



DAVI LOPES DO CARMO

**CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E SUA
RELAÇÃO COM A FERTILIDADE DE SOLOS
TRATADOS COM CORRETIVOS E
RESÍDUOS ORGÂNICOS**

LAVRAS – MG

2014

DAVI LOPES DO CARMO

**CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E SUA RELAÇÃO COM
A FERTILIDADE DE SOLOS TRATADOS COM
CORRETIVOS E RESÍDUOS ORGÂNICOS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, para a obtenção do título de Doutor.

Orientador

Dr. Carlos Alberto Silva

LAVRAS - MG

2014

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha
Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com dados
informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Carmo, Davi Lopes do.

Condutividade elétrica e sua relação com a fertilidade de solos
tratados com corretivos e resíduos orgânicos / Davi Lopes do
Carmo. – Lavras: UFLA, 2015.

168 p.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Lavras, 2014.

Orientador: Carlos Alberto Silva.

Bibliografia.

1. Íons solúveis. 2. Textura do solo. 3. Extrator de solução do
solo. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

DAVI LOPES DO CARMO

**CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E SUA RELAÇÃO COM
A FERTILIDADE DE SOLOS TRATADOS COM
CORRETIVOS E RESÍDUOS ORGÂNICOS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 19 de dezembro de 2014.

Dr. Douglas Ramos Guelfi Silva	UFLA
Dr. José Maria de Lima	UFLA
Dr. Carlos Rogério de Mello	UFLA
Dr. Leônidas Carrijo Azevedo Melo	UFV

Dr. Carlos Alberto Silva
Orientador

LAVRAS - MG

2014

AGRADECIMENTOS

A **DEUS**, por ter me concedido saúde e permitir mais esta conquista.

À Universidade Federal de Lavras, ao Departamento de Ciência do Solo e ao Laboratório de Estudo da Matéria Orgânica do Solo (LEMOS), pela oportunidade de realizar os estudos de doutorado.

Ao meu orientador, Carlos Alberto Silva, pela amizade, compreensão, apoio e ensinamentos que tanto contribuíram para a minha formação profissional e humana.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, processo 308592/2011-5), pela concessão da bolsa do doutorado e o custeio das ações de pesquisa.

À FAPEMIG e a CAPES pelo auxílio financeiro.

Aos professores e funcionários do Departamento de Ciência do Solo que, direta e indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

Aos membros da banca examinadora, Douglas Ramos Guelfi Silva, José Maria de Lima, Carlos Rogério de Mello e Leônidas Carrijo Azevedo Melo, pela participação e sugestões que enriqueceram o trabalho.

Aos amigos Dulcimara Carvalho Nannetti, Paulo Tácito Gontíjo Guimarães, Joaquim Gonçalves de Pádua e ao meu irmão Ezequiel Lopes, pelos conselhos e ajuda nessa trajetória de pós-graduação.

Aos meus amigos do Departamento de Ciência do Solo. É impossível citar todos, mas agradeço pela ajuda, amizade e momentos de descontração.

A equipe do LEMOS, Bruno Moschini, Clério Hickmann, Henrique Maluf, Laura Melo, Laís Botelho, Rimena Ramos, Sara Dantas e Silas Calazans, pela troca de experiência, amizade e convívio de cada dia.

Aos amigos Fábio Bruhn, Charles e, especialmente, ao Kaio Gonçalves, pelo ótimo convívio na república em Lavras.

Aos professores do Instituto Federal do Sul de Minas – *campus* Machado, MG, que foram os precursores nas orientações e incentivos para mais esta conquista.

São tantos agradecimentos aos familiares e amigos que é impossível citar todos. Agradeço a todos pelo incentivo e ajuda.

