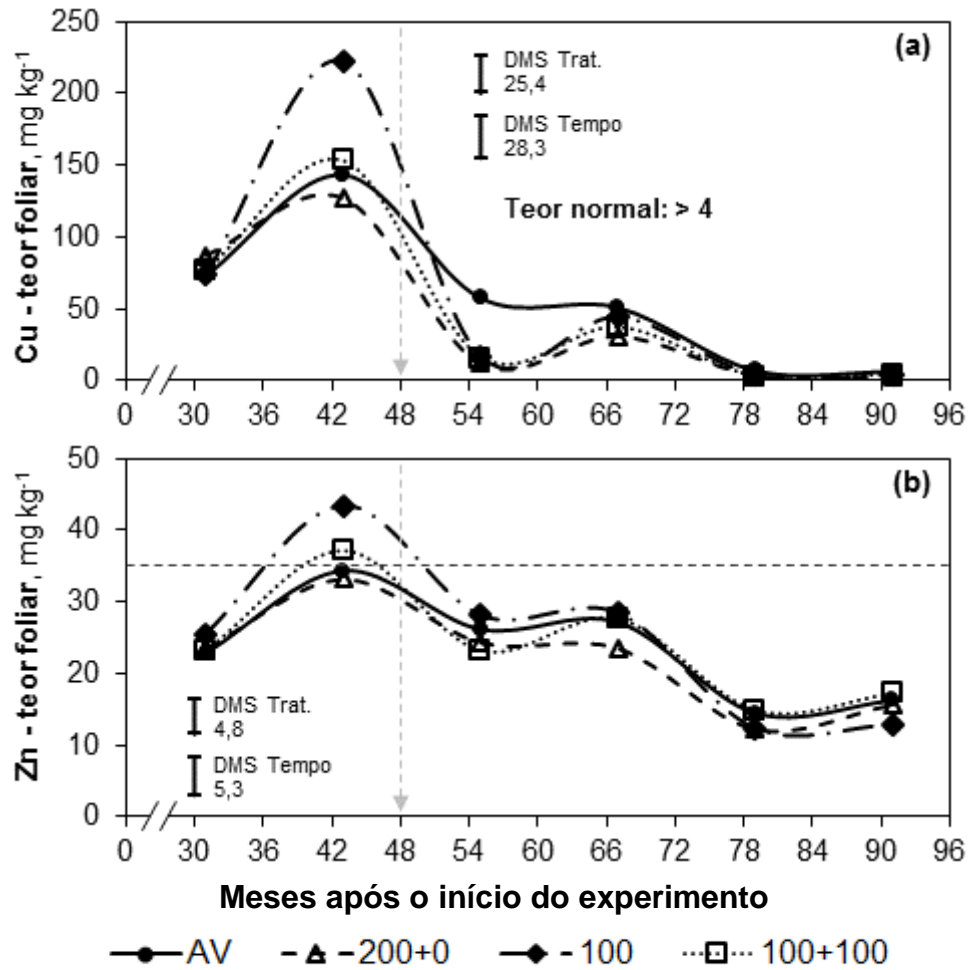


Figura 19. Teores foliares de Cu (a) e Zn (b) das tangerineiras, no período de 31 a 91 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo. As linhas tracejadas vertical e horizontal indicam o momento da última aplicação dos adubos e o limite inferior da classe “normal” de interpretação do teor foliar de cada nutriente, respectivamente. AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados. Teste de Tukey ($p < 0,05$): barra do DMS compara os tratamentos e as épocas de amostragem.

Assim como ocorre para outros micronutrientes, os baixos teores foliares de Zn podem estar associados às interações negativas com outros nutrientes presentes no solo e aos altos valores de pH. Marschner (1995) cita que cátions bivalentes podem competir por carreadores dos sítios de absorção presentes na membrana plasmática. Em experimento com plantas de sorgo cultivado em Latossolo, no Estado da Paraíba, Santos et al. (2009) observaram redução linear nos teores foliares de Zn com o aumento na dose de Cu no solo. Nota-se que a interação antagônica entre o Cu e o Zn ocorre sempre que um

dos elementos apresentar teor muito superior ao outro, assim, é crucial que as adubações evitem e previnam grandes desequilíbrios nos teores dos nutrientes no solo.

Outra possível interação antagônica do Zn pode ocorrer com o P. Dentre as interações existentes, a mais comum ocorre quando a adição de P ao solo resulta na diminuição do teor foliar de Zn (Silva & Trevizam, 2015). Esta redução pode ser resultante do efeito de diluição, pelo maior crescimento da planta em resposta à adubação fosfatada, ou pela diminuição da absorção pelas raízes, quando houver o aumento do pH do solo pela dissolução do fertilizante. Além disso, pode ocorrer diminuição no transporte do Zn absorvido pelas raízes para a parte aérea das plantas (Araújo & Machado, 2006), ou seja, é importante que cada caso seja estudado, visando identificar as interações predominantes (Silva & Trevizam, 2015).

Além disso, Alloway (2009) cita que a suscetibilidade das plantas à deficiência de Zn varia conforme a espécie e até mesmo a variedade, estando geralmente associada aos baixos teores presentes no solo e valores de pH alcalino. De modo geral, as espécies do gênero *Citrus* e frutíferas pertencem ao grupo das plantas com alta sensibilidade à deficiência por Zn (Martens & Westermann, 1991). Isto significa que, ao mesmo tempo que o fornecimento de quantidades adequadas de Zn a estas espécies resultará em aumento expressivo de produtividade, o fornecimento inadequado pode afetar a produção de flores e frutificação, resultando em grandes perdas de produção (Koller et al., 2009).

Os teores foliares de Mn foram marcados por poucas variações entre os tratamentos, sendo que foram observadas diferenças significativas apenas nas três primeiras avaliações (Figura 20a). Os maiores teores de Mn foram determinados na amostragem de 2011, coincidindo com o pico identificado para os teores de Cu e Zn. Este foi o único período em que todos os tratamentos resultaram em teores interpretados como “Normal”, com base nos teores padrões de referência. Posteriormente, houve uma diminuição gradual nos teores em todos os tratamentos, com estabilização próximo aos 15 mg kg⁻¹, sendo interpretados como “Insuficientes”. Segundo Koller et al. (1986), a deficiência de Mn tem sido comum em pomares de citros submetidos à calagem

e citam que 40% dos pomares da região do Vale do Caí, no RS, apresentaram deficiência deste nutriente.

Entretanto, conforme mostrado na Figura 17, os teores de Mn do solo foram superiores ao nível considerado crítico para este solo, de modo que era esperada a adequada nutrição das tangerineiras. Segundo Abreu et al. (2007), a deficiência de Mn pode estar associada aos altos valores de pH do solo, visto que a maior disponibilidade ocorre na faixa de pH 5,0 a 6,5 (Obreza et al., 2008); aos altos teores de CO, pela formação de complexos estáveis (Weng et al., 2002); e ao excesso de Ca, Mg e Fe. Embora os altos valores de pH determinados no solo dos tratamentos, na faixa de alcalinidade, (Figura 3), a disponibilidade de Mn no solo foi interpretada como adequada, sendo pouco provável que este tenha sido o principal fator responsável pelo menor teor de foliar de Mn. O mesmo vale para os altos teores de CO, que poderiam ocasionar menor disponibilidade do nutriente pela complexação.

Entretanto, em pomar orgânico de laranjeiras adubadas com composto sólido, Petry (2012) verificou que o alto pH do solo foi o principal responsável pela menor disponibilidade de Mn para as plantas. Por outro lado, Martins et al. (2003) citam a redução da disponibilidade de Mn, Cu, Zn e Fe pelo aumento do pH do solo com a calagem em experimento com milho, pois previniu a toxidez dos micronutrientes que foram aportados excessivamente pela aplicação de lodo de esgoto.

Desta forma, é provável que a deficiência foliar de Mn identificada nas tangerineiras dos tratamentos esteja relacionada aos efeitos antagônicos ocasionados pelos altos teores de cátions no solo. Conforme apresentado na Tabela 4, o Ca foi o nutriente adicionado em maior quantidade ao solo, chegando a $10,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ nos tratamentos 200+0 e 100, contabilizando-se apenas as aplicações dos adubos realizadas após 2007.

Em experimento com produção de mudas de aceroleiras, conduzido em Minas Gerais, Corrêa et al. (2002) verificaram que o maior acúmulo de Mn, bem como dos demais nutrientes, na matéria seca das folhas foi observado na maior dose de P (450 mg dm^{-3}) e sem aplicação de Zn. Desta forma, os autores enfatizam que o fornecimento adequado de P é crucial para que haja o adequado desenvolvimento das plantas. Portanto, é importante salientar que a deficiência foliar de Mn, além de estar associada às interações antagônicas, pode estar

relacionada à deficiência das plantas por outros nutrientes, gerando um efeito “cascata”.

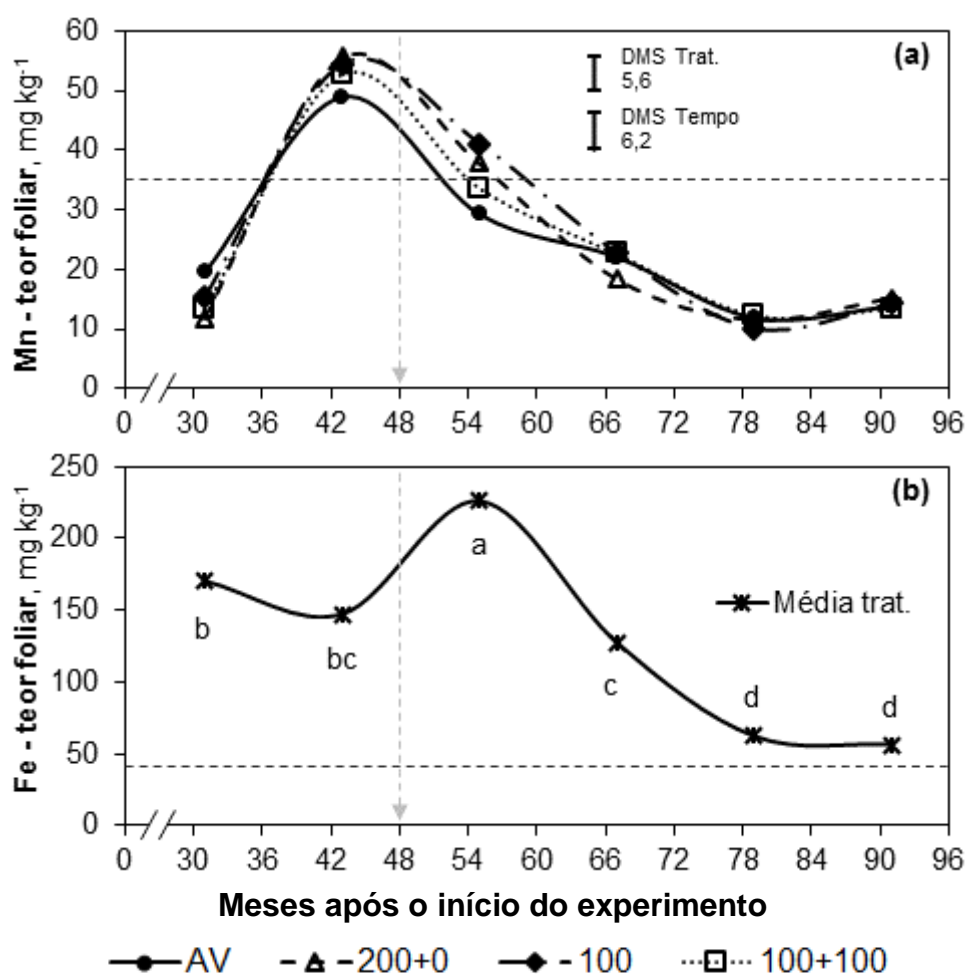


Figura 20. Teores foliares de Mn (a) e Fe (b) das tangerineiras, no período de 31 a 91 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo. As linhas tracejadas vertical e horizontal indicam o momento da última aplicação dos adubos e o limite inferior da classe “normal” de interpretação do teor foliar de cada nutriente, respectivamente. AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados. Teste de Tukey ($p < 0,05$): barra do DMS compara os tratamentos e as épocas de amostragem; letras minúsculas comparam as épocas de amostragem na média dos tratamentos.

Para os teores de Fe, não houve diferença significativa entre os tratamentos em nenhuma das amostragens, optando-se por apresentar o teor médio dos tratamentos obtido em cada avaliação (Figura 20b). Dentre os micronutrientes, o Fe foi o determinado em maior quantidade nas folhas das tangerineiras e também apresentou uma tendência decrescente durante os cinco

anos de avaliação. Ao contrário dos demais micronutrientes, o maior teor foi determinado na amostragem de 2012, equivalente aos 55 meses após o início do experimento.

Conforme apresentado na Tabela 4, o Fe foi o micronutriente aportado em maior quantidade pelos adubos orgânicos. Além disso, é encontrado no solo em quantidades abundantes (Fadigas et al., 2002), principalmente em solos oxidicos e ácidos como os solos encontrados no Brasil (Abreu et al., 2007). Desta forma, em condições naturais, as plantas cítricas dificilmente apresentam deficiência por Fe, não havendo a necessidade de ser adicionado por meio de adubações, exceto na produção de mudas em substratos, cuja deficiência por Fe tem sido mais comum (Koller, 2009).

Segundo Abreu et al. (2007), a maior disponibilidade de Fe no solo ocorre na faixa de pH 4,0 a 6,0, podendo haver deficiência à medida que houver o incremento nos valores de pH e quando houver P em excesso. Portanto, é provável que a diminuição nos teores foliares de Fe esteja associada à baixa disponibilidade do nutriente do solo, como consequência dos altos valores de pH (Figura 3) e da alta disponibilidade de P no solo (Figura 9).

Os teores foliares de B não foram analisados estatisticamente, pela ausência dos dados referentes às duas amostragens iniciais, de modo que serão apresentados os dados referentes ao período de 2012 a 2015 (mês 55 e 91, respectivamente) (Apêndice 5). De modo geral, os teores foliares de B determinados nos tratamentos 200+0, 100 e 100+100 apresentaram pouca oscilação ao longo do período avaliado. O tratamento testemunha (AV) apresentou maior oscilação nos teores, apresentando o menor teor na primeira avaliação do período (mês 55) e os maiores teores a partir de 2013.

Ao final do período os teores determinados nas folhas foram de 125, 102, 105 e 115 mg kg⁻¹, respectivamente, nos tratamentos AV, 200+0, 100 e 100+100. Assim, considerando-se que o teor foliar crítico de B para plantas cítricas é de 36 mg kg⁻¹, as plantas de todos os tratamentos apresentaram teores adequados de B. Este suprimento adequado de B às plantas é consequência dos teores interpretados como adequados determinados no solo, conforme apresentado na Figura 18. Estes resultados corroboram os resultados encontrados por Petry (2012) em laranjeiras conduzidas em pomar orgânico.

Neste contexto, nota-se que o cenário atual da nutrição das tangerineiras do experimento é marcado por deficiência foliar pela maioria dos micronutrientes (principalmente, Zn e Mn), tendo como principais responsáveis os altos valores de pH (Figura 3), havendo a necessidade de que se adote um manejo que permita a redução do pH para valores próximos a 6,0. Com isso, haverá incremento nos teores disponíveis dos micronutrientes por meio dos processos químicos envolvidos na adsorção-dessorção e precipitação-dissolução, podendo ocasionar o aumento excessivo nos teores de alguns micronutrientes, resultando em problemas por toxidez.

Por fim, vale salientar que a interpretação do estado nutricional de todas as plantas cítricas é feita com base nos padrões foliares determinados em 1994, no Estado de São Paulo, em laranjeiras conduzidas em pomares com tipo de solo e fertilidade diferentes. Desta forma, embora estes teores possam fornecer uma ideia do estado nutricional das plantas, para sistemas que visem altas produtividades é necessário que sejam criados padrões nutricionais específicos para cada sistema de produção, orgânico e convencional, e para cada espécie e/ou variedade cítrica, como, por exemplo, para as tangerineiras 'Montenegrina'.

6.3.3. Produtividade, teores e exportação de micronutrientes pelos frutos

Na Tabela 7, estão apresentados os teores dos micronutrientes determinados na polpa (comestível) e na casca + sementes (CS, não-comestível) dos frutos das tangerineiras nos diferentes manejos da adubação orgânica, nas safras 2013/2014 e 2014/2015.

Para os teores de micronutrientes determinados na polpa dos frutos, não houve interação entre tratamento e ano (Tabela 7). Nesta fração, os tratamentos diferiram apenas com relação aos teores de Cu, sendo que o tratamento testemunha (AV) apresentou teor superior aos tratamentos que receberam a aplicação dos adubos. Provavelmente, esta diferença está associada à maior disponibilidade de Cu na camada 0-10 cm do solo (Figura 18a), embora o teor foliar não tenha diferido dos demais tratamentos (Figura 19). Além disso, houve diferença significativa entre os anos, na média dos

tratamentos, para os teores de todos os nutrientes, exceto o B, que não apresentou diferença entre os tratamentos e nem entre os anos.