RESUMO GERAL

A condutividade elétrica (CE) do solo tem sido utilizada na agricultura para delimitar áreas de manejo e auxiliar na aplicação de fertilizantes e corretivos em taxas variáveis. Estudos têm sido realizados avaliando a relação da CE com a produtividade, a dinâmica de nutrientes no solo, a textura do solo e a absorção de nutrientes pelas plantas. No entanto, ainda não há estudos sobre o comportamento da CE em função das mudanças dos atributos de fertilidade e acidez, promovidas pela adição de resíduos orgânicos e corretivos de acidez, em solos com variações nos teores de argila e matéria orgânica (MO). Além dos atributos de fertilidade do solo, torna-se importante conhecer a dinâmica desses atributos na solução do solo, uma vez que são escassos na literatura níveis críticos de nutrientes em solução do solo, provavelmente devido à falta de padronização de metodologias e elevado custo de extratores eficientes na extração desse compartimento de nutrientes. Foram realizados quatro experimentos que englobaram a comparação de dois extratores de solução, em três solos; incubação de quinze resíduos orgânicos em três solos; incubação de sete solos com doses de carbonatos e plantio de milho em dez solos incubados com doses de carbonatos. Objetivou-se, com este estudo, 1) avaliar a eficiência de extração e a composição química da solução do solo, por meio de dois extratores, e a relação da CE com a concentração de íons na solução; 2) avaliar o efeito de resíduos orgânicos sobre a acidez, a disponibilidade de nutrientes e a CE em três solos; 3) investigar a viabilidade da CE do solo em prever o poder tampão de acidez e a necessidade de calagem e 4) avaliar o comportamento da CE em solos com diferentes texturas, em função de doses de carbonatos ($\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$) e sua relação com o crescimento de milho. A composição química da solução do solo extraída pelo extrator *Suolo Acqua*, em geral, equivale à da solução extraída pela membrana hidrofílica (MH). Na solução do solo, a CE é regulada pelo pH e pela soma das concentrações de cátions+ânions e pelo carbono solúvel; o aumento na CE ocorre em razão da diminuição do pH e do acréscimo da concentração de íons (ânions+cátions) + carbono solúvel. A aplicação de resíduos orgânicos no solo promove mudanças na fertilidade e na CE. A CE correlacionou-se com pH, V, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} e saturação por Al^{3+} e pode ser utilizada como preditora do poder tampão da saturação por bases (V) e da necessidade de calagem. A CE do solo correlaciona-se de forma positiva com a matéria seca total (MST) e a concentração de nutrientes - $\sum[\text{Nu}]$ - correlaciona-se de forma positiva com os teores de argila e matéria orgânica do solo.

Palavras-chave: Íons solúveis. Textura do solo. Extrator de solução do solo. Matéria orgânica. Análise de componentes principais.

GENERAL ABSTRACT

Soil electrical conductivity (EC) has been widely used in agriculture to define management areas and application of fertilizers in variable rates. Studies have been done to evaluate the soil EC and its relationship with crop yield, nutrient dynamics in soil, soil texture, and nutrient uptake by plants. However, there are no studies relating the soil EC behavior with changes in fertility and soil acidity attributes as a consequence of organic waste additions and liming of soils with different clay and organic matter (OM) contents. In addition to the attributes of soil fertility, it is important to understand the dynamics of these attributes in the soil solution. Critical levels on nutrients in soil solution are also scarce literature, probably due to the lack of standardization of methodologies and high cost solution samplers. Four experiments were carried out in order to compare the agronomic efficiency of two solution samplers; three soils were incubated fifteen organic wastes; incubation of seven soils with increasing rates of carbonates was also performed; we also measured the corn growth in ten other soils that were incubated with increasing rates of carbonates. The objectives of this study were: 1) to evaluate the efficiency of extraction and chemical composition of the soil solution using two solution samplers, and the relationship of EC with the concentration of ions in the soil solution; 2) to evaluate the effect of organic wastes on the acidity, nutrient availability and EC of soils with contrasting characteristics; 3) to investigate the soil EC as an index to estimate the buffering capacity of acidity and liming requirement of different soils; 4) to assess the dynamics of EC in soils with different textures, due to increasing levels of carbonates ($\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$) and its relation with corn growth. The chemical composition of the soil solution which was extracted by the *Suolo Acqua* sampler was equivalent to that determined for soil solution extracted with hydrophilic membrane (HM). In the soil solution, the EC was regulated by pH and the sum of anions and cations plus the soluble carbon contents. The increase of the EC was influenced by the pH decrease and increase of ion concentrations (anions+cations)+carbon soluble. The application of organic residues in the soil increased the soil fertility degree and EC. Electrical conductivity correlated positively with pH, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} and Al^{3+} saturation and showed to be a reliable predictor of base saturation, buffering capacity and lime requirement. The soil EC correlates positively with the corn dry biomass and the concentration of nutrients - $\Sigma[\text{Nu}]$ - correlates positively with clay and soil organic matter contents.

Keywords: Soluble ions. Soil texture. Soil solution sampler. Organic matter. Principal component analysis.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 2

- Figura 1 Concentrações de ânions em soluções de três solos obtidas por dois extratores ao longo do tempo43
- Figura 2 Concentrações de cátions em soluções de três solos obtidas por dois extratores ao longo do tempo45
- Figura 3 Concentrações de carbono inorgânico solúvel (CIS), carbono orgânico solúvel (COS), carbono total solúvel (CTS), valores de pH e condutividade elétrica (CE) em soluções de três solos, obtidas por dois extratores, ao longo do tempo48
- Figura 4 Regressão linear múltipla para a CE das soluções de três solos coletadas em quatro tempos (n=12), em função do pH e do Σ íons (A) e Σ íons+CTS (B)51

CAPÍTULO 3

- Figura 1 Atributos de acidez de solos tratados com diferentes resíduos orgânicos.....76
- Figura 2 Atributos de fertilidade de solos tratados com resíduos orgânicos79
- Figura 3 Teores disponíveis de micronutrientes em solos tratados com resíduos orgânicos82
- Figura 4 Relação entre a condutividade elétrica (CE) e o índice de fertilidade do solo (IFS), para três solos tratados com resíduos orgânicos85

CAPÍTULO 4

- Figura 1 Níveis de pH, saturação por bases (V), saturação por Al^{3+} (m), teor de Al^{3+} , condutividade elétrica (CE) e $CTC_{efetiva}$, em função de doses de carbonatos, em sete solos 108
- Figura 2 Condutividade elétrica (CE), em função dos teores de Ca^{+2} e Mg^{+2} , em sete solos..... 110
- Figura 3 Relações entre os valores de (PT)pH, poder tampão do pH, (PT)V, poder tampão de saturação por bases e (PT) Al^{3+} , poder tampão do teor de Al^{3+} , com os teores de matéria orgânica (MO), carbono total (CT) e condutividade elétrica (CE) dos sete solos utilizados no estudo 113
- Figura 4 Relação entre os valores da CTC efetiva e pH em água dos sete solos investigados 116
- Figura 5 Relação entre os valores de (PT)pH: poder tampão do pH e (PT) Al^{3+} : poder tampão do teor de Al^{3+} e ΔCTC – relação entre CTC efetiva e pH (Figura 4) em sete solos 117
- Figura 6 Relação entre a necessidade de calcário (NC) obtido da curva de incubação (Figura 1) e a condutividade elétrica (CE) do solo, para atingir três níveis de pH (5,5; 6,0 e 6,5)..... 118

CAPÍTULO 5

- Figura 1 Análise de componentes principais de variáveis relacionadas com a condutividade elétrica (CE) do solo e a massa seca total (MST), em dez solos, em função de cinco níveis rescentes de $(CaCO_3+MgCO_3)$ 146

Figura 2	Efeito de doses de $\text{CaCO}_3+\text{MgCO}_3$ (3:1) sobre os atributos de acidez (pH, Ca^{2+} , Mg^{2+} e V), em dez solos	148
Figura 3	Efeito dos atributos de acidez (pH, Ca^{2+} , Mg^{2+} e V) e da concentração de nutrientes [Nu]= somatório das concentrações de N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, Fe, Mn, Cu, B e H+Al, sobre a condutividade elétrica do solo (CE), em dez solos	150
Figura 4	Efeito da saturação por bases (V) e da condutividade elétrica (CE) do solo do solo sobre a produção de massa seca total (MST) de plantas de milho, em dez solos	153

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 2

Tabela 1	Atributos de fertilidade do solo, condutividade elétrica e textura dos três solos investigados	37
----------	--	----

CAPÍTULO 3

Tabela 1	Textura e atributos químicos dos três solos utilizados no estudo, antes da adição de resíduos e correção da acidez	69
Tabela 2	Teores totais (base seca) de macro e micronutrientes, pH em água, carbono total (CT) e condutividade elétrica (CE) dos resíduos	71
Tabela 3	Dose aplicada e aporte de nutrientes aos solos pelos resíduos orgânicos.....	72

CAPÍTULO 4

Tabela 1	Caracterização química, textura e condutividade elétrica (CE) dos sete solos (0-20 cm) utilizados no estudo, em condições de vegetação natural	104
Tabela 2	Níveis de saturação por bases (V) propostos para a confecção de curvas de neutralização da acidez e doses de $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$ para se alcançar os valores de V almejados para os sete solos investigados	105

Tabela 3	Coefficientes de correlação (análise de Pearson) entre a CE do solo e os atributos acidez e doses de carbonato, para os solos, em separado e em conjunto	111
Tabela 4	Quantidade de carbonatos necessária para elevar o pH e V e diminuir o Al^{+3} em uma unidade. Valores provenientes da regressão entre pH, V e Al^{+3} e doses de carbonatos (Figura 1)	115