Tabela 7. Concentração de micronutrientes em tangerineiras (polpa e casca+sementes), em base seca, em função dos diferentes manejos da adubação orgânica do solo, para as safras 2013/2014 e 2014/2015

Ano	Trat.	Micronutrientes (mg kg ⁻¹)				
		Cu	Zn	Mn	Fe	B
----- Polpa -----						
2014	AV	2,38	7,02	2,42	30,26	8,78
	200+0	1,16	6,45	2,22	18,43	8,01
	100	1,16	6,33	2,25	37,53	12,99
	100+100	1,30	6,59	2,60	39,37	8,96
	Média	1,50 B	6,60 A	2,37 A	31,40 A	9,69
2015	AV	2,43	4,87	1,27	9,20	8,77
	200+0	1,77	4,86	0,87	8,10	7,48
	100	1,60	3,44	0,57	7,22	7,64
	100+100	2,04	6,35	0,81	10,89	8,52
	Média	1,96 A	4,88 B	0,88 B	8,86 B	8,10
Média anos	AV	2,40 a	5,94	1,85	19,73	8,78
	200+0	1,47 b	5,66	1,54	13,27	7,75
	100	1,38 b	4,89	1,41	22,37	10,31
	100+100	1,67 b	6,47	1,70	25,13	8,74
	Média	1,73	5,74	1,62	20,13	8,89 ^{ns}
----- Casca + semente -----						
2014	AV	2,88	7,18	4,30	37,27	26,27 Aab
	200+0	2,41	7,64	4,13	51,68	23,89 Ab
	100	2,03	5,12	3,37	23,57	24,37 Ab
	100+100	2,62	6,50	3,78	29,17	26,82 Aa
	Média	2,48 A	6,61	3,90 A	35,42	25,34
2015	AV	2,61	5,79	2,96	33,09	26,87 Aa
	200+0	1,98	6,20	2,46	23,78	25,10 Aa
	100	1,56	4,98	2,34	19,48	25,49 Aa
	100+100	2,44	6,22	2,32	27,09	24,62 Ba
	Média	2,15 B	5,80	2,52 B	25,86	25,52
Média anos	AV	2,75 a	6,48 a	3,63 a	35,18	26,57
	200+0	2,19 ab	6,92 a	3,30 ab	37,73	24,49
	100	1,79 b	5,05 b	2,86 b	21,52	24,93
	100+100	2,53 a	6,36 a	3,05 b	28,13	25,72
	Média	2,32	6,20	3,21	30,64 ^{ns}	25,43

AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados. Letras maiúsculas comparam os anos na média dos tratamentos e letras minúsculas comparam os tratamentos para cada nutriente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$); ns= não significativo.

Os maiores teores de Zn, Mn e Fe da polpa foram determinados nos frutos colhidos em 2014, enquanto para o Cu, os maiores teores foram determinados nos frutos colhidos em 2015. Nota-se que os teores de Mn e Fe da polpa apresentaram uma grande variação entre as safras. Provavelmente, estas variações são decorrentes de respostas das plantas a fatores externos e independentes dos tratamentos, como, por exemplo, variações meteorológicas que tenham interferido no regime hídrico, temperatura ou estresses por geadas.

Na fração CS, detectou-se interação entre tratamentos e anos apenas para os teores de B (Tabela 7). Dentro de cada ano, houve diferença apenas nos teores dos frutos colhidos em 2014, quando o tratamento 100+100 apresentou teor superior aos tratamentos 200+0 e 100. Na comparação dos teores de cada tratamento determinados em cada ano, houve diferença apenas entre os teores do tratamento 100+100, de modo que os frutos colhidos em 2014 apresentaram teor de B da CS superior aos colhidos em 2015.

Para os teores de Cu e Mn da fração CS, embora sem interação, houve diferença entre os tratamentos na média dos anos e entre os anos, na média dos tratamentos (Tabela 7). Para ambos, os maiores teores foram determinados nos frutos colhidos em 2014. Além disso, os tratamentos AV e 100+100 apresentaram teores de Cu superiores ao tratamento 100, enquanto que em relação ao Mn, o tratamento AV apresentou teor superior aos tratamentos 100 e 100+100. Em relação aos teores de Zn, houve apenas diferença entre os tratamentos, na média dos anos, sendo que o tratamento 100 teve teor inferior aos demais tratamentos. Por fim, os teores de Fe não apresentaram nenhuma diferença estatística.

Os dados de produtividade de frutos referentes à safra 2013/2014 (Tabela 8) não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos, no nível de significância adotado (5%). Entretanto, os tratamentos que receberam a aplicação dos adubos orgânicos (200+0; 100 e 100+100) tiveram produtividades mais similares e com tendência de serem superiores à testemunha. Vale salientar que na safra 2014/2015 não foi possível avaliar a produtividade dos tratamentos, devido aos problemas climáticos (Figura 8) e fitossanitários que ocasionaram a queda prematura dos frutos. Em avaliações feitas por Petry et al. (2012) no mesmo pomar, na média do período entre 2008 e 2010, o tratamento com adubação verde (AV) foi mais produtivo que os tratamentos 200+0 e 100,

enquanto o tratamento 100+100 apresentou rendimento intermediário. Na ocasião, os autores atribuíram a menor produtividade dos tratamentos 200+0 e 100 ao desbalanço dos atributos químicos do solo, ocasionado pelas altas quantidades de composto sólido aplicadas ao solo.

Com base nos teores dos micronutrientes apresentados na Tabela 7, estimou-se a quantidade exportada de cada nutriente por tonelada de frutos colhidos (Tabela 8). Assim como observado para os teores dos nutrientes nos frutos, na média dos tratamentos, as quantidades exportadas foram estatisticamente superiores na safra 2013/2014, exceto para o B que não diferiu. Em relação aos tratamentos, na média das safras, observou-se diferença apenas entre os valores de exportação de Zn e Mn. Estas diferenças são irrelevantes em termos práticos, pois foram de miligramas por tonelada de frutos, além de não apresentarem uma associação específica com algum dos tratamentos.

Tabela 8. Produtividade de tangerineiras (safra 2013/2014) e exportação de micronutrientes pelos frutos em base úmida (safras 2013/2014 e 2014/2015), em função dos diferentes manejos da adubação orgânica do solo

Ano	Trat.	Produt. Mg ha ⁻¹	Exportação micronutrientes pelos frutos				
			Cu	Zn	Mn	Fe	B
			----- g Mg ⁻¹ -----				
2014	AV	11,3	3,45	1,80	0,88	8,70	4,73
	200+0	13,8	3,90	1,92	0,89	8,22	4,63
	100	13,0	3,26	1,47	0,76	7,65	5,15
	100+100	13,5	4,20	1,71	0,87	8,77	5,14
	Média	12,9	3,70 A	1,72 A	0,85 A	8,34 A	4,91
2015	AV	-	2,92	1,29	0,53	5,40	4,54
	200+0	-	3,07	1,43	0,45	4,33	4,46
	100	-	2,31	1,05	0,38	3,44	4,31
	100+100	-	3,80	1,57	0,43	5,13	4,51
	Média	-	3,03 B	1,33 B	0,45 B	4,57 B	4,45
Média anos	AV		3,19	1,54 ab	0,71 a	7,04	4,63
	200+0		3,49	1,67 a	0,67 a	6,28	4,54
	100		2,79	1,26 b	0,57 b	5,55	4,73
	100+100		4,00	1,63 a	0,65 a	6,95	4,82
	Média		3,37	1,53	0,65	6,46	4,68 ns

AV: adubação verde; 200+0: aplicação biennial de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados. Letras maiúsculas comparam os anos na média dos tratamentos e letras minúsculas comparam os tratamentos em cada nutriente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$); ns= não significativo.

Conforme apresentado na Tabela 8, o total exportado em g Mg^{-1} de fruto colhido foi, em média: 3,37; 1,53; 0,65; 6,46 e 4,68 para Cu, Zn, Mn, Fe e B, respectivamente. Em função da carência de dados sobre exportações para a cultura das tangerinas, comparou-se com as exportações médias determinadas para laranja por Bataglia et al. (1977), sendo: 1,2; 0,9; 2,8; 6,6 e 2,2 g Mg^{-1} para Cu, Zn, Mn, Fe e B, respectivamente. Portanto, as exportações estimadas neste trabalho são superiores às obtidas pelo autor citado para a maioria dos micronutrientes, exceto para o Mn, que foi inferior e para o Fe, que foi semelhante. Assim como discutido para os macronutrientes, essa maior concentração de nutrientes remete ao maior valor nutricional das tangerinas, em comparação com as laranjas. Além disso, variações na concentração dos nutrientes entre pomares são normais, sendo afetadas principalmente pelas espécies e variedades cítricas, solo, clima e adubações (Koller, 2009), além das variações nas determinações em laboratório.

Para facilitar a compreensão da quantidade de nutrientes exportados pela colheita dos frutos das tangerineiras, estimou-se a exportação para cada hectare (10.000 m^2) de pomar. Foram utilizados os dados de produtividade e os teores médios do micronutrientes determinados em cada fração (polpa e CS) dos frutos, referentes às avaliações da safra 2013/2014. Conforme apresentado na Figura 21, embora as produtividades obtidas neste pomar sejam baixas para a cultivar avaliada, as quantidades exportadas de micronutrientes são na ordem de gramas por hectare, mesmo para o Fe e B, que foram os mais exportados. Outro aspecto que merece destaque é que a maior proporção exportada dos nutrientes ocorreu nas partes consideradas não-comestíveis (CS), exceto o B, que foi exportado em maior quantidade pela parte comestível (polpa) dos frutos.

Considerando-se que a única forma de exportação de nutrientes do pomar seja pela colheita dos frutos e desconsiderando-se as perdas naturais decorrentes do escoamento superficial e da lixiviação, estimou-se o volume de composto sólido ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$) necessário para repor os nutrientes extraídos pela colheita dos frutos no pomar, sendo: 0,42 para Cu; 1,0 para Zn; 0,05 para Mn; 0,04 para Fe e 19,5 para B. Nota-se que a quantidade necessária é extremamente baixa para a maioria dos micronutrientes. Para o B o volume foi bem superior, mesmo assim corresponde a aproximadamente 20% da dose anual aplicada nos tratamentos 200+0 e 100 ($100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$).

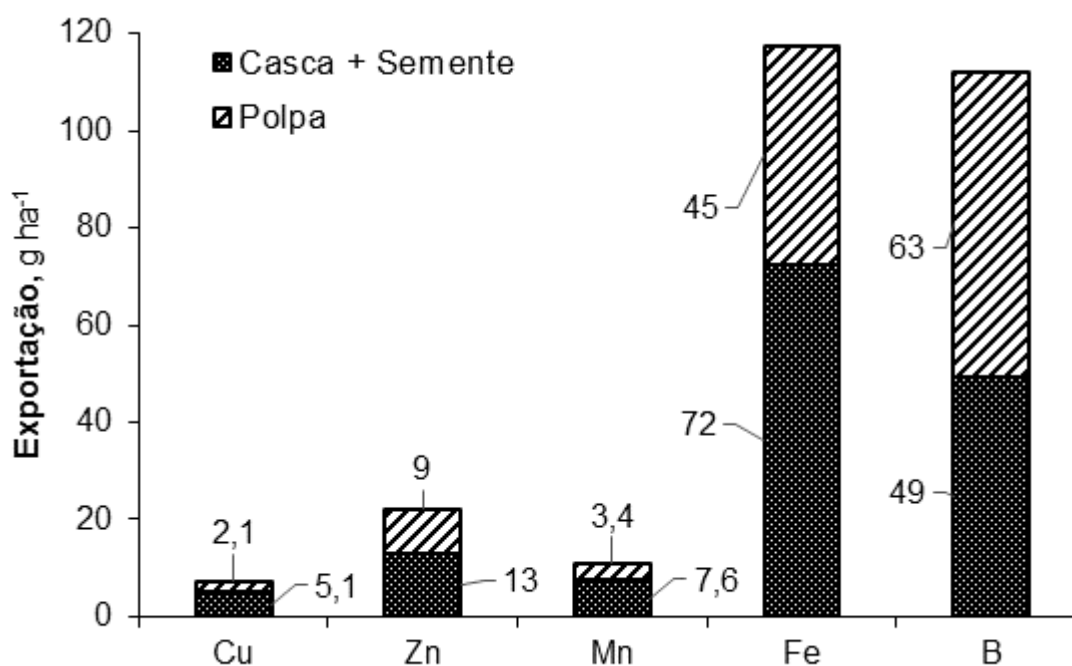


Figura 21. Exportação média de micronutrientes pela colheita dos frutos, com a divisão dos frutos em polpa e casca + semente, em pomar orgânico de tangerineiras.

Estas estimativas confirmam o que foi discutido ao longo deste estudo, de que as deficiências nutricionais diagnosticadas para a maioria dos micronutrientes não são decorrentes da falta de nutrientes no solo, mas sim pelo desequilíbrio químico ocasionado pelas altas quantidades de composto adicionado. No caso dos micronutrientes, embora o alto teor de CO contribua com a imobilização de determinada fração dos elementos, o principal atributo químico do solo responsável pela menor disponibilidade dos micronutrientes foi o pH alcalino do solo.

6.4. Conclusões

Embora a aplicação superficial dos adubos orgânicos tenha ocasionado o aporte de micronutrientes à camada superficial do solo, os teores de Cu e Mn considerados disponíveis às plantas foram menores que no tratamento testemunha, como consequência dos altos valores de pH, associados aos altos teores de C orgânico do solo.

Ao final do período avaliado, os teores foliares de Cu, Zn e Mn foram interpretados como insuficientes na maioria dos tratamentos, devido à baixa

disponibilidade no solo, ocasionada pelos altos valores de pH, além da possível ocorrência de efeitos antagônicos, resultantes do desbalanço dos nutrientes no solo.

Há necessidade de definir padrões dos teores foliares dos nutrientes para cada sistema de produção e para cada espécie e/ou variedade de plantas cítricas, para que se tenha informações mais precisas do estado nutricional das plantas.

A fração casca+sementes apresentou teores de micronutrientes maiores que os determinados na polpa dos frutos. Além disso, as quantidades de nutrientes adicionadas pelos fertilizantes foram muito maiores que as quantidades exportadas pela colheita dos frutos, que foram da ordem de g ha^{-1} .

7. CONSIDERAÇÕES GERAIS

Com base nos resultados dos três estudos, são feitas a seguir algumas considerações gerais, principalmente para contribuir para futuros trabalhos sobre este tema.

As doses e as quantidades totais de composto sólido testadas foram muito altas, considerando-se as características químicas e físicas do solo do pomar e do composto sólido, que ocasiona o desequilíbrio químico do solo, em função do aumento excessivo dos valores de pH, afetando a disponibilidade dos nutrientes às plantas.

O alto teor de carbono orgânico do solo não garante o fornecimento adequado de nitrogênio às plantas, possivelmente devido à baixa mineralização das formas orgânicas e perdas de formas amoniacais por volatilização (associado ao alto pH do solo).

A grande quantidade de nutrientes aportados ao solo, principalmente de cátions trocáveis, ocasionou o aumento das interações antagônicas entre os elementos minerais do solo, diminuindo a absorção de alguns nutrientes pelas tangerineiras.

As grandes quantidades de composto sólido aplicadas antes e durante o experimento ocultaram os efeitos ocasionados pela aplicação do biofertilizante líquido.

O composto sólido ocasionou um efeito prolongado no pH do solo. Desta forma, a suspensão da aplicação deste adubo deve ser mantida até que o pH atinja valores próximos a 6,0 e o eventual fornecimento de nutrientes deve

ser feito via aplicação foliar e/ou com o uso de fertilizantes orgânicos sem componentes alcalinos.

Assim como realizado em sistemas de produção convencional, através da escolha da formulação de fertilizantes minerais NPK, a adubação em sistemas orgânicos de produção deve ser realizada com o uso de diferentes fontes orgânicas, de modo que cada uma preconize a reposição de um determinado nutriente. Além disso, a determinação da dose a ser aplicada deve considerar todos os nutrientes e demais características químicas do adubo, a fim de permitir uma adubação equilibrada e sem excessos.

Para uma produção de até 20 Mg ha⁻¹ de tangerinas, um pomar adulto semelhante ao utilizado neste trabalho, com 555 plantas por hectare e com teores de NPK no solo interpretados como “Alto”, as doses recomendadas com base no Manual de Adubação de Calagem para os Estados do RS/SC são de 105 kg ha⁻¹ de N e de 24 kg ha⁻¹ de K₂O, não havendo necessidade de adubação fosfatada. Comparando-se com as quantidades de NPK aportadas pela aplicação de uma dose anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto orgânico (500 kg ha⁻¹ de N, 201 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 268 kg ha⁻¹ de K₂O), nota-se que a adição de nutrientes é muito superior tanto às recomendações do manual quanto às exportações decorrentes da colheita (46 kg ha⁻¹ de N, 13 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 42 kg ha⁻¹ de K₂O).

As menores quantidades de macronutrientes exportados pela colheita em relação às quantidades adicionadas pelo composto sólido sugerem a possibilidade de grandes perdas de nutrientes por lixiviação e escoamento superficial, sendo este facilitado pela baixa densidade do solo, decorrente dos altos teores de material orgânico presentes na camada superficial.

O uso de leguminosas como plantas de cobertura do solo nas entrelinhas dos pomares é uma importante e eficiente ferramenta para suprir parte da demanda de nitrogênio das tangerineiras através da fixação biológica, principalmente em sistemas de produção orgânica.

Com base nos teores dos nutrientes nos frutos das tangerineiras determinados neste trabalho e nos teores dos nutrientes das laranjas encontrados na literatura, verificou-se uma tendência de um maior valor nutricional das tangerinas.

Evidenciou-se também a necessidade de se determinar teores padrões para folhas e frutos nas diferentes espécies e cultivares de plantas cítricas cultivadas no Rio Grande do Sul, a fim de garantir maior precisão no diagnóstico do estado nutricional das plantas e nas recomendações de adubação dos pomares.