CAPÍTULO 5

Tabela 1	Caracterização química e textura dos solos investigados, sob condições naturais.....	137
Tabela 2	Doses de carbonatos ($CaCO_3+MgCO_3$) aplicadas nos dez solos.....	139
Tabela 3	Análise de fertilidade do solo dos cinquenta tratamentos, referente a dez solos, com cinco níveis crescentes de carbonatos	143
Tabela 4	Pesos das componentes, variância explicada e acumulada das variáveis de solo (CE, argila, MO, $\Sigma[Nu]$ e pH) e MST.....	145
Tabela 5	Equações provenientes da Figura 3, que relacionam os atributos de acidez (V, pH, Ca^{2+} e Mg^{2+}), em função de doses de carbonatos ($CaCO_3+MgCO_3$), em dez solos	149
Tabela 6	Equações provenientes da Figura 4, que relacionam atributos de acidez (pH, Ca^{2+} , Mg^{2+} e V) e a [Nu], sobre a condutividade elétrica do solo (CE), em dez solos	152

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	14
1 INTRODUÇÃO GERAL	14
REFERÊNCIAS	21
CAPÍTULO 2 Composição química da solução do solo e sua relação com a condutividade elétrica de solos tropicais: comparação de extratores de solução	29
1 INTRODUÇÃO	32
2 MATERIAL E MÉTODOS	36
2.1 Extração da solução do solo	37
2.2 Análise da solução do solo	39
2.3 Análise estatística	40
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
3.1 Composição química da solução	41
3.2 Relação entre a condutividade elétrica e concentrações de nutrientes	50
4 CONCLUSÕES	54
CAPÍTULO 3 Índice de fertilidade e condutividade elétrica de solos sob influência de doses de nutrientes por resíduos orgânicos	63
1 INTRODUÇÃO	66
2 MATERIAL E MÉTODOS	69
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	74
4 CONCLUSÕES	87
REFERÊNCIAS	89
CAPÍTULO 4 Condutividade elétrica como preditora do poder tampão de acidez e da necessidade de calagem de solos do sul de Minas Gerais	95
1 INTRODUÇÃO	98
2 MATERIAL E MÉTODOS	103
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	107
4 CONCLUSÕES	121
REFERÊNCIAS	122
CAPÍTULO 5 Relação entre a condutividade elétrica e atributos de acidez do solo e sua influência no crescimento do milho cultivado em 10 solos tropicais	129
1 INTRODUÇÃO	132
2 MATERIAL E MÉTODOS	136
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	142
4 CONCLUSÕES	156
REFERÊNCIAS	157
CONSIDERAÇÕES FINAIS	165

CAPÍTULO 1

1 INTRODUÇÃO GERAL

A condutividade elétrica (CE) do solo tem despertado o interesse de pesquisadores e produtores, por ser um atributo de rápida determinação, baixo custo e prover informações precisas (KITCHEN; SUDDUTH; DRUMMOND, 1999; SUDDUTH; DRUMMOND; KITCHEN, 2001), por estar relacionada com várias propriedades do solo (JOHNSON et al., 2001; KRAVCHENKO et al., 2002), além de fornecer informações sobre as propriedades do subsolo, em diferentes profundidades, relevantes para o crescimento das raízes das plantas (KRAVCHENKO et al., 2003). A CE do solo pode ser monitorada em tempo real por equipamentos automatizados (Veris 3100; Veris Technologies, Salina KS) e sua medição pode ser georreferenciada (KAFFKA et al., 2005) por indução eletromagnética, com o uso de sensores acoplados em tratores, sendo um método de amostragem não destrutivo (DAVIS et al., 1997; KAFFKA et al., 2005; RHOADES; CORWIN, 1984).