Além disso, verificou-se a necessidade de aprofundar as análises dos teores de nutrientes, buscando determinar as principais formas químicas presentes no solo em função dos tratamentos, utilizando técnicas como o fracionamento químico da fase sólida e a especiação química da solução do solo, no sentido de melhorar o entendimento quanto à disponibilidade e aproveitamento dos nutrientes pelas plantas.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, C. A. de; LOPES, A. S.; SANTOS, G. C. G. Micronutrientes. In: NOVAIS, R. F., et al (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 645-736.
- ABREU JUNIOR, C. H. et al. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. In: TORRADO, P. V. et al. (Ed.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. p. 391-470.
- ALLOWAY, B. J. Soil factors associated with zinc deficiency in crops and humans. **Environmental Geochemistry and Health**, Dordrecht, v. 31, p. 537-548, 2009.
- ALMEIDA, H. C. et al. Influência da adição de um resíduo alcalino da indústria de papel e celulose na lixiviação de cátions em um solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 1775-1784, 2008.
- ALPASLAN, M.; GUNES, A. Interactive effects of boron and salinity stress on the growth, membrane permeability and mineral composition of tomato and cucumber plants. **Plant and Soil**, The Hague, v. 236, p. 123-128, 2001.
- ALVES, V. M. C. et al. Cinética e translocação de fósforo em híbridos de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Rio de Janeiro, v. 33, p. 1047-1052, 1998.
- ALVES, V. M. C. et al. Acúmulo de nitrogênio e de fósforo em plantas de milho afetadas pelo suprimento parcial de fósforo às raízes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 2, p. 299-305, 1999.
- ANDERSSON, K. O. et al. Incremental acidification reveals phosphorus release dynamics in alkaline vertic soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 259–260, p. 35-44, 2015.
- ANIKWE, M. A. N.; NWOBODO, K. C. A. Long term effect of municipal waste disposal on soil properties and productivity of sites used for urban agriculture in Abakaliki, Nigeria. **Bioresource Technology**, Essex, v. 83, n. 3, p. 241-250, 2002.

- ANTONIOLLI, Z. I.; KAMINSKI, J. Micorrizas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 21, n. 3, p. 441-455, 1991.
- ARAÚJO, A. P.; MACHADO, C. T. T. Fósforo. In: FERNANDES, M. S. (Ed.). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p. 253-280.
- ARAUJO, L. C. de et al. Fontes de matéria orgânica como alternativa na melhoria das características químicas do solo e produtividade do Capim-Mombaça. **Revista Acadêmica de Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, v. 6, n. 1, p. 65-72, 2008.
- BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. Ácidos húmicos. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 61, p. 856-881, 2014.
- BALERINI, F. et al. Atributos químicos e macronutrientes do solo e estado nutricional de tangerineiras em função da adubação orgânica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 34, 2013, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: Epagri e SBCS, 2013a. Disponível em: <<http://www.eventossilos.org.br/cbcs2013/>>. Acesso em: 05 out. 2015.
- BALERINI, F. et al. Atributos químicos e micronutrientes do solo e estado nutricional de tangerineiras em função da adubação orgânica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 34, 2013, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: Epagri e SBCS, 2013b. Disponível em: <<http://www.eventossilos.org.br/cbcs2013/>>. Acesso em: 10 out. 2015.
- BARBOSA, F. E. L. et al. Crescimento, nutrição e produção da bananeira associados a plantas de cobertura e lâminas de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 12, p. 1271-1277, 2013.
- BARROWS, H. L.; KILMER, V. J. Plant nutrient losses from soils by water erosion. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 15, p. 303-316, 1963.
- BATAGLIA, O. C. et al. Composição mineral de frutos cítricos na colheita. **Bragantia**, Campinas, v. 36, n. 21, p. 215-221, 1977.
- BAYER, C.; BERTOL, I. Características químicas de um cambissolo húmico afetadas por sistemas de preparo, com ênfase à matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 687-694, 1999.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. de A. et al. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. P. 7-18.
- BENITES, V. D. M. et al. Potássio, cálcio e magnésio. In: PROCHNOW, L. I.; CASARIN, V.; STIPP, S. R. (Ed.). **Boas práticas para uso eficiente de fertilizantes**. Piracicaba: Internacional Plant Nutrition Institute, 2010. p. 133-204.
- BERTONI, J. C. **Fracionamento de Cd, Cu, Pb e Zn em solos oxídicos: proposta de metodologia e sua aplicabilidade para área contaminada**. 2003. 17 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.

- BIANCHIN, L. **Atributos químicos e especiação de cromo em solo com aplicação de resíduos de curtume e carbonífero em experimento de campo**. 2011. 114 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.
- BONINE, D. P.; JOÃO, P. L. **Estudo da cadeia produtiva dos citros no Vale do Caí/RS**. Porto Alegre: 2002. 74 p. (Boletim informativo).
- BORGES, M. R.; COUTINHO, E. L. M. Metais pesados do solo após aplicação de biossólido: I - Fracionamento. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 543-555, 2004.
- BRASIL. Lei nº 10.831, de 23 de dezembro de 2003. **Dispõe sobre a agricultura orgânica e dá outras providências**. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 24 dez. 2003. Seção 1, p.8
- BRASIL. Instrução normativa nº 46, de 06 de outubro de 2011. Estabelece o Regulamento Técnico para os Sistemas Orgânicos de Produção. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 07 out. 2011. Seção 1, p 4-8.
- BRENNAN, R. F. **Zinc application and its availability to plants**. 2005. 296 f. Tese (Doutorado) - Division of Science and Engineering, School of Environmental Science, Murdoch University, Perth, 2005.
- BÜLL, L. T. et al. Influência da relação K/(Ca+Mg) do solo na produção de matéria seca e na absorção de potássio por gramínea e leguminosa forrageiras: II. Absorção de potássio em função da relação K/(Ca+Mg) no complexo de troca do solo. **Científica**, Jaboticabal, v. 21, p. 67-75, 1993.
- BÜLL, L. T. et al. Fertilização potássica na cultura do alho vernalizado. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, p. 157-163, 2001.
- CAMPOS, J. S. D. **Cultura do citros**. Campinas: Coordenadoria de Assistência Técnica Integral, 1979. 100 p.
- CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F. et al (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 375-470.
- CHANG, C.; WHALEN, J. K.; HAO, X. Increase in phosphorus concentration of a clay loam surface soil receiving repeated annual feedlot cattle manure applications in southern Alberta. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 85, n. 5, p. 589-597, 2005.
- CHARDON, W. J.; FAASSEN, H. G. V. **Soil indicators for critical source areas of phosphorus leaching**. Wageningen: Netherlands Integrated Soil Research Program, 1999. 34 p.
- CHAUDHARY, D. R.; SHUKLA, L. M. Boron adsorption and desorption in arid soils of India. **Agrochimica**, Pisa, v. 48, p. 141-152, 2004.
- COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. Porto Alegre: SBCE-Súcleo Regional Sul, 2004. 394 p.
- CONSOLMAGNO NETO, D. **Combinação de doses de potássio e magnésio na produção e nutrição mineral do capim-Tanzânia**. 2006. 83 f.

- Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.
- CORRÊA, F. L. D. O. et al. Acúmulo de nutrientes em mudas de aceroleira adubadas com fósforo e zinco. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 24, p. 765-769, 2002.
- COURTNEY, R. G.; MULLEN, G. J. Soil quality and barley growth as influenced by the land application of two compost types. **Bioresource Technology**, Essex, v. 99, n. 8, p. 2913-2918, 2008.
- DATTA, S. P.; BHADORIA, P. B. S. Boron adsorption and desorption in some acid soils of West Bengal, India. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 162, p. 183-191, 1999.
- DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G. R. Elementos requeridos à nutrição de plantas: macro e micronutrientes. In: NOVAIS, R. F. et al (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 91-132.
- DOBERMANN, A.; FAIRHURST, T. **Rice: Nutrient Disorders and Nutrient Management**. Philippines: PPI, PPIC, IRRI, 2000. 191 p.
- DORNELES, E. P. **Atributos químicos de argissolo e exportação de nutrientes por culturas sob sistemas de preparo e de adubação**. 2011. 91 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.
- DORNELLES, C. M. M. Citricultura do Rio Grande do Sul. In: RODRIGUES, O. V. (Ed.). **Citricultura brasileira**. Campinas: Fundação Cargil, 1980.
- ECOCITRUS. Cooperativa do Citricultores Ecológicos do Vale do Caí. **Nossa história: A origem e evolução de um negócio sustentável**. Disponível em: <http://www.ecocitrus.com.br/index.php/home>. Acesso em: 08 dez. 2015.
- EDMEADES, D. C. The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 66, n. 2, p. 165-180, 2003.
- EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. rev. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230 p.
- EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3.ed. Brasília: Embrapa, 2013. 353 p.
- EPSTEIN, E.; BOOM, A. J. **Mineral nutrition of plants: principles and perspective**. 2.ed. Sunderland: Sinauer Associates, 2005. 400 p.
- ERNANI, P. R.; ALMEIDA, J. A.; SANTOS, F. C. Potássio. In: NOVAIS, R. F. et al (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 551-594.
- FADIGAS, F. S. et al. Concentrações naturais de metais pesados em algumas classes de solos brasileiros. **Bragantia**, Campinas, v. 61, n. 2, p. 151-159, 2002.

- FAGNANO, M. et al. Environmental and agronomic impact of fertilization with composted organic fraction from municipal solid waste: A case study in the region of Naples, Italy. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 141, n. 1-2, p. 100-107, 2011.
- FALLEIRO, R. M. et al. Influência dos sistemas de preparo nas propriedades químicas e físicas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 6, p. 1097-1104, 2003.
- FAO. **Food and agricultural commodities production**. Disponível em: <http://faostat3.fao.org/browse/rankings/countries_by_commodity/E>. Acesso em: 30 nov. 2015.
- FEE. **A agropecuária, o agronegócio e a economia gaúcha**. Disponível em: <<http://www.fee.rs.gov.br/sinteseilustrada/a-agropecuaria-o-agronegocio-e-a-economia-gaucha/>>. Acesso em: 28 dez. 2015.
- FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D. et al. Copper content of soils and river sediments in a winegrowing area, and its distribution among soil or sediment components. **Geoderma**, Amsterdam, v. 145, n. 1-2, p. 91-97, 2008.
- FERREIRA, D.F. **Sistema de análises de variância para dados balanceados**. Lavras: UFLA, 2000. (SISVAR 4.1).
- FERREIRO, A. et al. Improving the effectiveness of wood-ash fertilization in mixed mountain pastures. **Grass and Forage Science**, Chichester, v. 66, n. 3, p. 337-350, 2011.
- FIDALSKI, J.; AULER, P. A. M.; TORMEM, V. Relations among Valencia orange yields with soil and leaf nutrients in Northwestern Paraná, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 43, n. 4, 2000.
- FONSECA, J. A.; MEURER, E. J. Inibição da absorção de magnésio pelo potássio em plântulas de milho em solução nutritiva. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 47-50, 1997.
- FORTE, A. et al. GHGs-saving effects of minimum tillage, green manure and compost application on maize cropped soils in Northern and Southern Italy. In: GRIGNANI, C. et al. (Ed.). **Connecting different scales of Nuse in agriculture: XVI Nitrogen Workshop**. Turin, 2009. p. 155-156.
- GARCIA, W. J. et al. Translocation and accumulation of seven heavy metals in tissues of corn plants grown on sludge-treated strip-mined soil. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Washington, v. 27, p. 1088-1094, 1979.
- GIARDINI, L. Aspectti agronomici della gestione dei reflui zootecnici. **Rivista di Ingegneria Agraria**, Bologna, v. 12, p. 679-689, 1991.
- GILLES, L. et al. Perdas de água, solo, matéria orgânica e nutriente por erosão hídrica na cultura do milho implantada em área de campo nativo, influenciadas por métodos de preparo do solo e tipos de adubação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 5, p. 1427-1440, 2009.
- GIROTTO, E. et al. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 955-965, 2010.

- GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia**: processos ecológicos em agricultura sustentável. 2.ed. Porto Alegre: UFRGS, 2001. 653 p.
- GLÓRIA, N. A. Uso agrônomo de resíduos. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 20., 1992, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: Fundação Cargill, 1992. p. 195-212.
- GOLDBERG, S. Reactions of boron with soils. **Plant and Soil**, The Hague, v. 193, p. 35-48, 1997.
- GOLDBERG, S. et al. Prediction of boron adsorption by field samples of diverse textures. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 1379-1388, 2005.
- GOMES, S. B. V. et al. Distribuição de metais pesados em plantas de milho cultivadas em Argissolo tratado com lodo de esgoto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 6, p. 1689-1695, 2006.
- GPACC – GRUPO PAULISTA DE ADUBAÇÃO E CALAGEM PARA CITROS. **Recomendações de adubação e calagem para citros no Estado de São Paulo**. 3.ed. Cordeirópolis: Laranja, 1994. 27 p.
- GRAETZ, D. A.; NAIR, V. D. Fate of phosphorus in Florida Spodosols contaminated with cattle manure. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 5, p. 163-181, 1995.
- GRUPEX. **O cultivo de citros no Rio Grande do Sul**: referências tecnológicas. Porto Alegre: 2005. 141 p.
- GUILHERME, L. R. G.; ANDERSON, S. J. Copper sorption kinetics and sorption hysteresis in two oxide-rich soils (Oxisols). In: JENNE, E. A. (Ed.) **Adsorption of metals by geomedia**: variables, mechanisms and model applications. San Diego: Academic Press, 1998. p. 209-228.
- GUIMARÃES, L. C. et al. Adubação e nutrição do cafeeiro em sistema orgânico de produção. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 23, n. 215/215, p. 63-81, 2002.
- HAMM, A. A citricultura dentro do Programa Estadual de Fruticultura - PROFRUTA. In: CICLO DE PALESTRAS SOBRE CITRICULTURA DO RS, 12, 2005, Faxinal do Soturno, RS. **Anais...** Faxinal do Soturno, RS: CIPACITRI, 2005. p. 140.
- HANWAY, J. L.; OLSON, R. A. Phosphate nutrition of corn, sorghum, soybeans and small grains. In: KHASAWNEH, F. E.; SAMPLE, E. C.; KAMPRATH, E. J. (Ed.). **The role of phosphorus in agriculture**. Madison: American Society of Agronomy, 1980. p. 681-692.
- HARGREAVES, J. C.; ADL, M. S.; WARMAN, P. R. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 123, n. 1-3, p. 1-14, 2008.
- HE, Z. L.; YANG, X. E.; STOFFELLA, P. J. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, Stuttgart, v. 19, n. 2-3, p. 125-140, 2005.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção Agrícola Municipal 2014**. Disponível em:

- <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/agric/default.asp?t=3&z=t&o=11&u1=1&u2=1&u4=34&u5=1&u6=1&u3=34>>. Acesso em: 02 dez. 2015.
- INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Banco de dados meteorológicos para ensino e pesquisa (BDMEP)**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>>. Acesso em: 06 out. 2016.
- IWEGBUE, C. M. A.; NWAJELI, G. E.; OSAKWE, S. A. Recycling waste in agriculture: Efficacy and composting in ameliorating trace metal availability and soil borne pathogens. **European Journal of Scientific Research**, Victoria, v. 11, n. 3, p. 572-577, 2005.
- IWEGBUE, C. M. A. et al. Fractionation, characterization and speciation of heavy metals in composts and compost-amended soils. **African Journal of Biotechnology**, Nairobi, v. 6, n. 2, p. 67-78, 2007.
- KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4.ed. Boca Raton: 2010. 505 p.
- KALBASI; RACZ, G. J.; LOEWER-RUDGERS. Mechanism of zinc adsorption by iron and aluminium oxides. **Soil Science**, Baltimore, v. 125, p. 146-150, 1978.
- KAMPRATH, E. J. Enhanced phosphorous status of maize resulting from nitrogen fertilization of high phosphorous soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 52, p. 522-526, 1987.
- KAYA, C. et al. Supplementary phosphorus can alleviate boron toxicity in tomato. **Scientia Horticulturae**, Amsterdam, v. 121, n. 3, p. 284-288, 2009.
- KEREN, R.; COMMUNAR, G. Boron sorption on wastewater dissolved organic matter: pH effect. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 73, n. 6, p. 2021-2025, 2009.
- KEY, J. L.; KURTZ, L. T.; TUCKER, B. B. Influence of ratio of exchangeable calcium-magnesium on yield and composition of soybeans and corn. **Soil Science**, Baltimore, v. 4, p. 265-271, 1962.
- KIDD, P. S. et al. Bioavailability and plant accumulation of heavy metals and phosphorus in agricultural soils amended by long-term application of sewage sludge. **Chemosphere**, Oxford, v. 66, n. 8, p. 1458-1467, 2007.
- KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 492 p.
- KLEINHOFES, A.; WARNER, R. L. Advances in nitrate assimilation in intermediary nitrogen metabolism. In: MIFLIN, B. J.; LEA, P. J. (Ed.). **The biochemistry of plants**. San Diego: Academic Press, 1990. p. 89-120.
- KOLLER, O. C. et al. Estado nutricional dos citros na região produtora do Rio Grande do Sul. **Agronomia Sulriograndense**, Porto Alegre, v. 22, n. 2, p. 185-204, 1986.
- KOLLER, O. C. Nutrição mineral e adubação. In: KOLLER, O. C. (Ed.). **Citricultura - Cultura de tangerineiras: tecnologia de produção, pós-colheita e industrialização**. Porto Alegre: Rígel, 2009. p. 121-152.
- KOLLER, O. L.; SOPRANO, E. Principais cultivares cítricos. In: KOLLER, O. L. (Ed.). **Citricultura catarinense**. Florianópolis: Epagri, 2013. p. 57-120.

- KOPITTKE, P. M.; MENZIES, N. W. A review of the use of the basic cation saturation ratio and the "ideal" soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 71, n. 2, p. 259-265, 2007.
- KOTTEK, M. et al. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, Frankfurt, v. 15, n. 3, p. 259-263, 2006.
- KRAY, C. H. et al. Tannery and coal mining waste disposal on soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. esp., p. 2877-2882, 2008.
- KRISHNASAMY, R. et al. Boron adsorption on semiarid soils of Tamil Nadu, India. In: XU et al. (Ed.). **Advances in plant and animal boron nutrition**. Dordrecht: Springer, 2007. p. 331-343.
- KWON, S.-I. et al. Long-term assessment of the environmental fate of heavy metals in agricultural soil after cessation of organic waste treatments. **Environmental Geochemistry and Health**, Surrey, v. 36, n. 3, p. 409-419, 2014.
- LINDSAY, W. L. Zinc in soils and plant nutrition. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 24, p. 147-186, 1972.
- LONCARIC, R.; KANISEK, J.; LONCARIC, Z. Mineral or organic fertilization: financial aspects. **European Scientific Journal**, Archamps, v. 1, p. 133-138, 2013.
- LONERAGAN, J. F. et al. Phosphorus toxicity as a factor in zinc-phosphorus interaction in plants. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 43, p. 966-972, 1979.
- LONERAGAN, J. F.; WEBB, M. J. Interactions between zinc and other nutrients affecting the growth of plants. In: ROBSON, A. D. (Ed.). **Zinc in soils and plants**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993. p. 119-134.
- MACHADO, C. T. T. **Caracterização de genótipos de milho quanto a parâmetros morfológicos, fisiológicos e microbiológicos associados à eficiência de absorção e uso de fósforo**. 2000. 365 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2000.
- MACLEOD, L. B. Effects of N, P and K and their interactions on the yield and kernel weight of barley in hydroponic culture. **Agronomy Journal**, Madison, v. 16, p. 26-29, 1969.
- MAGALHÃES, J. R.; HUBER, D. M.; TSAI, C. Y. Influence of the form of nitrogen on ammonium, aminoacids and N-assimilating enzyme activity in maize genotypes. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v. 18, p. 747-763, 1995.
- MAJIDI, A. et al. Adsorption and desorption processes of boron in calcareous soils. **Chemosphere**, Oxford, v. 80, n. 7, p. 733-739, 2010.
- MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2.ed. London: Academic Press, 1995. 889 p.
- MARSCHNER, P.; RENGEL, Z. **Nutrient cycling in terrestrial ecosystems**. 10.ed. Heidelberg: Springer-Verlag, 2007. 397 p.

- MARTENS, D. C.; WESTERMANN, D. T. Fertilizer applications for correcting micronutrient deficiencies. In: MORTVEDT, J. J. et al (Ed.). **Micronutrients in agriculture**. Madison: Soil Science Society of America, 1991. p. 549-592.
- MARTINS, A. L. C. et al. Produção de grãos e absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho em solo adubado com lodo de esgoto, com e sem calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 563-574, 2003.
- MATTIAS, J. L. et al. Copper, zinc and manganese in soils of two watersheds in Santa Catarina with intensive use of pig slurry. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 1445-1454, 2010.
- MATTOS JR, D. et al. Superfícies de resposta do tangor 'Murcott' à fertilização com N, P e K. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 26, n. 1, p. 164-167, 2004.
- MATTOS JR, D.; QUAGGIO, J. A.; CANTARELLA, H. Citros. In: CRISÓSTOMO, L. A.; NAUMOV, A. (Ed.). **Adubando para alta produtividade e qualidade: fruteiras tropicais do Brasil**. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2009. p. 70-88. (Instituto Internacional de Potassa: Boletim Nº 18).
- MATTOS JR, D. et al. Soil nutrient availability and its impact on fruit quality of Tahiti acid lime. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 32, n. 1, p. 335-342, 2010.
- MATTOS JR., D. et al. Nutrient content of biomass components of Hamlin sweet orange trees. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 60, n. 1, p. 155-160, 2003.
- MATZENAUER, R. et al. **Atlas Climático**: Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura Pecuária e Agronegócio; Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (FEPAGRO), 2011. Disponível em: <http://www.cemet.rs.gov.br/lista/676/Atlas_Clim%C3%A1tico_do_Rio_Grande_do_Sul>. Acesso em: 10 out. 2016.
- MCBRIDE, B. M. **Environmental chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1994. 466 p.
- MEDEIROS, J. C. et al. Relação cálcio:magnésio do corretivo da acidez do solo na nutrição e no desenvolvimento inicial de plantas de milho em um Cambissolo Húmico Álico. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 29, n. 4, p. 799-806, 2008.
- MELLO, S. C.; VITTI, G. C. Influência de materiais orgânicos no desenvolvimento do tomateiro e nas características químicas do solo em ambiente protegido. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 20, p. 452-458, 2002.
- MELLONI, R. et al. Fósforo adicionado e fungos micorrízicos arbusculares no crescimento e nutrição mineral de limoeiro-cravo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, p. 767-775, 2000.
- MENGEL, K.; KIRKBY, E. A. **Principles of plant nutrition**. 5.ed. Dordrecht: Kluwer Academic, 2001. 849 p.
- MEURER, E. J.; RHENHEIMER, D.; BISSANI, C. A. Fenômenos de sorção em solos. In: MEURER, E. J. (Ed.). **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: UFRGS, 2008. p. 117-162.

- MIOTTO, A. et al. Copper uptake, accumulation and physiological changes in adult grapevines in response to excess copper in soil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 374, p. 593-610, 2014.
- MITCHELL, G. A.; BINGHAM, F. T.; PAGE, A. L. Yield and metal composition of lettuce and wheat grown on soils amended with sewage sludge enriched with cadmium, copper, nickel and zinc. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 7, p. 165-171, 1978.
- MIYASAWA, M.; CHIERICE, G. O.; PAVAN, M. A. Amenização da toxicidade de alumínio às raízes do trigo pela complexação com ácidos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 16, p. 209-215, 1992.
- MKHABELA, M. S.; WARMAN, P. R. The influence of municipal solid waste compost on yield, soil phosphorus availability and uptake by two vegetable crops grown in a Pugwash sandy loam soil in Nova Scotia. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 106, n. 1, p. 57-67, 2005.
- MORDOĞAN, N. et al. Effect of organic fertilization on fig leaf nutrients and fruit quality. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v. 36, n. 7, p. 1128-1137, 2013.
- MORTON, A. & PROEBST, D. **Organic citrus resource guide**. Nova Zelândia: Soil and Health Association of New Zealand Inc. and Bio Dynamic Association in New Zealand Inc, 2003. Disponível em: <www.organicnz.org>. Acesso em: 12 abr. 2013.
- MUCHOVEJ, R. M. C. et al. Effect of liming levels and Ca:Mg ratios on yields, nitrogen content and nodulation of soybeans grown in acid cerrado soil. **Journal Soil Science**, Madison, v. 37, p. 235-240, 1986.
- MUNIZ, A. S. et al. Disponibilidade de fósforo e recomendação de adubação avaliadas por meio de extratores químicos e do crescimento de soja em amostras de solo com diferentes valores do fator capacidade. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 34, p. 125-151, 1987.
- NABLE, R. O.; BANUELOS, G. S.; PAULL, J. G. Boron toxicity. **Plant and Soil**, The Hague, v. 193, p. 181-198, 1997.
- NAVA, G. Produção e crescimento da macieira 'Fuji' em resposta a adubação orgânica e manejo de plantas espontâneas. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 32, n. 4, p. 1231-1237, 2010.
- NOVAIS, R. F.; KAMPRATH, E. J. Fósforo recuperado em três extratores químicos como função do fósforo aplicado ao solo e do "fator capacidade". **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 3, p. 41-46, 1979.
- NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. N. Fósforo. In: NOVAIS, R. F. et al (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 471-550.
- OBREZA, T. A. et al. Recommended Fertilizer Rates and Timing. In: OBREZA, T. A.; MORGAN, K. T. (Ed.). **Nutrition of Florida citrus tree**. Florida: University of Florida, UF-IFAS, 2008. p. 48-59.
- OJEKAMI, A. et al. Phosphorus mobility in a soil with long term manure application. **Journal of Agricultural Science**, Toronto, v. 3, n. 3, p. 25-38, 2011.

- OLIVEIRA, E. L. Rendimento de matéria seca e absorção de cálcio e magnésio pelo milho em função da relação cálcio/magnésio no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 17, p. 383-388, 1993.
- OLIVEIRA, E. L.; PARRA, M. S. Resposta do feijoeiro a relações variáveis entre cálcio e magnésio na capacidade de troca de cátions de latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 5, p. 859-866, 2003.
- OLIVEIRA, R. P. de et al. Estado da arte da produção orgânica de citros no Rio Grande do Sul. In: OLIVEIRA, R. P. D. et al. (Ed.). **Produção orgânica de citros no Rio Grande do Sul**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2010. p. 30-39. (Sistemas de produção nº 20).
- OLSEN, S. R.; KHASAWNEH, F. E. Use and limitations of physical-chemical criteria for assessing the status of phosphorus in soils. In: KHASAWNEH, F. E.; SAMPLE, E. C.; KAMPRATH, E. J. (Ed.). **The role of phosphorus in agriculture**. Madison: American Society of Agronomy, 1980. p. 361-410.
- PANZENHAGEN, N. V. et al. Aspectos técnico-ambientais da produção orgânica na região citrícola do Vale do Rio Caí, RS. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, p. 90-95, 2008.
- PEGORARO, F. R. et al. Diffusive flux of cationic micronutrients in two Oxisols as affected by low molecular weight organic acids and cover crop residue. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 168, n. 3, p. 334-340, 2005.
- PEREZ, D. V. et al. Composted municipal waste effects on chemical properties of a Brazilian soil. **Bioresource Technology**, Essex, v. 98, n. 3, p. 525-33, 2007.
- PETRY, H. B. **Sistemas de cultivo orgânico e convencional de laranjeiras “Valência” em Montenegro-RS**. 2012. 131 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Fitotecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.
- PETRY, H. B. et al. Adubação com compostos orgânicos e cobertura verde do solo em pomar de tangerineiras sob cultivo orgânico. **Pesquisa Agropecuária Gaúcha**, Porto Alegre, v. 18, n. 2, p. 156-166, 2012.
- PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, T. T.; VANCE, G. F. **Soils and environmental quality**. 3.ed. Boca Raton: Taylor & Francis Group, 2005. 569 p.
- PIETRZACKA, R. **Caracterização física e química de um argissolo em área de citricultura orgânica com diferentes manejos da cobertura vegetal do solo**. 2009. 106 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.
- PIGOZZO, A. T. J. et al. Transition metal rates in latosol twice treated with sewage sludge. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 49, p. 515-526, 2006.
- POTASH PHOSPHATE INSTITUTE. **Manual internacional de fertilidade do solo**. 2.ed. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1989. 177 p.

- PRADO, R. M. **Nutrição das plantas**. São Paulo: UNESP, 2008. 407 p.
- QUADROS, R. M. B.; BELLOTE, A. F. J.; DIONÍSIO, J. A. Observações sobre as propriedades químicas do solo e de excrementos de minhocas em plantios de *Eucalyptus grandis*. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, v. 45, p. 29-39, 2002.
- RAIJ, B. van A capacidade de troca de cátions das frações orgânica e mineral em solos. **Bragantia**, Campinas, v. 28, p. 85-112, 1969.
- RODRIGUES, L. R.; DORNELLES, A. L. C. Origem e caracterização horticultural da tangerina "Montenegrina". **Laranja**, Cordeirópolis, v. 20, n. 1, p. 167-185, 1999.
- RODRIGUEZ, O.; VIÉGAS, F. C. P. **Citricultura brasileira**. Campinas: Fundação Cargill, v. 1, 1980. 739 p.
- ROSA, C. **Levantamento de dados da área cultivada e as variedades de citros na região do Alto Uruguai - Rio Grande do Sul**. 2010. 49 f. Monografia (MBA) - Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, RS, 2010.
- ROSOLEM, C. A.; MACHADO, J. R.; BRINHOLI, O. Efeito das relações Ca/Mg, Ca/K e Mg/K do solo na produção de sorgo sacarino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Rio de Janeiro, v. 19, p. 1443-1448, 1984.
- ROTKITTIKHUN, P. et al. Growth and lead accumulation by the grasses *Vetiveria zizanioides* and *Thysanolaena maxima* in lead-contaminated soil amended with pig manure and fertilizer: a glasshouse study. **Chemosphere**, Oxford, n. 66, p. 45-53, 2007.
- SALTALI, K.; BILGILI, A. V.; TARAKCIOGLU, C. Boron adsorption in soils with different characteristics. **Asian Journal of Chemistry**, Weinheim, v. 17, n. 4, p. 2487-2494, 2005.
- SAMPLE, E. C.; SOPER, R. J.; RACZ, G. J. Reactions of phosphate fertilizers in soils. In: KHASAWNEH, F. E.; SAMPLE, E. C.; KAMPRATH, E. J. (Ed.). **The role of phosphorus in agriculture** Madison: American Society of Agronomy, 1980. p. 471-514.
- SANTOS, C. V. dos. **Atributos físicos do solo e sistema radicular de bergamoteiras sob diferentes manejos da cobertura de entrelinhas do pomar**. 2013. 103 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.
- SANTOS, H. C. et al. Cu e Zn na cultura do sorgo cultivado em três classes de solos: I. Crescimento vegetativo e produção. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, n. 2, p. 125-130, 2009.
- SANZONOWICZ, C.; MIELNICZUK, J. Distribuição de potássio no perfil de um solo, influenciado pela planta, fontes e métodos de aplicação de adubos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 9, p. 45-50, 1985.

- SARTORI, I. A. et al. Efeito da poda, raleio de frutos e uso de fitorreguladores na produção de tangerineiras (*Citrus deliciosa* Tenore) cv. Montenegrina. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 29, n. 1, p. 5-10, 2007.
- SAVANACHI, E. **Edição especial: Mercado brasileiro citrusBR**. Disponível em: <<http://www.citrusbr.com/revista/maio2015/>> Acesso em: 10 nov. 2015.
- SEBRAE. – **Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas: O cultivo e o mercado da tangerina**. Disponível em: <http://www.sebrae.com.br/sites/PortalSebrae/artigos/O-cultivo-e-o-mercado-da-tangerina>. Acesso em: 18 nov. 2015.
- SEGANFREDO, M. A. Os dejetos de suínos são um fertilizante ou um poluente do solo? **Caderno de Ciência & Tecnologias**, Brasília, v. 16, n. 3, p. 129-141, 1999.
- SERRAMIÁ, N. et al. Changes in soil humic pools after soil application of two-phase olive mill waste compost. **Geoderma**, Amsterdam, v. 192, p. 21-30, 2013.
- SHUMAN, L. M. Mineral nutrition. In: WILKINSON, R. E. (Ed.). **Plant-environment interactions**. New York: Marcel Dekker, 1994. p. 149-182.
- SILVA, C. A. Uso de resíduos orgânicos da agricultura. In: SANTOS, G. de A. et al. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 597-624.
- SILVA, I. R. da; MENDONÇA, E. de S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F. et al. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 275-374.
- SILVA, M. L. S.; TREVIZAM, A. R. **Interações iônicas e seus efeitos na nutrição das plantas**. Piracicaba: IPNI, 2015. 10-16 p. (Informações Agronômicas, n.146).
- SILVEIRA, M. L. A. et al. Energia livre da reação de adsorção de cobre em latossolos ácidos. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 56, n. 4, p. 1117-1122, 1999.
- SIMS, J. T.; SIMARD, R. R.; JOERN, B. C. Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, n. 2, 1998.
- SINGH, J. P.; KARAMANOS, R. E.; STEWART, J. W. B. The mechanism of phosphorus-induced zinc deficiency in bean (*Phaseolus vulgaris* L.). **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 68, p. 345-358, 1988.
- SINGH, J. P.; DAHIYA, D. J.; NARWAL, R. P. Boron uptake and toxicity in wheat in relation to zinc supply. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 24, p. 105-110, 1990.
- SINGH, M.; SINGH, V. P.; DAMODAR REDDY, D. Potassium balance and release kinetics under continuous rice–wheat cropping system in Vertisol. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 77, n. 2–3, p. 81-91, 2002.
- SOTIROPOULOS, T. E.; THERIOS, I. N.; DIMASSI, K. N. Calcium application as a means to improve tolerance of kiwifruit (*Actinidia deliciosa* L.) to boron toxicity. **Scientia Horticulturae**, Amsterdam, v. 81, p. 443-449, 1999.

- SOUSA, D. M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S. A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R. F. et al. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 205-274.
- SOUZA, E. L. S.; SCIVITTARO, W. B.; OLIVEIRA, R. P. D. Correção do solo e adubação. In: OLIVEIRA, R. P. D. et al. (Ed.). **Produção orgânica de citros no Rio Grande do Sul**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2010. p. 104-121.
- SOUZA, R. A. S. **Metais pesados e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos em solos após dois anos da aplicação de composto de lixo e lodo de esgoto**. 2009. 172 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.
- SOUZA, R. A. S. et al. Extração sequencial de zinco e cobre em solos tratados com lodo de esgoto e composto de lixo. **Química Nova**, São Paulo, v. 35, n. 2, p. 308-314, 2012.
- SOUZA, S. R.; FERNANDES, M. S. Nitrogênio. In: FERNANDES, M. S. (Ed.). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p. 215-252.
- SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. 2.ed. San Diego: Academic Press, 2003. 352 p.
- SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989. 277 p.
- SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. 2.ed. New York: Oxford University Press, 2008. 329 p.
- STEINER, F.; LANA, M. D. C. Effect of pH on boron adsorption in some soils of Paraná, Brazil. **Chilean Journal of Agricultural Research**, Santiago de Chile, v. 73, n. 2, p. 181-186, 2013.
- STEVENSON, F. J.; ARDAKANI, M. S. Organic matter reactions involving micronutrients in soils. In: MORTVEDT, J. J.; GIORDANO, P. M.; LINSASAY, W. L. (Ed.). **Micronutrients in agriculture**. Madison: Soil Science of America, 1972. p. 79-114.
- SWINGLE, W. T.; REECE, P. C. The botany of Citrus and its wild relatives. In: REUTHER, W.; BATCHELOR, L. D.; WEBBER, H. J. (Ed.). **The Citrus Industry**. Berkeley: University of California, 1967. p. 190-430.
- TAN, K. H. **Principles of soil chemistry**. 3. ed. New York: Marcel Dekker, 1998. 521 p.
- TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre: Departamento de Solos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 144 p. (Boletim Técnico, n.5)
- TEDESCO, M. J. et al. Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente. In: SANTOS, G. De A. et al (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 113-135.