O comportamento da CE do solo depende de vários fatores (FRITZ et al., 1998; RHOADES, 1993) e a CE tem sido utilizada como uma variável que se correlaciona com os atributos físico-químicos do solo e com a produtividade das culturas, tendo em vista a possibilidade de se separarem zonas homogêneas de manejo, de modo a auxiliar as aplicações de corretivos e fertilizantes, principalmente quando se utiliza ferramenta de agricultura de precisão (BANTON; SEGUIN; CIMON, 1997; CORWIN et al., 2006; CORWIN; LESCH, 2003, 2005; KUHN et al., 2009; LESCH; CORWIN; ROBINSON, 2005; LI et al., 2008; MORAL; TERRÓN; SILVA, 2010; MORARI; CASTRIGNANÒ; PAGLIARIN, 2009; SAEY et al., 2009; VALENTE et al., 2012). A CE do solo é influenciada pelo tipo e o teor de argila, além de pH, Ca^{2+} , Mg^{2+} , matéria orgânica

(MO), P, K, capacidade de troca de cátions (CTC) e sais solúveis (AIMRUN et al., 2009; BRONSON et al., 2005; DORAN et al., 1996; FERNANDES et al., 2008; JOHNSON et al., 2001; LESCH; CORWIN; ROBINSON, 2005; McBRIDE; GORDON; SHRIVE, 1990; MORAL; TERRÓN; SILVA, 2010; PATRIQUIN et al., 1993; SUDDUTH et al., 2005; WILLIAMS; HOEY, 1987). Entretanto, resultados variáveis têm sido obtidos por muitos autores, o que justifica estudos diversificados, em várias condições de solo, para se conhecer melhor o comportamento da CE e sua relação com os atributos do solo, em razão do uso das práticas mais importantes de manejo do solo, com avaliação simultânea do crescimento de plantas.

A relação da CE do solo com a produtividade das culturas, a dinâmica de nutrientes no solo, a textura e a absorção de nutrientes pelas plantas vêm sendo alvos de muitos estudos (EIGENBERG et al., 2002; EZRIN et al., 2009; FERNANDES et al., 2008; HEIL; SCHMIDHALTER, 2012). Entretanto, essa relação é muito complexa e ainda pouco compreendida, principalmente quando se trata de uma diversidade de solos com variações na textura e nos teores de MO, uma vez que esses atributos influenciam, de forma direta ou indireta, a CE solo (CORWIN; LESCH, 2005). Não há estudos sobre o comportamento da CE do solo em função das mudanças dos atributos de fertilidade e de acidez, provocadas pela adição de resíduos orgânicos e corretivos de acidez e suas relações com o crescimento de plantas, envolvendo diferentes tipos de solos de clima tropical e não salinizados, com variações na textura, CTC, teores de MO e grau de fertilidade.

A utilização de resíduos orgânicos na agricultura tem sido crescente, em função de vários benefícios, tendo em vista que, quando adicionados ao solo, esses materiais alteram pH, P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, CTC, MO e CE (ABREU JUNIOR et al., 2005; NASCIMENTO et al., 2004; PAVINATO; ROSELEM, 2008; PINHEIRO; SILVA; LIMA, 2014). Os efeitos da aplicação de resíduos orgânicos no solo

podem ser diferenciados devido aos fatores que agem simultaneamente, sendo exemplos a quantidade adicionada, a composição química e o grau de decomposição dos resíduos, além dos teores de argila e de MO do solo (DIACONO; MONTEMURRO, 2010; MÜLLER; HOPPER, 2004; HARGREAVES; ADL; WARMAN, 2008; PINHEIRO; SILVA; LIMA, 2014; SILVA et al., 2008; STEVENSON, 1994).

Na agricultura, é rotineira a aplicação de corretivos de acidez, por ser uma prática de baixo custo e responsiva, já que a correção da acidez eleva a produtividade das culturas, devido a uma série de alterações positivas nos atributos do solo. Essas alterações positivas devem-se, principalmente, às elevações dos teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} , pH e saturação por bases, e redução dos teores de alumínio trocável (Al^{3+}) e saturação por Al (m), para níveis desejados, de acordo com a cultura implantada (FAGERIA; SANTOS; MOREIRA, 2010; PRADO; NATALE, 2008; SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007). As elevações de pH e dos teores de Ca^{+2} e Mg^{+2} podem ser consideradas os principais fatores que provocam aumentos nos valores de CE do solo e na produtividade das culturas, devido ao aumento de disponibilidade, concentração, força iônica, e na absorção e na utilização dos nutrientes pelas plantas (FERNANDES, 2006; McCBRIDE; BLASIAK, 1979; PERALTA; COSTA 2013; SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007).

Essas modificações nos atributos de acidez do solo, provocadas pela aplicação de corretivos de acidez, estão bem documentadas na literatura. No entanto, em solos com variações nos teores de argila e MO, essas relações podem ser diferenciadas e dependentes das características intrínsecas de cada um deles, como consequência do poder tampão de acidez (PTA) específico do solo, ou seja, há, entre eles, grau diferenciado de resistência em ter o seu pH modificado, quando tratado com ácidos ou soluções básicas (HUANG et al., 2009). A utilização de atributos, como os teores de argila e MO, para a determinação do

poder tampão de acidez em solos, quando se visa atingir com precisão os valores de pH e de saturação por bases desejados, é dificultada em função da rotina trabalhosa de titulação ou realização de curvas de neutralização específicas para cada solo, já que o protocolo envolve a incubação de solo por longos períodos, com níveis crescentes de corretivo (AITKEN; MOODY; MCKINLEY, 1990; WONG; WEBB; WITWER, 2013).

Muitos autores relatam que não conseguiram elevar a saturação por bases a valores pré-estabelecidos pelo método de saturação por bases (ARAÚJO; DEMATTÊ; GARBUIO, 2009; SILVA et al., 2008; SORATTO; CRUSCIOL, 2008), possivelmente em razão de o PTA não ter sido considerado em sua plenitude, ou de especificidades dos métodos de cálculo da necessidade de calagem. Dessa forma, surge a possibilidade de se utilizar a CE do solo para prever a necessidade de calagem e o PTA do solo, tendo em vista que a CE correlaciona-se com o pH e com os teores de argila, MO, Ca^{2+} e Mg^{2+} (FERNANDES et al., 2008; MORAL; TERRÓN; SILVA, 2010; McBRIDE; GORDON; SHRIVE, 1990; PATRIQUIN et al., 1993; SERRANO et al., 2010; WILLIAMS; HOEY 1987). Isso poderia atender à demanda recorrente de pesquisa em encontrar métodos para se estimar a necessidade de calagem e o PTA do solo por atributos de fácil medição, como é o caso da CE do solo. Com essa abordagem seria possível separar zonas ou sítios específicos de manejo da calagem e, assim, definir doses de calcário mais precisas para cada local da lavoura, para a máxima eficiência agronômica dessa prática de correção da acidez do solo.

O manejo da fertilidade do solo, em geral, é caracterizado, principalmente, pelas recomendações de corretivos e adubações em função dos resultados dos atributos de fertilidade expressos nos laudos de análise de solo. Os valores atuais de pH e de saturação por bases e os teores de macro e micronutrientes são fornecidos em laudos de análise de solo e os valores alvos de

cada atributo são disponibilizados em manuais, boletins e tabelas de adubações de cada estado ou região, como são os casos das tabelas dos estados de Minas Gerais (RIBEIRO; GUIMARÃES; ALVAREZ V., 1999) e de São Paulo (RAIJ et al., 1996). O fato de se considerar somente a fase sólida nas recomendações de corretivos e adubações para as diversas classes de solo, com ampla variação nos teores de argila e MO, pode limitar a produtividade das culturas, em razão da dinâmica diferenciada do fornecimento de nutrientes da fase sólida para a fase líquida, quando os nutrientes são absorvidos pelas plantas (GLOAGUEN et al., 2007). Assim, o conhecimento da disponibilidade de nutrientes na solução do solo torna-se cada vez mais importante para compreender a dinâmica e os processos de fornecimento e transferência dos nutrientes da fase sólida para a fase líquida em diversos solos, com vistas a se alcançar a máxima produtividade das culturas (QUAGGIO et al., 2014; SMETHURST, 2000).

Existem vários métodos que podem ser utilizados em campo ou em laboratório para a coleta da solução do solo. Cada um deles tem vantagens e desvantagens (WEIHERMÜLLER et al., 2007). O método de extração de solução do solo mais utilizado é o que preconiza o uso de cápsulas extratoras porosas, por representar as condições reais de umidade e concentração de íons na solução do solo, além de permitir o monitoramento da solução por meio de amostragens contínuas ao longo do ciclo de plantas ou ao longo do tempo, no mesmo local (GROSSMAN; UDLUFT, 1991). Entretanto, não existe uma padronização entre os métodos, devido às variações nas propriedades físicas e químicas dos materiais que constituem os extratores. Considerando as vantagens e as desvantagens dos extratores comumente utilizados, o extrator de membrana hidrofílica (MH) tem surgido como alternativa promissora para diminuir várias limitações e por ser constituído de plástico hidrofílico, considerado inerte (KNIGHT et al., 1998; SPANGENBERG; CECCHINI; LAMERSDORF, 1997). No entanto, trata-se de

um material de custo elevado, não sendo indicado para coletas sucessivas, dado que pode haver entupimento de poros.