- TSADILAS, C. D. Soil Contamination with boron due to irrigation with treated municipal waste water boron in soils and plants. In: BELL, R. W.; RERKASEM, B. (Ed.). **Boron in soils and plants**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1997. p. 265-270.
- TUNESI, S.; POGGI, V.; GESSA, C. Phosphate adsorption and precipitation in calcareous soils: the role of calcium ions in solution and carbonate minerals. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 53, p. 219-227, 1999.
- VAN ASTEN, P. J. A. et al. Explaining yield gaps on farmer-identified degraded and non-degraded soils in a Sahelian irrigated rice scheme. **Netherlands Journal of Agricultural Science**, Wageningen, v. 50, n. 3-4, p. 277-296, 2003.
- VAN ASTEN, P. J. A. et al. Effect of straw application on rice yields and nutrient availability on an alkaline and a pH-neutral soil in a Sahelian irrigation scheme. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Wageningen, v. 72, n. 3, p. 255-266, 2005.
- VIANA, E. M. **Interação de nutrientes e potássio na nutrição, no teor de clorofila e na atividade da redutase do nitrato em plantas de trigo**. 2007. 95 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.
- VINCINI, M.; CARINI, F.; SILVA, S. Use of alkaline fly ash as an amendment for swine manure. **Bioresource Technology**, Essex, v. 49, n. 3, p. 213-222, 1994.
- VITTI, G. C.; CABRITA, J. R. M. **Nutrição e adubação de citros**. Jaboticabal: Funep, 1998. 31 p. (Boletim citrícola, 4)
- WANG, X. et al. Pedological characteristics of Mn mine tailings and metal accumulation by native plants. **Chemosphere**, Oxford, v. 72, n. 9, p. 1260-1266, 2008.
- WEBBER, H. J.; REUTHER, W.; LAWTON, H. W. History and development of the citrus industry. In: REUTHER, W.; WEBBER, H. J.; BATCHELOR, L. D. (Ed.). **The citrus industry**. Berkeley: University of California Press, 1967. p. 1-39.
- WENG, L. et al. Complexation with Dissolved Organic Matter and Solubility Control of Heavy Metals in a Sandy Soil. **Environmental Science & Technology**, Easton, v. 36, n. 22, p. 4804-4810, 2002.
- WESTERMAN, P. W.; BICUDO, J. R. Management considerations for organic waste use in agriculture. **Bioresource Technology**, Essex, v. 96, n. 2, p. 215-221, 2005.
- WHALEN, J. K. et al. Cattle manure amendments can increase the pH of acid soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 3, p. 962-966, 2000.
- WILKINSON, S. R.; GRUNES, D. L.; SUMMER, M. E. Nutrient interaction in soil and plant nutrition. In: SUMMER, M. E. (Ed.). **Handbook of soil science**. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. 89-112.

- XU, J. M.; TANG, C.; CHEN, Z. L. The role of plant residues in pH change of acid soils differing in initial pH. **Soil Biology and Biochemistry**, Westchester, v. 38, n. 4, p. 709-719, 2006.
- YERMIYAHU, U.; KEREN, R.; CHEN, Y. Effect of composted organic matter on boron uptake by plants. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 65, n. 5, p. 1436-1441, 2001.
- ZECH, W. et al. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**, Amsterdam, v. 79, n. 1-4, p. 117-161, 1997.
- ZHANG, F. et al. Potassium nutrition of crops under varied regimes of nitrogen supply. **Plant and Soil**, The Hague, v. 335, n. 1-2, p. 21-34, 2010.
- ZHANG, Y. et al. Sheep manure application increases soil exchangeable base cations in a semi-arid steppe of Inner Mongolia. **Journal of Arid Land**, Pequim, v. 7, n. 3, p. 361-369, 2015.
- ZHANG, Y. et al. Maize yield and soil fertility with combined use of compost and inorganic fertilizers on a calcareous soil on the North China Plain. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 155, p. 85-94, 2016.
- ZHENG, S. A.; ZHENG, X. Q.; CHEN, C. Transformation of metal speciation in purple soil as affected by waterlogging. **International Journal of Environmental Science and Technology**, Tehran, v. 10, n. 2, p. 351-358, 2013.
- ZULIAN, A.; DÖRR, A. C.; ALMEIDA, S. C. Citricultura e agronegócio cooperativo no Brasil. **REGET/UFSM**, Santa Maria, v. 11, n. 11, p. 2290-2306, 2013.

9. APÊNDICES

Apêndice 1. Caracterização química do solo da área nativa (referência) e dos tratamentos na implantação do experimento (2007)

Característica	Camada do solo (cm)	Área nativa	Início do experimento (2007) ⁽²⁾			
			A	B	C	D
pH	0-10	5,6 ±0,3	7,6 ±0,1	7,7 ±0,0	7,5 ±0,0	7,6 ±0,1
	10-20	5,1 ±0,4	7,5 ±0,1	7,3 ±0,1	7,0 ±0,1	7,6 ±0,1
C (g kg ⁻¹)	0-10	11,2 ±0,1	29,1 ±0,2	17,7 ±0,1	22,4 ±0,2	21,5 ±0,1
	10-20	6,1 ±0,1	7,4 ±0,0	6,4 ±0,0	8,1 ±0,1	7,0 ±0,1
CTC (cmol _c dm ⁻³)	0-10	6,7 ±0,4	14,5 ±1,3	10,7 ±0,4	11,5 ±0,7	12,5 ±0,7
	10-20	5,0 ±0,8	6,0 ±0,2	5,6 ±0,3	6,2 ±0,4	6,1 ±0,2
P (mg dm ⁻³)	0-10	17,5 ±5,1	149 ±8	122 ±18	125 ±25	143 ±16
	10-20	7,1 ±2,3	30,5 ±5,3	21,0 ±2,3	24,8 ±4,8	27,3 ±2,3
K (mg dm ⁻³)	0-10	32,3 ±6,3	80,0 ±2,7	94,0 ±5,7	115,5 ±8,8	83,3 ±8,4
	10-20	21,7 ±4,3	36,8 ±1,7	46,5 ±5,2	62,0 ±2,7	42,3 ±2,9
Ca (cmol _c dm ⁻³)	0-10	3,6 ±0,1	12,4 ±1,3	8,9 ±0,4	9,2 ±0,6	10,7 ±0,7
	10-20	2,1 ±0,4	4,6 ±0,2	4,1 ±0,3	4,2 ±0,4	4,8 ±0,2
Mg (cmol _c dm ⁻³)	0-10	0,5 ±0,1	1,1 ±0,1	0,8 ±0,1	1,1 ±0,1	0,8 ±0,0
	10-20	0,4 ±0,1	0,4 ±0,0	0,4 ±0,0	0,6 ±0,0	0,4 ±0,0
S ⁽¹⁾ (cmol _c dm ⁻³)	0-10	4,2 ±0,1	13,6 ±1,3	9,9 ±0,5	10,5 ±0,7	11,7 ±0,7
	10-20	2,5 ±0,4	5,0 ±0,2	4,6 ±0,3	4,9 ±0,4	5,2 ±0,2
Cu (mg dm ⁻³)	0-10	0,7 ±0,1	2,1 ±0,3	3,1 ±0,8	3,8 ±0,3	1,9 ±0,6
	10-20	0,8 ±0,1	1,1 ±0,0	1,2 ±0,1	1,7 ±0,2	1,3 ±0,1
Zn (mg dm ⁻³)	0-10	6,7 ±1,6	9,9 ±1,6	11,4 ±1,0	14,8 ±1,5	16,5 ±0,9
	10-20	2,5 ±1,0	2,2 ±0,2	2,0 ±0,4	2,8 ±0,2	2,9 ±0,4
Mn (mg dm ⁻³)	0-10	70,7 ±9,7	1,3 ±0,3	1,0 ±0,0	1,3 ±0,3	1,0 ±0,0
	10-20	35,7 ±5,1	1,3 ±0,3	2,0 ±0,0	3,5 ±1,0	1,0 ±0,0
B (mg dm ⁻³)	0-10	0,42 ±0,0	0,4 ±0,0	0,3 ±0,0	0,3 ±0,0	0,4 ±0,0
	10-20	0,29 ±0,0	0,3 ±0,0	0,3 ±0,0	0,3 ±0,0	0,3 ±0,0

⁽¹⁾ Soma de Bases; ⁽²⁾ Obtido do banco de dados do experimento.

Apêndice 2. Descrição dos procedimentos adotados na preparação das amostras de frutos para a posterior determinação da concentração de nutrientes

- a) pesou-se os dez frutos de cada amostra, obtendo-se a massa total;
- b) fracionou-se os frutos em polpa, casca e sementes, armazenando cada uma das frações em recipientes específicos;
- c) pesou-se a massa total das cascas e das sementes, separadamente, acondicionando-as em envelopes de papel para secagem em estufa, a 65°C;
- d) devido à alta concentração de açúcares na polpa da tangerina, cuja secagem em estufa torna as amostras com aspecto pegajoso e dificulta a moagem, a desidratação foi feita por meio da técnica de liofilização; a liofilização causa a desidratação por sublimação; por ser inviável realizar a liofilização da polpa de todos os frutos, amostrou-se, de forma aleatória, em torno de 70 g da polpa *in natura*, que foi acondicionada em dois tubos tipo “falcon”, anotando-se a massa exata da polpa em cada tubo; os tubos foram vedados com filme plástico, tampados e congelados em ultrafreezer (-80°C); após, foram levados ao liofilizador; a polpa restante foi descartada, visto que a massa total da polpa foi obtida por diferença entre a massa total dos frutos e da casca + sementes;
- e) após a desidratação da polpa no liofilizador notou-se que a polpa não estava totalmente seca; então as amostras foram levadas para a estufa a uma temperatura máxima de 65°C para completar a secagem do material; nesta etapa, como a umidade remanescente da polpa era bem inferior à umidade inicial, o material tornou-se menos pegajoso;
- f) após a secagem da casca, das sementes e da polpa, estas foram pesadas novamente para determinar a massa seca e calcular a umidade gravimétrica de cada parte;
- g) estando as amostras desidratadas, a casca e as sementes foram moídas em moinho de facas e a polpa foi moída em almofariz, pois, apesar de a liofilização tornar o material menos pegajoso, não foi suficiente para possibilitar a moagem em moinho de facas.

Apêndice 3. Descrição das metodologias utilizadas para a determinação de boro no solo (a) e em tecido (b), baseadas nos procedimentos descritos em Tedesco et al. (1995) e adaptadas para leitura pela técnica de ICP

a) Boro no solo

1. Medir 5 mL de solo em tubos de ensaio 25 x 250 mm;
2. Adicionar 12,5 mL (ou 10 mL) de solução com cloreto de cálcio (~3g CaCl por litro de água destilada);
3. Agitar manualmente alguns segundos;
4. Colocar em bloco digestor a 140°C (bloco já deve estar nesta temperatura);
5. Cobrir os tubos com funil de vidro (30 mm de Ø) e manter no bloco digestor por exatamente 9 minutos;
6. Resfriar os tubos imediatamente, colocando os tubos de pé dentro de uma bandeja com água fria. Retirar os funis após esfriar;
7. Despejar a solução extratora em copo descartável, tentando evitar a transferência das frações mais grosseiras de solo;
8. Deixar decantar até clarear a solução (o uso de CaCl acelera a decantação das impurezas);
9. Transferir o sobrenadante para os frascos do equipamento e fazer a leitura pela técnica de ICP.

Observação: O extrato deverá estar praticamente incolor, caso contrário será necessário acidificar a amostra com uma gota de ácido nítrico concentrado.

b) Boro em tecido vegetal

1. Pesar 0,500 g de material seco;
2. Colocar em cadinho de porcelana (35 mL, formato alto);
3. Queimar em mufla a 600°C por uma hora (deixar a porta da mufla levemente aberta no começo da queima, para o suprimento de oxigênio);
4. Retirar da mufla após esfriar (dia seguinte);
5. Adicionar 5 gotas de água destilada (evita projeção de material no momento da adição do ácido);
6. Adicionar 10 mL de HCl 5%;
7. Agitar intermitentemente por uma hora;
8. Deixar decantar, até não haver resíduos em suspensão;
9. Retirar o sobrenadante e acondicionar em frascos de polietileno (se possível, os do equipamento no qual serão realizadas as leituras);
10. Fazer a leitura pela técnica de ICP.

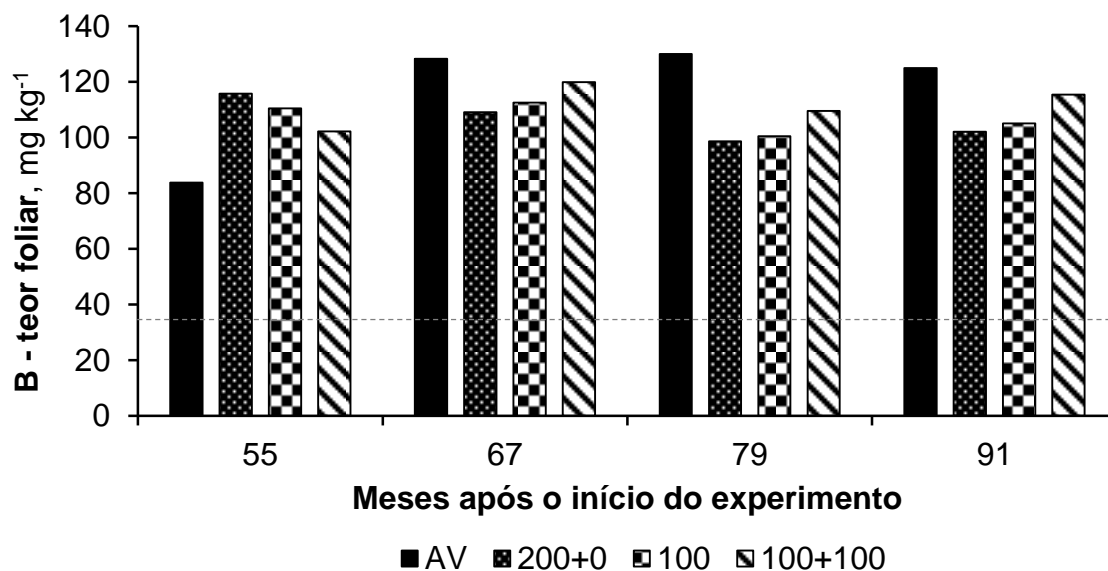
Observação: Alguma impureza que tenha sido transferida com o sobrenadante não deverá ocasionar problemas nas leituras, desde que permaneçam decantadas no fundo dos tubos.

Apêndice 4. Teores de Ca no solo em função da profundidade, época de amostragem e dos diferentes manejos da adubação de pomar orgânico de tangerineiras

Tratamento	Camada (cm)	Meses após o início do experimento*				
		37	52	60	76	88
AV	0-10	8,23	10,22	8,94	9,78	9,41
	10-20	3,75	4,16	5,41	4,64	4,17
	20-40	3,23	3,32	4,66	3,56	3,56
200+0	0-10	12,70	14,16	17,49	16,77	16,23
	10-20	3,90	6,63	9,90	5,74	5,89
	20-40	4,03	2,89	3,75	4,86	3,16
100	0-10	12,43	15,73	14,14	14,32	14,73
	10-20	3,50	4,73	11,12	4,48	5,04
	20-40	2,35	2,79	3,32	3,63	2,87
100+100	0-10	15,20	15,66	15,08	15,31	17,81
	10-20	5,30	8,01	6,90	7,14	6,24
	20-40	3,68	3,73	5,00	5,18	3,63

*Referente aos anos 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, respectivamente.

Apêndice 5. Teor foliar de B das tangerineiras, no período de 55 a 91 meses após o início do experimento com diferentes manejos da adubação orgânica do solo. A linha tracejada horizontal indica o limite inferior da classe “normal” de interpretação do teor foliar



Apêndice 6. Banco de dados relativos à evolução temporal das características químicas determinadas no perfil do solo de um pomar orgânico de tangerineiras com diferentes manejos da adubação (AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados)