Dessa forma, há demanda por extratores de baixo custo, fácil instalação e manuseio, que sejam eficientes em coletas de solução do solo ao longo do tempo e que representem a composição fiel da solução do solo, garantindo a sua qualidade. O extrator *Suolo Acqua*, proposto neste trabalho, surge como alternativa por ser de baixo custo, não retém e nem libera íons; a coleta pode ser realizada em menor tempo, além de permitir o uso em várias coletas de solução ao longo do tempo, em diversos solos, sem que haja entupimentos. Em termos de performance agrônômica, como mostrado em capítulo adiante, o extrator proposto neste estudo se equipara aos extratores com membranas hidrofílicas, que são referência na extração de solução do solo.

Diante dessas considerações, este estudo foi realizado com o objetivo geral de avaliar o comportamento da CE do solo em função de práticas de correção do solo e sua relação com atributos de fertilidade, atributos de acidez do solo e com o crescimento de milho. Os objetivos específicos foram: 1) avaliar a eficiência de extração, a composição química da solução do solo por meio de dois extratores e a relação da CE com a concentração de íons na solução; 2) avaliar o efeito de resíduos orgânicos sobre a acidez, disponibilidade de nutrientes e CE, em solos com características contrastantes; 3) investigar a possibilidade de a CE do solo predizer o poder tampão de acidez e a necessidade de calagem e 4) avaliar a dinâmica da CE em solos com diferentes características, em função de doses de carbonatos ($\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$) e da relação da CE com o crescimento de milho.

A apresentação deste trabalho é feita em forma de capítulos, na seguinte sequência:

- a) Capítulo 2 – composição química da solução do solo e sua relação com a condutividade elétrica de solos tropicais: comparação de extratores;

- b) Capítulo 3 – índice de fertilidade e condutividade elétrica de solos sob influência de doses de nutrientes por resíduos orgânicos;
- c) Capítulo 4 – condutividade elétrica como preditora do poder tampão de acidez e da necessidade de calagem de solos do Sul de Minas Gerais;
- d) Capítulo 5 – relação entre a condutividade elétrica e atributos de acidez do solo e sua influência no crescimento do milho, em dez solos tropicais.

REFERÊNCIAS

ABREU JÚNIOR, C. H. et al. Uso agrícola de resíduos orgânicos: propriedades químicas do solo e produção vegetal. In: TORRADO, P. V. et al. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. p. 391-479.

AIMRUN, W. et al. Bulk soil electrical conductivity as an estimator of nutrients in the maize cultivated land. **European Journal of Scientific Research**, Victoria, v. 31, p. 37-51, 2009.

AITKEN, R. L.; MOODY, P. W.; MCKINLEY, P. G. Lime requirement of acidic Queensland soils. II. Comparison of laboratory methods for predicting lime requirement. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourn, v. 28, p. 703-715, 1990.

ARAÚJO, S. R.; DEMATTÊ, J. A. M; GARBUIO, F. J. Aplicação do calcário com diferentes graus de reatividade: alterações químicas no solo cultivado com milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, p. 1755-1764, 2009.

BANTON, O.; SEGUIN, M. K.; CIMON, M. A. Mapping field-Scale physical properties of soil with electrical resistivity. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 61, p. 1010-1017, 1997.

BRONSON, K. F. et al. Apparent electrical conductivity, soil properties and spatial covariance in the U.S. southern high plains. **Precision Agriculture**, Dordrecht, v. 6, p. 297-311, 2005.

CORWIN, D. L. et al. Monitoring management-induced spatio-temporal changes in soil quality through soil sampling directed by apparent electrical conductivity. **Geoderma**, Amsterdam, v. 131, p. 369-387, 2006.

CORWIN, D. L.; LESCH, S. M. Application of soil electrical conductivity to precision agriculture: theory, principles, and guidelines. **Agronomy Journal**, Madison, v. 95, p. 455-471, 2003.

CORWIN, D. L.; LESCH, S. M. Characterizing soil spatial variability with apparent electrical conductivity: I. Survey protocols. **Computers and Electronics in Agriculture**, New York, v. 46, p. 103-133, 2005.

DAVIS, J. G. et al. Using electromagnetic induction to characterize soils. **Better Crops with Plant Food**, Atlanta, n. 4, p. 42-51, 1997.

DIACONO, M.; MONTEMURRO, F. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, Paris, v. 30, p. 401-422, 2010.