Ano	Bloco	Trat.	Prof.	pH	C	P	K	Ca	Mg	CTC _{pH7}	Cu	Zn	Mn	B
					g kg ⁻¹	mg dm ⁻³		---	cmol _c dm ⁻³ ---		-----	mg dm ⁻³ -----		
2007	1	AV	5	7,4	25,6	133,0	86,0	10,1	0,9	12,2	2,8	6,3	2,0	0,4
2007	1	AV	15	7,1	6,4	19,0	38,0	4,0	0,4	5,7	1,1	2,6	2,0	0,3
2007	2	AV	5	7,6	26,2	136,0	80,0	10,3	1,0	12,3	2,6	13,0	1,0	0,3
2007	2	AV	15	7,4	7,6	26,0	37,0	4,6	0,4	6,1	1,2	2,1	1,0	0,4
2007	3	AV	5	7,7	34,3	165,0	81,0	14,3	1,2	16,5	1,55	8,1	1,0	0,5
2007	3	AV	15	7,8	7,0	44,0	40,0	4,5	0,3	5,8	1,1	2,2	1,0	0,3
2007	4	AV	5	7,7	30,2	161,0	73,0	14,8	1,1	16,9	1,55	12,0	1,0	0,4
2007	4	AV	15	7,6	8,7	33,0	32,0	5,2	0,3	6,4	1,1	1,8	1,0	0,3
2007	1	200+0	5	7,7	15,7	103,0	85,0	9,3	0,8	11,1	2,5	9,6	1,0	0,3
2007	1	200+0	15	7,5	6,4	23,0	44,0	4,9	0,4	6,3	1,4	3,0	2,0	0,3
2007	2	200+0	5	7,7	16,9	83,0	97,0	8,2	0,7	9,9	3,9	10,0	1,0	0,3
2007	2	200+0	15	7,3	6,4	14,0	53,0	4,2	0,4	5,8	0,9	1,5	2,0	0,3
2007	3	200+0	5	7,7	20,9	164,0	125,0	9,8	0,9	11,8	1,1	14,0	1,0	0,3
2007	3	200+0	15	7,3	7,6	24,0	56,0	4,1	0,4	5,6	1,1	2,0	2,0	0,3
2007	4	200+0	5	7,7	17,4	139,0	69,0	8,4	0,6	10,1	5	12,0	1,0	0,3
2007	4	200+0	15	7,1	5,2	23,0	33,0	3,3	0,3	4,8	1,3	1,4	2,0	0,4
2007	1	100	5	7,4	20,3	107,0	107,0	8,5	1,0	10,6	3,5	14,0	1,0	0,3
2007	1	100	15	6,7	7,6	23,0	52,0	3,6	0,6	5,7	1,6	2,5	6,0	0,3
2007	2	100	5	7,4	27,3	114,0	83,0	9,2	1,3	11,8	4	14,0	2,0	0,3
2007	2	100	15	6,9	8,7	27,0	59,0	4,5	0,7	6,7	1,8	3,0	3,0	0,3
2007	3	100	5	7,5	18,6	80,0	96,0	8,0	1,0	10,2	4,5	12,0	1,0	0,4
2007	3	100	15	6,9	5,8	13,0	46,0	3,5	0,5	5,5	1,2	2,5	4,0	0,3
2007	4	100	5	7,6	23,3	198,0	136,0	10,9	1,1	13,2	3,3	19,0	1,0	0,3
2007	4	100	15	7,4	10,5	36,0	52,0	5,3	0,5	7,0	2,2	3,3	1,0	0,3
2007	1	100+100	5	7,3	20,3	111,0	69,0	10,6	0,9	12,6	2,3	15,0	1,0	0,4
2007	1	100+100	15	7,5	8,7	26,0	34,0	5,0	0,4	6,4	1,4	3,6	1,0	0,3
2007	2	100+100	5	7,7	19,2	123,0	94,0	8,8	0,8	10,6	3,5	16,0	1,0	0,4
2007	2	100+100	15	7,6	6,4	25,0	47,0	4,7	0,4	6,1	1,5	2,3	1,0	0,3
2007	3	100+100	5	7,7	24,4	183,0	101,0	11,3	0,8	13,1	0,9	19,0	1,0	0,4
2007	3	100+100	15	7,4	7,0	34,0	45,0	4,2	0,3	5,6	1,4	3,7	1,0	0,3
2007	4	100+100	5	7,8	22,1	154,0	69,0	12,1	0,7	13,8	1,0	16,0	1,0	0,3
2007	4	100+100	15	7,7	5,8	24,0	43,0	5,1	0,3	6,3	0,9	2,1	1,0	0,3
2010	1	AV	5	6,6	18,1	153,0	56,0	8,6	1,1	11,6	5,2	13,0	5,8	0,4
2010	1	AV	15	6,5	7,0	12,0	25,0	4,0	0,7	6,7	1,30	1,6	9,0	0,2
2010	1	AV	30	6,4	4,7	7,4	23,0	3,3	0,7	6,0	1,00	0,9	6,0	0,1
2010	2	AV	5	6,9	31,5	213,0	47,0	8,3	0,8	10,8	6,2	13,0	5,0	0,5
2010	2	AV	15	6,8	7,0	13,0	24,0	3,9	0,4	5,9	1,30	0,2	9,0	0,2
2010	2	AV	30	6,4	5,2	9,0	33,0	3,4	0,5	5,9	1,00	0,1	7,0	0,1
2010	3	AV	5	6,9	19,1	162,0	62,0	8,7	0,8	11,2	4,2	13,0	5,0	0,5

Apêndice 6. Continuação...

2010	3	AV	15	6,7	7,0	7,7	33,0	3,8	0,6	6,5	1,10	1,4	10,0	0,2
2010	3	AV	30	6,3	4,7	6,5	29,0	3,3	0,6	6,4	1,10	1,4	10,0	0,1
2010	4	AV	5	6,8	24,5	201,0	81,0	7,3	0,7	9,8	6,7	13,0	5,0	0,5
2010	4	AV	15	6,8	5,8	16,0	38,0	3,3	0,4	5,6	1,70	1,2	8,0	0,2
2010	4	AV	30	6,3	4,7	13,0	45,0	2,9	0,4	5,6	1,50	0,8	7,0	0,2
2010	1	200+0	5	7,2	25,6	226,0	125,0	13,4	1,1	15,9	1,7	16,0	1,0	0,7
2010	1	200+0	15	7,4	5,2	26,0	38,0	3,3	0,2	4,5	1,10	2,1	2,0	0,1
2010	1	200+0	30	7,3	2,9	12,0	34,0	2,5	0,2	3,8	0,70	0,7	3,0	0,1
2010	2	200+0	5	7,2	20,0	221,0	130,0	9,7	1,0	12,1	3,2	16,0	2,0	0,8
2010	2	200+0	15	7,2	5,2	23,0	39,0	3,4	0,3	4,9	1,20	2,5	3,0	0,2
2010	2	200+0	30	7,1	4,1	17,0	58,0	7,2	1,0	9,6	1,0	1,9	2,6	0,1
2010	3	200+0	5	7,2	30,2	231,3	121,7	12,7	1,1	15,2	2,1	16,0	2,7	0,7
2010	3	200+0	15	7,3	5,8	31,0	42,0	3,9	0,3	5,3	1,2	2,4	2,7	0,2
2010	3	200+0	30	6,9	3,5	13,0	58,0	3,3	0,3	5,0	1,00	0,8	2,0	0,2
2010	4	200+0	5	7,2	42,4	247,0	110,0	15,0	1,3	17,7	1,5	16,0	5,0	0,7
2010	4	200+0	15	7,3	6,4	44,0	49,0	5,0	0,5	6,6	1,30	2,6	3,0	0,2
2010	4	200+0	30	7,0	3,5	19,0	47,0	3,1	0,4	4,9	0,70	0,6	2,0	0,3
2010	1	100	5	7,3	39,2	226,0	79,0	11,3	0,7	13,2	3,4	21,0	1,0	0,7
2010	1	100	15	7,3	5,8	16,0	27,0	3,0	0,2	4,3	1,20	1,6	4,0	0,2
2010	1	100	30	7,3	2,9	9,0	25,0	3,0	0,3	4,3	0,80	0,8	2,0	0,1
2010	2	100	5	7,2	30,5	205,0	138,0	13,1	0,9	15,5	2,4	21,0	1,0	0,9
2010	2	100	15	7,4	5,2	23,0	35,0	3,4	0,2	4,6	1,30	2,0	2,0	0,2
2010	2	100	30	7,3	2,9	12,0	25,0	2,7	0,2	3,9	0,70	0,6	2,0	0,1
2010	3	100	5	7,3	42,2	210,0	132,0	14,7	1,2	17,1	1,8	20,0	1,0	0,9
2010	3	100	15	7,4	6,4	35,0	28,0	3,9	0,2	5,0	1,40	2,7	2,0	0,1
2010	3	100	30	7,3	2,9	9,2	23,0	2,4	0,2	3,6	0,60	0,6	2,0	0,1
2010	4	100	5	7,2	26,6	360,0	144,0	10,6	1,0	13,2	3,7	21,0	2,0	0,6
2010	4	100	15	7,1	5,8	60,0	42,0	3,7	0,2	5,0	1,20	2,5	4,0	0,2
2010	4	100	30	6,9	3,5	18,0	45,0	1,3	0,1	2,8	1,00	1,2	2,0	0,2
2010	1	100+100	5	7,3	34,9	164,0	80,0	15,9	1,1	18,2	0,8	14,0	1,0	1,0
2010	1	100+100	15	7,2	6,4	31,0	29,0	4,6	0,4	6,1	1,20	3,5	2,0	0,2
2010	1	100+100	30	7,2	4,1	32,0	25,0	3,8	0,5	5,3	1,00	1,3	1,0	0,2
2010	2	100+100	5	7,2	27,5	206,0	84,0	13,3	1,0	15,9	1,6	15,0	1,0	0,8
2010	2	100+100	15	7,1	7,0	22,0	36,0	3,7	0,3	5,2	1,00	1,9	3,0	0,2
2010	2	100+100	30	7,2	4,1	11,0	32,0	3,6	0,3	5,1	0,70	0,7	2,0	0,2
2010	3	100+100	5	7,2	48,7	221,0	129,0	13,9	1,1	16,4	1,6	16,0	1,0	0,9
2010	3	100+100	15	7,2	7,6	20,0	41,0	4,4	0,4	6,0	1,00	1,8	4,0	0,3
2010	3	100+100	30	6,8	4,1	8,9	37,0	3,2	0,3	5,2	0,70	0,6	4,0	0,2
2010	4	100+100	5	7,3	45,9	243,0	106,0	17,7	1,1	20,3	0,9	13,0	1,0	1,0
2010	4	100+100	15	7,4	11,6	76,0	52,0	8,5	0,5	10,2	1,30	4,5	4,0	0,4
2010	4	100+100	30	7,2	4,7	14,0	34,0	4,1	0,5	5,9	0,80	0,9	4,0	0,2
2011	1	AV	5	7,0	25,4	304,1	85,6	9,5	1,3	12,2	10,4	21,1	12,2	0,8
2011	1	AV	15	7,1	6,7	38,9	31,1	4,4	1,0	6,9	3,7	4,6	14,2	0,9
2011	1	AV	30	6,9	4,8	34,9	25,3	4,3	1,2	6,9	3,2	1,9	14,2	0,3
2011	2	AV	5	7,1	26,8	367,7	93,4	10,3	1,3	12,9	12,6	18,3	11,5	1,4
2011	2	AV	15	7,0	5,5	34,6	21,4	4,2	0,9	6,4	3,5	2,5	14,9	0,5

Apêndice 6. Continuação...

2011	2	AV	30	6,3	4,3	15,0	19,5	3,2	1,2	6,3	2,6	1,1	15,6	0,2
2011	3	AV	5	7,0	26,9	388,9	118,7	11,2	1,4	14,5	9,9	16,4	12,2	0,8
2011	3	AV	15	6,7	5,7	22,0	38,9	4,0	0,9	6,8	2,7	1,0	18,3	0,7
2011	3	AV	30	6,4	4,0	10,7	33,1	3,2	1,0	6,2	3,7	2,3	16,9	0,3
2011	4	AV	5	7,1	22,3	388,9	130,4	9,9	1,3	12,8	11,0	17,2	11,5	1,1
2011	4	AV	15	6,8	5,0	40,9	48,6	4,0	0,8	6,4	3,8	1,9	16,9	0,4
2011	4	AV	30	6,4	3,1	10,1	54,5	2,7	0,8	5,5	2,2	0,7	18,3	0,3
2011	1	100+100	5	7,2	50,3	272,3	286,0	15,3	2,7	19,9	1,1	2,1	11,5	1,4
2011	1	100+100	15	7,6	17,6	340,2	122,6	9,7	1,3	12,4	1,9	5,9	11,5	0,7
2011	1	100+100	30	7,6	3,3	51,8	38,9	3,2	0,8	5,3	2,4	1,5	12,9	0,2
2011	2	100+100	5	7,4	59,1	288,2	251,0	16,8	2,7	21,4	1,3	1,4	11,5	1,7
2011	2	100+100	15	7,7	10,2	227,3	66,1	8,3	1,1	10,7	2,2	6,9	12,9	0,7
2011	2	100+100	30	7,8	3,4	33,9	46,7	4,0	0,7	5,7	2,1	1,4	12,9	0,3
2011	3	100+100	5	7,4	52,8	302,0	210,1	16,8	2,4	20,9	1,3	3,7	12,2	1,5
2011	3	100+100	15	7,6	11,4	177,9	77,8	9,5	1,2	12,1	2,7	6,3	13,6	0,8
2011	3	100+100	30	7,5	3,8	50,5	66,1	4,7	0,8	6,9	2,6	1,6	12,9	0,8
2011	4	100+100	5	7,3	48,5	287,5	216,0	13,8	2,0	17,6	1,3	7,3	12,9	1,7
2011	4	100+100	15	7,5	4,8	67,0	87,5	4,6	1,0	6,8	3,7	4,5	14,9	0,6
2011	4	100+100	30	7,3	2,5	41,9	79,8	3,0	0,7	5,0	2,4	1,2	14,9	0,4
2011	1	200+0	5	7,3	71,2	177,0	309,3	18,1	3,6	23,6	1,1	0,6	13,6	1,5
2011	1	200+0	15	7,7	13,9	147,0	65,3	9,2	1,8	12,1	1,9	9,8	13,6	0,5
2011	1	200+0	30	7,8	2,0	39,5	50,6	2,7	0,7	4,4	1,9	1,1	12,9	0,4
2011	2	200+0	5	7,4	48,7	288,2	291,8	14,6	3,0	19,3	1,1	2,7	13,6	1,2
2011	2	200+0	15	7,7	4,0	117,4	52,5	5,3	1,0	7,3	4,2	3,6	12,9	0,4
2011	2	200+0	30	7,6	2,0	27,3	66,1	2,5	0,8	4,3	1,9	0,9	13,6	0,7
2011	3	200+0	5	7,4	73,6	161,1	233,5	7,2	2,9	11,8	1,1	0,6	13,6	1,2
2011	3	200+0	15	7,8	6,4	92,2	68,1	6,2	0,8	8,1	2,7	3,7	12,9	0,3
2011	3	200+0	30	7,7	2,1	23,0	62,3	3,0	0,7	4,9	1,9	0,9	14,2	1,0
2011	4	200+0	5	7,5	60,0	357,1	251,0	16,8	3,0	21,4	1,1	1,5	13,6	0,2
2011	4	200+0	15	7,8	4,8	116,7	72,0	5,8	0,8	7,8	2,7	3,4	13,6	1,1
2011	4	200+0	30	7,8	2,5	52,8	68,1	3,3	0,7	5,1	1,9	1,1	12,9	0,2
2011	1	100	5	7,5	45,8	542,5	186,8	15,4	2,4	19,4	1,1	3,3	12,9	0,0
2011	1	100	15	7,8	6,3	351,1	62,3	6,2	0,8	8,1	4,3	5,0	13,6	1,0
2011	1	100	30	7,8	1,6	32,9	38,9	2,8	0,6	4,2	1,8	1,2	14,2	0,5
2011	2	100	5	7,5	74,5	203,4	274,3	17,1	3,3	22,3	1,1	1,8	14,9	0,4
2011	2	100	15	7,8	3,8	99,5	68,1	3,9	0,9	5,9	3,5	3,5	14,2	0,7
2011	2	100	30	7,7	1,9	33,6	62,3	2,6	0,6	4,3	1,8	1,0	14,9	0,3
2011	3	100	5	7,5	58,5	240,5	268,5	15,1	2,6	19,7	1,1	1,4	14,2	0,8
2011	3	100	15	7,6	5,9	138,2	60,3	4,5	0,8	6,5	4,0	4,3	14,9	0,3
2011	3	100	30	7,6	2,1	34,2	44,7	2,8	0,6	4,4	1,9	1,2	15,6	0,1
2011	4	100	5	7,4	43,0	500,1	268,5	15,3	2,8	20,2	1,1	2,2	14,2	1,3
2011	4	100	15	7,8	4,5	185,6	68,1	4,3	0,7	6,0	3,8	3,7	15,6	0,6
2011	4	100	30	7,7	2,2	52,1	64,2	3,0	0,7	4,8	2,1	1,1	14,2	0,1
2012	1	AV	5	6,7	18,5	115,7	53,8	9,3	1,0	12,9	6,02	14,4	14,2	0,8
2012	1	AV	15	6,6	12,1	27,8	23,9	5,7	0,7	7,7	2,11	4,9	16,4	0,3
2012	1	AV	30	6,5	5,7	8,4	21,9	5,3	0,8	7,5	0,90	1,4	13,3	0,3

Apêndice 6. Continuação...

2012	2	AV	5	7,0	36,9	133,6	77,7	11,0	0,9	13,5	5,88	14,6	11,7	0,6
2012	2	AV	15	7,3	8,5	27,1	27,9	6,1	0,4	7,6	1,80	4,3	12,0	0,3
2012	2	AV	30	7,2	8,5	69,1	25,9	6,8	0,5	8,5	1,70	5,2	11,2	0,3
2012	3	AV	5	6,7	15,6	151,0	61,8	5,4	0,8	8,1	6,01	5,5	17,8	0,4
2012	3	AV	15	6,0	6,3	9,8	29,9	3,7	0,7	6,2	1,50	1,4	23,9	0,2
2012	3	AV	30	5,8	4,1	6,2	23,9	2,9	0,8	6,0	0,90	0,5	22,8	0,1
2012	4	AV	5	6,4	39,4	289,2	145,4	10,0	0,9	12,9	11,23	20,0	10,1	0,4
2012	4	AV	15	6,7	11,9	33,3	77,7	6,1	0,5	8,0	1,81	6,4	15,6	1,0
2012	4	AV	30	6,8	4,4	21,6	37,8	3,7	0,4	5,3	2,92	1,4	16,5	1,3
2012	1	100+100	5	7,3	65,5	235,6	223,1	18,2	2,0	21,8	0,12	2,6	5,8	0,6
2012	1	100+100	15	7,5	9,7	88,5	81,7	6,8	0,6	8,5	1,22	5,3	6,2	0,3
2012	1	100+100	30	7,6	4,7	38,2	71,7	4,7	0,4	6,2	1,06	2,1	5,7	1,4
2012	2	100+100	5	7,6	41,3	261,9	127,5	12,5	1,5	15,3	0,27	11,7	6,3	0,5
2012	2	100+100	15	7,5	6,6	45,3	67,7	5,5	0,6	7,3	1,26	3,3	7,6	0,4
2012	2	100+100	30	7,5	4,6	39,5	65,7	4,2	0,4	5,8	0,95	1,7	6,2	1,3
2012	3	100+100	5	7,1	35,2	212,4	153,4	14,4	1,4	17,3	0,51	3,8	6,7	0,6
2012	3	100+100	15	7,5	9,8	42,8	75,7	7,5	0,7	9,4	1,99	4,4	9,4	0,5
2012	3	100+100	30	7,5	5,8	19,8	81,7	5,8	0,6	7,7	1,08	1,4	7,4	1,7
2012	4	100+100	5	7,3	35,3	280,8	185,3	15,2	1,5	18,3	0,22	8,1	6,4	0,7
2012	4	100+100	15	7,6	9,7	73,4	91,6	7,8	1,0	10,0	1,75	5,5	8,0	0,3
2012	4	100+100	30	7,7	5,6	43,4	79,7	5,3	0,5	6,9	1,27	2,0	7,1	0,5
2012	1	200+0	5	7,1	69,7	215,6	326,5	16,8	2,8	21,4	0,03	0,6	6,2	1,7
2012	1	200+0	15	7,7	9,1	122,0	81,7	7,2	1,1	9,3	1,31	8,1	6,2	0,7
2012	1	200+0	30	7,8	2,7	22,7	51,8	3,2	0,5	4,6	0,85	1,1	6,8	0,3
2012	2	200+0	5	7,1	44,8	236,6	350,6	15,5	3,3	20,7	0,08	3,9	6,2	1,8
2012	2	200+0	15	7,6	14,6	185,1	183,3	7,2	1,4	10,0	1,49	11,9	6,4	0,9
2012	2	200+0	30	7,6	3,1	27,0	77,7	3,2	0,5	4,8	1,04	1,3	6,6	0,4
2012	3	200+0	5	7,4	74,6	220,8	340,0	16,9	3,3	22,2	0,18	1,3	6,2	3,2
2012	3	200+0	15	7,6	27,7	211,4	144,8	12,9	2,0	16,2	0,74	4,4	5,8	1,6
2012	3	200+0	30	7,7	3,8	21,4	169,3	4,1	0,7	6,1	1,06	1,4	5,8	0,5
2012	4	200+0	5	7,7	63,0	132,5	318,7	20,8	3,3	26,0	0,01	0,4	6,0	3,1
2012	4	200+0	15	7,6	31,7	190,3	157,4	12,3	1,6	15,2	0,11	4,3	5,9	1,4
2012	4	200+0	30	7,9	4,2	32,8	89,6	4,6	0,4	6,0	0,87	1,7	5,6	0,5
2012	1	100	5	7,4	40,9	326,0	115,5	14,1	1,5	16,8	0,32	8,0	6,0	1,4
2012	1	100	15	7,5	36,1	228,2	77,7	14,3	1,0	16,5	0,06	8,1	5,9	1,3
2012	1	100	30	7,6	3,9	28,6	21,9	4,2	0,3	5,4	0,89	2,1	5,8	0,2
2012	2	100	5	7,0	38,8	277,6	199,2	13,1	1,7	16,3	0,47	12,0	6,0	1,6
2012	2	100	15	7,3	37,3	328,1	86,3	11,9	1,9	15,1	0,22	8,8	6,0	1,5
2012	2	100	30	7,6	3,2	34,2	63,7	3,4	0,3	4,7	1,14	1,5	6,0	0,3
2012	3	100	5	7,1	51,0	250,3	161,4	14,2	2,5	18,3	0,14	5,6	6,5	1,9
2012	3	100	15	7,2	18,4	104,1	107,6	7,6	1,1	10,0	1,87	7,6	7,8	0,7
2012	3	100	30	7,5	3,6	29,3	47,8	2,5	0,3	3,9	0,93	1,2	6,3	0,2
2012	4	100	5	7,2	48,5	354,4	169,3	15,2	2,4	19,2	0,15	6,5	5,9	1,5
2012	4	100	15	7,1	22,1	225,0	73,7	10,6	1,4	13,2	2,32	8,4	6,8	0,8
2012	4	100	30	7,2	3,1	13,0	41,8	3,1	0,3	4,5	0,71	0,8	7,0	0,2
2013	1	AV	5	7,0	17,9	105,4	71,1	9,5	1,1	12,4	5,76	9,4	9,6	0,8

Apêndice 6. Continuação...

2013	1	AV	15	6,7	6,3	23,2	23,7	4,5	0,7	6,8	1,60	2,5	14,0	0,3
2013	1	AV	30	6,3	3,7	12,6	11,9	4,1	0,9	6,8	0,92	0,6	13,2	0,2
2013	2	AV	5	7,1	23,0	143,1	69,2	9,9	1,1	12,5	8,04	10,9	9,6	1,1
2013	2	AV	15	7,1	4,7	28,2	27,7	4,6	0,6	6,4	2,32	3,1	12,4	0,3
2013	2	AV	30	6,9	3,4	9,3	19,8	3,8	0,8	6,3	0,96	0,7	9,6	0,3
2013	3	AV	5	7,1	19,0	118,6	83,0	9,6	1,2	12,1	5,20	8,8	9,6	0,9
2013	3	AV	15	6,9	4,4	7,6	25,7	4,7	0,9	7,1	1,44	1,8	16,4	0,3
2013	3	AV	30	6,5	3,8	1,4	15,8	3,5	1,1	6,3	1,04	0,6	16,4	0,3
2013	4	AV	5	7,1	24,4	224,5	100,8	10,2	1,2	12,8	7,04	10,0	8,4	1,1
2013	4	AV	15	7,0	3,1	13,8	33,6	4,7	0,8	7,0	1,76	1,6	12,0	0,3
2013	4	AV	30	6,6	2,8	3,6	27,7	2,8	0,7	5,0	1,52	0,6	14,4	0,2
2013	1	100+100	5	7,5	36,3	214,2	122,5	14,7	2,3	18,6	0,32	3,8	6,8	1,2
2013	1	100+100	15	7,5	6,5	47,4	21,7	5,1	0,9	7,0	2,16	3,5	7,2	0,4
2013	1	100+100	30	7,6	4,9	43,4	19,8	5,5	0,9	7,3	1,28	1,8	6,8	0,2
2013	2	100+100	5	7,7	42,2	119,1	140,3	17,1	2,5	21,1	0,20	1,7	6,4	1,6
2013	2	100+100	15	7,8	11,4	97,0	29,6	9,3	1,3	11,5	1,68	7,5	6,8	0,6
2013	2	100+100	30	8,1	3,3	8,5	33,6	4,3	0,9	6,6	0,80	0,7	6,8	0,3
2013	3	100+100	5	7,6	36,2	225,4	116,6	14,7	1,8	17,7	0,36	7,2	6,4	1,4
2013	3	100+100	15	7,4	8,4	47,7	41,5	8,3	1,1	10,4	1,00	4,3	6,0	0,6
2013	3	100+100	30	7,3	6,3	64,5	31,6	6,8	1,1	9,5	1,52	2,1	7,2	0,5
2013	4	100+100	5	7,6	54,2	278,4	124,5	14,7	1,7	18,0	0,48	7,6	6,4	1,4
2013	4	100+100	15	7,6	5,7	41,3	31,6	5,8	1,0	7,9	1,92	3,4	6,8	0,4
2013	4	100+100	30	7,4	3,5	26,6	31,6	4,2	1,1	6,4	0,88	0,8	8,0	0,3
2013	1	200+0	5	7,6	56,6	205,8	209,5	16,9	2,7	21,2	0,24	0,7	6,4	1,6
2013	1	200+0	15	7,7	5,6	72,0	31,6	5,4	1,1	7,9	1,60	5,0	6,4	0,4
2013	1	200+0	30	7,8	1,9	20,2	23,7	3,0	0,9	4,8	0,80	0,6	6,4	0,2
2013	2	200+0	5	7,7	42,5	208,3	171,9	16,6	2,6	20,6	0,24	0,8	5,6	1,4
2013	2	200+0	15	7,6	4,7	45,7	35,6	5,5	1,2	7,5	2,20	3,7	5,6	0,4
2013	2	200+0	30	7,6	2,7	34,2	33,6	4,6	1,1	6,7	1,20	1,6	5,2	0,3
2013	3	200+0	5	7,6	63,5	237,7	181,8	17,5	2,5	21,9	0,24	0,7	5,6	1,7
2013	3	200+0	15	7,6	4,4	67,8	27,7	6,1	1,2	8,4	1,88	5,4	4,8	0,7
2013	3	200+0	30	7,7	4,8	42,0	39,5	5,7	1,1	8,0	1,32	1,6	4,8	0,4
2013	4	200+0	5	7,7	48,5	260,2	189,7	16,1	2,4	20,1	0,20	0,8	5,2	1,5
2013	4	200+0	15	7,7	5,8	59,2	33,6	5,9	1,2	8,2	0,76	3,7	4,8	0,4
2013	4	200+0	30	7,6	6,3	68,3	51,4	6,2	1,2	8,6	1,36	3,0	4,8	0,4
2013	1	100	5	7,7	25,6	288,7	120,6	13,6	2,1	17,2	0,64	10,1	4,8	1,2
2013	1	100	15	7,4	3,8	52,2	19,8	4,0	1,0	6,0	2,64	3,6	6,0	0,3
2013	1	100	30	7,4	2,9	38,6	19,8	3,6	0,9	5,4	2,24	2,1	5,2	0,2
2013	2	100	5	7,5	26,1	290,1	132,4	12,8	2,2	16,3	0,60	9,2	4,8	1,3
2013	2	100	15	7,3	5,5	65,2	29,6	5,0	1,2	7,1	1,96	5,2	4,8	0,4
2013	2	100	30	7,3	2,3	28,0	15,8	2,9	1,0	4,9	0,68	0,8	5,6	0,2
2013	3	100	5	7,7	52,8	278,4	152,2	16,6	2,7	20,8	0,24	1,5	5,2	1,8
2013	3	100	15	7,7	3,4	55,3	17,8	4,6	0,9	6,6	1,64	4,4	4,8	0,3
2013	3	100	30	7,5	2,6	26,3	19,8	3,5	0,9	5,5	1,00	1,3	5,2	0,4
2013	4	100	5	7,7	32,0	349,4	132,4	14,3	2,3	18,3	0,32	4,9	5,6	1,4
2013	4	100	15	7,6	4,3	74,7	21,7	4,3	1,0	6,4	2,72	4,0	5,6	0,3

Apêndice 6. Continuação...

2013	4	100	30	7,6	3,5	39,1	21,7	4,5	0,9	6,6	1,36	2,0	5,2	0,2
2014	1	AV	5	7,2	27,4	54,8	88,9	9,6	1,0	12,9	5,72	15,1	14,5	0,9
2014	1	AV	15	6,9	5,8	7,9	15,5	4,6	0,5	6,6	1,51	2,9	16,0	0,2
2014	1	AV	30	6,6	4,0	4,0	9,7	3,2	0,7	5,9	0,88	0,7	10,9	0,4
2014	2	AV	5	7,2	24,8	57,2	74,4	8,7	0,8	10,9	9,72	18,1	13,0	0,9
2014	2	AV	15	7,1	4,9	16,2	19,3	4,0	0,3	5,9	2,24	2,9	11,8	0,2
2014	2	AV	30	6,6	5,3	9,0	15,5	3,9	0,6	6,0	2,00	1,8	13,4	0,2
2014	3	AV	5	7,1	27,8	63,9	115,0	9,5	1,0	12,4	4,26	14,3	14,9	0,7
2014	3	AV	15	6,8	4,9	6,4	23,2	4,1	0,5	6,3	1,52	1,3	14,3	0,2
2014	3	AV	30	6,7	3,8	2,7	13,5	3,2	0,7	5,7	0,96	0,6	10,1	1,4
2014	4	AV	5	7,3	26,2	54,6	107,3	9,9	0,9	12,5	7,25	21,0	10,2	0,4
2014	4	AV	15	7,0	4,5	14,3	23,2	4,1	0,4	6,1	2,03	2,2	16,7	0,4
2014	4	AV	30	6,8	3,3	5,6	23,2	4,1	0,4	5,9	0,92	0,6	10,8	0,2
2014	1	100+100	5	7,6	56,3	33,9	97,6	17,5	1,0	19,9	0,27	4,2	7,2	1,2
2014	1	100+100	15	7,8	6,8	41,7	19,3	7,0	0,5	8,3	1,42	3,8	6,4	0,3
2014	1	100+100	30	7,6	2,7	7,5	17,4	3,1	0,4	4,6	0,80	0,6	6,8	0,2
2014	2	100+100	5	7,7	57,7	61,3	101,5	16,5	0,9	19,1	0,84	7,4	7,7	1,2
2014	2	100+100	15	7,9	4,9	17,0	27,1	4,0	0,4	5,6	1,36	2,5	8,8	0,3
2014	2	100+100	30	7,3	2,7	9,0	21,3	3,8	0,5	5,7	0,76	0,6	7,5	0,2
2014	3	100+100	5	7,7	59,9	35,2	123,7	19,4	0,7	21,7	0,27	2,5	7,7	1,5
2014	3	100+100	15	7,7	8,1	33,5	29,0	9,0	0,5	10,7	1,55	6,1	6,6	0,5
2014	3	100+100	30	7,3	3,3	7,2	25,1	4,2	0,5	6,1	0,98	0,7	8,0	0,3
2014	4	100+100	5	7,6	58,7	38,8	113,1	17,8	1,9	21,4	0,63	8,1	8,1	1,6
2014	4	100+100	15	7,5	6,4	28,2	27,1	4,9	0,4	6,4	2,43	3,8	10,3	0,4
2014	4	100+100	30	7,4	3,1	11,9	32,9	3,5	0,4	5,7	1,03	0,8	11,0	0,3
2014	1	200+0	5	7,7	74,5	156,2	244,5	10,8	1,7	14,7	0,16	0,3	8,7	1,7
2014	1	200+0	15	8,0	3,7	33,2	38,7	4,6	0,5	6,3	2,05	3,3	7,6	0,4
2014	1	200+0	30	7,7	2,0	12,2	30,9	3,0	0,4	4,3	0,88	0,8	8,6	0,2
2014	2	200+0	5	7,7	48,4	64,4	153,7	16,1	1,1	19,3	0,30	3,0	9,1	1,4
2014	2	200+0	15	7,7	5,2	46,9	25,1	4,7	0,6	6,7	3,20	4,6	8,8	0,5
2014	2	200+0	30	7,3	2,3	16,7	25,1	3,1	0,5	5,2	1,00	0,7	9,2	0,2
2014	3	200+0	5	7,6	58,1	200,6	145,9	18,3	0,8	20,6	0,27	1,1	9,7	1,8
2014	3	200+0	15	7,9	11,3	26,5	63,8	8,9	0,8	10,7	2,00	7,1	7,8	0,7
2014	3	200+0	30	7,3	2,1	10,9	25,1	3,3	0,6	4,8	1,40	0,9	9,4	0,3
2014	4	200+0	5	7,6	61,4	74,9	225,2	19,8	0,9	22,3	0,28	1,8	9,6	1,9
2014	4	200+0	15	7,7	5,3	57,9	32,9	5,3	0,6	6,9	2,13	5,7	8,3	0,4
2014	4	200+0	30	7,3	2,2	25,7	25,1	3,3	0,6	4,9	0,83	0,9	8,6	0,4
2014	1	100	5	7,8	38,3	37,4	88,0	12,7	0,9	14,7	3,80	13,2	10,0	1,4
2014	1	100	15	7,7	3,9	24,2	21,3	3,5	0,4	4,8	3,45	4,3	10,6	0,3
2014	1	100	30	7,5	1,6	17,0	13,5	2,7	0,3	3,9	1,25	0,8	9,6	0,2
2014	2	100	5	7,8	37,8	90,5	140,1	14,1	1,0	16,4	1,43	22,5	9,9	1,3
2014	2	100	15	7,8	3,8	75,8	71,5	3,9	0,4	5,3	3,97	5,9	9,0	0,3
2014	2	100	30	7,3	1,9	23,3	23,2	2,7	0,4	4,1	1,14	0,9	9,9	0,2
2014	3	100	5	7,7	48,6	48,2	118,9	16,7	1,2	19,2	0,36	4,0	9,6	1,5
2014	3	100	15	7,9	7,4	90,0	30,9	7,2	0,6	8,8	2,28	6,1	8,9	0,5
2014	3	100	30	7,3	0,3	14,3	21,3	3,2	0,5	4,6	1,10	0,7	9,8	0,2

Apêndice 6. Continuação...

2014	4	100	5	7,7	48,5	140,0	167,2	15,4	1,2	18,0	0,61	3,8	9,7	1,6
2014	4	100	15	7,6	4,7	97,6	29,0	5,5	0,6	7,0	3,28	5,4	9,7	0,4
2014	4	100	30	7,5	1,8	32,6	23,2	2,9	0,4	4,2	1,22	0,7	9,9	0,2

Apêndice 7. Banco de dados relativos à evolução temporal dos teores foliares de macronutrientes e micronutrientes de tangerineiras (base seca) conduzidas em um pomar orgânico com diferentes manejos da adubação (AV: adubação verde; 200+0: aplicação bienal de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados)

Ano	Bloco	Trat.	N	P	K	Ca	Mg	Cu	Zn	Mn	Fe	B
			----- % -----				----- mg kg ⁻¹ -----					
2010	1	AV	2,09	0,14	0,62	4,14	0,43	74,1	21,4	19,5	176,5	-
2010	2	AV	2,07	0,14	0,66	4,05	0,39	68,0	23,1	18,2	190,2	-
2010	3	AV	2,09	0,13	0,77	4,22	0,39	73,8	22,8	19,5	215,7	-
2010	4	AV	2,11	0,15	0,99	3,74	0,34	77,2	24,2	20,8	164,7	-
2010	1	100+100	2,01	0,12	1,06	4,16	0,31	58,3	22,1	11,8	176,5	-
2010	2	100+100	1,97	0,09	0,99	4,43	0,30	101,6	23,1	11,8	172,5	-
2010	3	100+100	2,03	0,11	0,99	4,11	0,34	57,3	24,2	14,4	186,3	-
2010	4	100+100	2,05	0,11	1,03	4,51	0,26	89,9	23,1	15,6	215,7	-
2010	1	200+0	1,71	0,10	0,66	4,40	0,33	133,6	23,8	10,5	125,5	-
2010	2	200+0	2,12	0,13	0,85	4,09	0,31	62,9	22,8	11,8	131,4	-
2010	3	200+0	2,39	0,12	0,86	4,21	0,33	81,7	24,9	14,4	164,7	-
2010	4	200+0	2,18	0,11	0,81	4,03	0,49	69,5	22,4	10,5	98,0	-
2010	1	100	2,12	0,14	1,06	4,04	0,31	63,4	24,9	15,6	190,2	-
2010	2	100	2,25	0,12	0,92	3,95	0,32	76,6	26,6	13,1	137,3	-
2010	3	100	2,19	0,11	1,10	4,35	0,34	56,8	24,5	16,9	172,5	-
2010	4	100	2,10	0,11	1,08	4,47	0,35	100,1	26,2	15,6	209,8	-
2011	1	AV	2,18	0,20	0,66	5,37	0,46	147,3	34,4	51,8	143,0	-
2011	2	AV	2,16	0,18	0,66	5,77	0,47	135,8	34,5	50,1	136,3	-
2011	3	AV	2,03	0,17	0,72	5,53	0,44	146,8	34,9	48,4	155,7	-
2011	4	AV	2,16	0,15	0,75	5,56	0,36	143,3	33,6	45,3	136,5	-
2011	1	100+100	2,28	0,12	0,77	6,89	0,32	154,2	39,4	51,8	136,3	-
2011	2	100+100	2,39	0,13	0,83	6,55	0,38	117,1	34,9	53,2	139,3	-
2011	3	100+100	2,30	0,12	0,66	6,88	0,40	188,8	45,7	59,1	157,7	-
2011	4	100+100	2,27	0,12	0,55	7,10	0,45	153,4	28,7	47,0	143,1	-
2011	1	200+0	2,23	0,13	0,87	6,70	0,34	137,1	37,2	67,4	145,2	-
2011	2	200+0	2,23	0,11	0,83	7,12	0,35	116,9	35,8	54,8	132,4	-
2011	3	200+0	2,41	0,10	0,88	6,58	0,31	149,4	30,1	51,7	152,7	-
2011	4	200+0	2,39	0,11	0,88	6,75	0,28	103,2	29,6	48,4	145,8	-
2011	1	100	2,12	0,14	0,77	6,17	0,33	202,2	45,7	54,9	159,3	-
2011	2	100	2,21	0,14	0,77	5,92	0,33	181,5	38,8	51,6	142,7	-
2011	3	100	2,05	0,13	0,66	7,11	0,33	235,2	48,7	56,2	164,9	-
2011	4	100	2,13	0,16	0,71	5,18	0,34	272,2	40,6	54,6	168,5	-
2012	1	AV	2,17	0,17	0,55	4,52	0,43	55,1	27,1	28,8	188,6	93,8
2012	2	AV	1,98	0,16	0,62	4,58	0,45	59,8	26,1	28,9	278,1	94,1
2012	3	AV	2,20	0,16	0,83	4,45	0,41	64,0	24,9	27,1	202,2	73,3
2012	4	AV	2,10	0,16	0,98	4,44	0,34	50,7	26,6	32,1	158,1	74,0
2012	1	100+100	2,19	0,16	1,10	4,48	0,29	19,4	24,9	30,4	174,8	82,5
2012	2	100+100	2,34	0,15	0,94	4,50	0,32	15,9	24,4	35,4	260,5	84,9
2012	3	100+100	2,26	0,14	0,88	4,40	0,31	12,3	21,5	33,7	229,3	124,7
2012	4	100+100	2,40	0,14	0,92	4,47	0,36	15,8	22,0	35,2	205,1	116,7
2012	1	200+0	2,33	0,15	1,26	4,53	0,31	12,4	24,4	37,1	175,7	115,8
2012	2	200+0	2,44	0,15	1,16	5,00	0,28	12,2	26,4	43,2	248,5	114,2
2012	3	200+0	2,44	0,13	1,27	4,37	0,27	10,5	22,1	36,9	256,5	114,9

Apêndice 7. Continuação...

2012	4	200+0	2,27	0,13	1,25	4,80	0,25	12,4	24,4	33,8	226,9	118,4
2012	1	100	2,06	0,18	0,94	4,38	0,34	20,4	32,8	48,4	349,1	119,6
2012	2	100	1,93	0,17	1,04	4,43	0,32	20,4	34,5	46,8	253,6	112,0
2012	3	100	2,11	0,15	0,72	5,16	0,33	17,1	21,0	37,0	199,0	110,5
2012	4	100	1,74	0,15	0,87	5,02	0,38	10,5	24,4	32,1	212,7	100,0
2013	1	AV	1,94	0,20	0,35	3,62	0,45	45,8	25,0	21,7	127,0	133,1
2013	2	AV	1,96	0,24	0,35	3,85	0,44	54,6	29,0	21,4	156,2	133,3
2013	3	AV	1,92	0,21	0,40	3,75	0,44	45,8	24,5	21,7	121,4	126,0
2013	4	AV	2,35	0,23	0,37	3,78	0,34	57,3	30,1	23,3	134,9	120,6
2013	1	100+100	2,40	0,11	0,77	4,17	0,29	36,6	30,1	20,0	110,0	115,3
2013	2	100+100	2,36	0,11	0,72	3,90	0,38	37,3	25,0	20,0	102,4	114,6
2013	3	100+100	2,49	0,12	0,72	4,03	0,31	37,0	30,9	28,7	178,3	127,9
2013	4	100+100	2,35	0,12	0,72	3,91	0,34	37,2	24,6	21,8	137,6	121,9
2013	1	200+0	2,31	0,22	0,72	3,66	0,30	35,5	25,0	17,9	112,4	135,6
2013	2	200+0	2,25	0,16	0,77	3,74	0,32	31,1	24,8	17,3	109,9	116,1
2013	3	200+0	2,18	0,11	0,66	3,94	0,34	27,1	22,3	18,4	115,0	89,5
2013	4	200+0	2,25	0,14	0,61	3,29	0,33	29,7	22,0	19,7	100,0	95,2
2013	1	100	2,20	0,11	0,72	4,14	0,30	37,7	26,1	21,3	120,1	110,1
2013	2	100	2,29	0,12	0,82	4,23	0,28	48,8	29,1	24,5	137,9	117,3
2013	3	100	2,29	0,12	1,08	3,98	0,24	42,6	27,2	20,9	135,7	107,8
2013	4	100	2,38	0,13	0,87	3,74	0,24	49,1	31,5	24,5	138,2	115,3
2014	1	AV	1,85	0,34	0,98	2,91	0,31	6,9	14,8	12,6	66,4	132,7
2014	2	AV	1,99	0,34	0,74	3,12	0,36	6,7	14,8	11,3	68,1	130,7
2014	3	AV	1,70	0,32	0,48	2,84	0,33	7,0	15,0	11,7	64,1	128,5
2014	4	AV	2,01	0,27	0,47	3,17	0,36	6,9	13,3	11,9	59,0	128,3
2014	1	100+100	2,09	0,12	0,93	3,14	0,34	1,5	15,5	12,7	73,8	102,4
2014	2	100+100	2,22	0,09	0,68	3,21	0,35	1,6	14,8	12,9	70,7	109,5
2014	3	100+100	2,10	0,08	0,64	3,34	0,40	3,1	12,3	11,4	64,7	112,6
2014	4	100+100	1,96	0,19	0,64	3,69	0,33	4,4	16,7	12,4	69,7	114,0
2014	1	200+0	2,27	0,08	1,15	3,92	0,27	4,0	13,7	11,4	56,6	99,3
2014	2	200+0	2,18	0,06	1,03	3,73	0,27	4,0	13,5	11,4	62,5	97,3
2014	3	200+0	2,11	0,07	0,87	3,42	0,30	3,7	11,0	11,6	58,3	98,2
2014	4	200+0	2,34	0,06	0,80	3,75	0,36	3,9	10,6	12,0	59,2	100,1
2014	1	100	1,95	0,08	0,87	3,61	0,36	3,7	12,4	10,2	55,9	90,5
2014	2	100	1,94	0,10	0,63	3,61	0,37	4,0	12,0	9,8	66,7	93,5
2014	3	100	1,96	0,17	0,84	3,56	0,35	3,9	11,6	9,9	47,9	109,8
2014	4	100	1,94	0,12	0,74	3,63	0,36	4,7	13,5	10,9	53,1	108,2
2015	1	AV	2,40	0,31	0,49	4,62	0,30	7,5	16,1	14,9	55,0	125,3
2015	2	AV	2,15	0,29	0,43	5,11	0,34	5,0	16,5	12,7	45,5	133,3
2015	3	AV	2,27	0,30	0,49	4,72	0,32	5,5	16,0	13,7	54,5	118,5
2015	4	AV	2,27	0,33	0,47	4,98	0,28	6,8	16,4	14,0	50,2	122,7
2015	1	100+100	2,31	0,27	0,87	5,40	0,26	7,5	20,2	15,1	52,8	121,1
2015	2	100+100	2,28	0,14	0,75	5,52	0,33	3,2	16,0	13,8	52,4	119,1
2015	3	100+100	2,39	0,15	0,85	5,79	0,32	2,6	16,4	11,6	51,4	100,9
2015	4	100+100	2,26	0,16	0,99	5,56	0,28	3,5	16,2	13,4	51,8	120,6
2015	1	200+0	2,54	0,14	1,24	5,10	0,29	2,9	13,8	16,1	70,8	98,5
2015	2	200+0	2,28	0,14	1,02	5,47	0,28	2,8	15,4	14,8	50,6	104,3
2015	3	200+0	2,44	0,13	1,17	5,25	0,27	3,4	16,0	15,4	56,1	102,6
2015	4	200+0	2,46	0,15	1,27	5,18	0,27	3,6	17,2	14,5	57,9	103,2
2015	1	100	2,26	0,36	1,23	4,73	0,26	7,2	8,6	14,7	76,4	112,8
2015	2	100	2,06	0,17	1,01	4,85	0,31	2,6	13,6	14,2	55,2	106,2
2015	3	100	2,33	0,19	1,02	4,70	0,30	2,5	14,9	13,8	58,5	102,6
2015	4	100	2,35	0,12	1,02	4,76	0,29	2,1	14,5	14,5	63,8	98,6

Apêndice 8. Teores de macronutrientes e micronutrientes (base seca) determinados em frutos de tangerineiras (fracionados em polpa e casca + sementes), conduzidas em um pomar orgânico com diferentes manejos da adubação (AV: adubação verde; 200+0: aplicação biennial de 200 m³ ha⁻¹ de composto orgânico; 100: aplicação anual de 100 m³ ha⁻¹ de composto; 100+100: aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de composto e de 100 m³ ha⁻¹ de biofertilizante em anos alternados)

Ano	Bloco	Trat.	N	P	K	Ca	Mg	Cu	Zn	Mn	Fe	B
			----- % -----					----- mg kg ⁻¹ -----				
POLPA												
2014	1	AV	1,18	0,20	0,94	0,23	0,14	2,50	7,42	2,27	19,69	8,8
2014	2	AV	1,08	0,30	0,97	0,26	0,13	3,54	6,54	2,54	46,24	10,0
2014	3	AV	1,11	0,18	0,97	0,23	0,14	1,68	7,05	2,15	11,12	8,4
2014	4	AV	1,15	0,22	1,33	0,21	0,15	1,80	7,05	2,72	43,98	7,9
2014	1	100+100	1,11	0,14	1,00	0,20	0,12	1,78	6,07	3,76	49,30	8,6
2014	2	100+100	1,25	0,16	1,04	0,23	0,14	0,99	6,92	1,97	34,36	8,4
2014	3	100+100	1,34	0,17	1,27	0,21	0,13	1,07	6,06	2,68	60,19	10,0
2014	4	100+100	1,23	0,18	1,13	0,24	0,14	1,36	7,32	1,97	13,64	8,9
2014	1	200+0	1,21	0,16	0,93	0,19	0,13	1,03	6,21	1,97	12,38	8,1
2014	2	200+0	1,22	0,15	1,09	0,20	0,13	1,06	6,60	2,39	39,18	7,6
2014	3	200+0	1,22	0,15	1,15	0,21	0,14	1,26	7,17	2,36	13,59	8,2
2014	4	200+0	1,30	0,16	1,33	0,16	0,13	1,28	5,82	2,16	8,57	8,1
2014	1	100	1,26	0,20	1,14	0,23	0,14	1,65	5,77	2,21	76,91	27,3
2014	2	100	1,17	0,17	1,11	0,23	0,14	1,28	7,90	2,45	47,94	7,4
2014	3	100	1,18	0,17	1,16	0,25	0,15	1,13	5,79	2,45	8,62	8,6
2014	4	100	1,26	0,16	1,05	0,17	0,14	0,58	5,88	1,88	16,63	8,7
2015	1	AV	0,91	0,17	0,66	0,30	0,10	2,60	5,42	1,31	10,76	8,6
2015	2	AV	1,12	0,20	0,77	0,29	0,10	2,50	6,17	1,14	9,42	8,9
2015	3	AV	0,94	0,19	0,91	0,23	0,11	2,22	4,08	1,20	5,62	9,0
2015	4	AV	1,22	0,22	1,18	0,26	0,12	2,39	3,82	1,43	11,00	8,6
2015	1	100+100	1,03	0,18	0,97	0,23	0,11	2,13	4,72	1,07	11,28	8,0
2015	2	100+100	1,02	0,18	0,95	0,21	0,10	2,28	5,99	1,02	6,41	8,8
2015	3	100+100	0,97	0,16	0,96	0,17	0,10	1,56	8,83	0,59	13,66	8,4
2015	4	100+100	1,08	0,18	1,04	0,21	0,11	2,18	5,87	0,54	12,22	8,8
2015	1	200+0	1,01	0,16	0,91	0,20	0,11	1,56	7,01	0,90	11,09	7,6
2015	2	200+0	1,06	0,16	1,01	0,22	0,11	1,93	4,06	0,83	6,28	7,6
2015	3	200+0	1,19	0,15	1,08	0,17	0,10	1,62	3,96	0,48	6,94	6,7
2015	4	200+0	1,26	0,17	1,14	0,22	0,11	1,99	4,42	1,25	8,10	8,0
2015	1	100	1,04	0,19	0,97	0,21	0,11	1,99	3,47	0,72	6,79	8,0
2015	2	100	1,19	0,16	1,03	0,22	0,11	1,67	3,10	0,48	7,97	7,4
2015	3	100	1,02	0,17	0,83	0,25	0,11	1,42	3,42	0,48	7,01	7,4
2015	4	100	1,03	0,15	0,88	0,25	0,11	1,31	3,76	0,60	7,11	7,7
CASCA + SEMENTES												
2014	1	AV	1,44	0,19	1,77	0,77	0,10	2,91	7,54	4,94	49,70	26,3
2014	2	AV	1,46	0,18	0,96	0,86	0,11	2,88	8,29	4,13	43,68	26,1
2014	3	AV	1,35	0,18	0,88	0,80	0,11	2,65	6,30	4,06	31,28	26,6
2014	4	AV	1,38	0,21	1,17	0,73	0,09	3,08	6,57	4,08	24,43	26,1
2014	1	100+100	1,38	0,17	0,94	0,73	0,09	2,57	6,28	3,45	28,14	25,4
2014	2	100+100	1,49	0,15	0,85	0,74	0,10	2,65	6,10	3,78	30,89	25,6
2014	3	100+100	1,66	0,17	1,05	0,67	0,10	2,18	5,88	3,71	30,14	29,1
2014	4	100+100	1,53	0,16	1,07	0,76	0,11	3,09	7,74	4,16	27,49	27,1
2014	1	200+0	1,49	0,14	0,83	0,69	0,10	2,39	8,69	3,88	35,51	22,6
2014	2	200+0	1,54	0,15	0,96	0,72	0,11	2,51	7,57	4,29	89,64	23,4
2014	3	200+0	1,56	0,11	0,95	0,69	0,10	2,04	7,76	4,61	51,70	22,7

Apêndice 8. Continuação...

2014	4	200+0	1,60	0,15	1,32	0,62	0,09	2,68	6,54	3,76	29,85	26,9
2014	1	100	1,53	0,19	0,95	0,69	0,11	3,02	4,57	3,47	26,96	26,0
2014	2	100	1,36	0,14	0,85	0,78	0,11	1,67	5,27	3,19	23,15	23,9
2014	3	100	1,35	0,16	0,88	0,74	0,12	2,09	4,99	3,41	20,52	24,4
2014	4	100	1,56	0,14	0,93	0,66	0,12	1,34	5,66	3,43	23,65	23,2
2015	1	AV	1,32	0,17	0,43	0,75	0,11	2,74	5,76	3,00	40,52	26,8
2015	2	AV	1,29	0,18	0,48	0,80	0,11	2,34	4,98	2,40	25,20	26,6
2015	3	AV	1,29	0,19	0,67	0,72	0,12	2,74	6,54	3,18	36,76	27,2
2015	4	AV	1,43	0,22	0,91	0,71	0,09	2,62	5,88	3,24	29,88	26,8
2015	1	100+100	1,34	0,16	0,60	0,68	0,10	2,62	6,00	2,28	23,10	23,2
2015	2	100+100	1,50	0,17	0,66	0,67	0,11	2,70	6,18	2,58	29,74	25,0
2015	3	100+100	1,33	0,16	0,78	0,56	0,09	2,13	7,51	2,09	31,23	26,0
2015	4	100+100	1,32	0,15	0,63	0,65	0,10	2,31	5,19	2,33	24,29	24,3
2015	1	200+0	1,44	0,17	0,68	0,69	0,12	1,87	5,18	2,56	23,89	24,0
2015	2	200+0	1,30	0,13	0,60	0,66	0,10	1,85	5,26	2,03	23,86	23,9
2015	3	200+0	1,49	0,13	0,62	0,57	0,09	2,13	6,61	2,68	23,93	27,3
2015	4	200+0	1,40	0,13	0,62	0,66	0,10	2,06	7,73	2,58	23,44	25,1
2015	1	100	1,16	0,16	0,45	0,65	0,10	1,75	5,13	2,39	19,48	25,6
2015	2	100	1,18	0,13	0,43	0,65	0,10	1,64	4,19	2,15	16,41	26,0
2015	3	100	1,25	0,14	0,45	0,76	0,10	1,63	5,48	2,44	20,87	26,3
2015	4	100	1,25	0,11	0,48	0,66	0,10	1,23	5,13	2,39	21,15	24,0