DORAN, J. W. et al. Influence of cropping/tillage management on soil fertility and quality of former CRP land in the central high plains. In: THE GREAT PLAINS SOIL FERTILITY CONFERENCE, 1., 1996, Denver. **Proceedings...** Denver: [s. n.], 1996.

EIGENBERG, R. A. et al. Electrical conductivity monitoring of soil condition and available N with animal manure and a cover crop. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 88, p. 183-193, 2002.

EZRIN, M. H. et al. Rice yield prediction using apparent electrical conductivity of paddy soils. **European Journal of Scientific Research**, Victoria, v. 37, p. 575-590, 2009.

FAGERIA, N. K.; SANTOS, A. B.; MOREIRA, A. Yield, nutrient uptake and changes in soil chemical properties as influenced by liming and iron application in common bean in a no-tillage system. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 41, p. 1740-1749, 2010.

FERNANDES, L. A. et al. Fertilidade do solo, nutrição mineral e produtividade da bananeira irrigada por dez anos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, p. 1575-1581, 2008.

FERNANDES, M. S. **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa, MG: SBCS, 2006, 432 p.

FRITZ, R. M. et al. Field comparison of two soil electrical conductivity measurement systems. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON PRECISION AGRICULTURE, 4., St. Paul, 1998. **Proceedings...** St. Paul: ASA/CSSA/SSSA, 1998. p. 1211-1217.

GLOAGUEN, T. V. et al. Soil solution chemistry of a Brazilian Oxisol irrigated with treated sewage effluent. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 88, p. 119-131, 2007.

GROSSMANN, J.; UDLUFT, P. The extraction of soil water by the suction-cup method: a review. **Soil Science**, Baltimore, n. 42, p. 83-93, 1991.

HARGREAVES, J. C.; ADL, M. S.; WARMAN, P. R. Review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 123, p. 1-14, 2008.

HEIL, K.; SCHMIDHALTER, U. Characterization of soil texture variability using the apparent soil electrical conductivity at a highly variable site. **Computers & Geosciences**, New York, v. 39, p. 98-110, 2012.

HUANG, P. et al. Acid and Alkali Buffer Capacity of Typical Fluvo-Aquic Soil in Huang-Huai-Hai Plain. **Agricultural Sciences in China**, Oxford, v. 8, n. 11, p. 1378-1383, 2009.

JOHNSON, C. K. et al. Field-scale electrical conductivity mapping for delineating soil condition. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 65, p. 1829-1837, 2001.

KAFFKA, S. R. et al. Site-specific management in salt-affected sugar beet fields using electromagnetic induction. **Computers and Electronics in Agriculture**, New York, v. 46, p. 329-350, 2005.

KITCHEN, N. R.; SUDDUTH, K. A.; DRUMMOND, S. T. Soil electrical conductivity as a crop productivity measure for claypan soils. **Journal of Production Agriculture**, Madison, v. 12, p. 607-617, 1999.

KNIGHT, B. P. et al. Determination of chemical availability of cadmium and zinc in soils using inert soil moisture samplers. **Environmental Pollution**, Barking, v. 99, p. 293-298, 1998.

KRAVCHENKO, A. N. et al. Quantitative mapping of soil drainage classes using topographical data and soil electrical conductivity. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, p. 235-243, 2002.

KRAVCHENKO, A. N. et al. Relationship among crop grain yield, topography, and soil electrical conductivity studied with cross-correlograms. **Agronomy Journal**, Madison, v. 95, p. 1132-1139, 2003.

KUHN, J. et al. Interpretation of electrical conductivity patterns by soil properties and geological maps for precision agriculture. **Precision Agriculture**, Dordrecht, v. 10, p. 490-507, 2009.

LESCH, S. M.; CORWIN, D. L.; ROBINSON, D. A. Apparent soil electrical conductivity mapping as an agricultural management tool in arid zone soils. **Computer and Electronics in Agriculture**, New York, v. 46, p. 351-378, 2005.

LI, Y. et al. Determination of potential management zones from soil electrical conductivity, yield and crop data. **Journal of Zhejiang University Science B**, Zhejiang, v. 9, p. 68-76, 2008.

McBRIDE, R. A.; GORDON, A. M.; SHRIVE, S. C. Estimating forest soil quality from terrain measurements of apparent electrical conductivity. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 54, p. 290-293, 1990.

MORAL, F. J.; TERRÓN, J. M.; SILVA, J. R. M. Delineation of management zones using mobile measurements of soil apparent electrical conductivity and multivariate geostatistical techniques. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 106, p. 335-343, 2010.

MORARI, F.; CASTRIGNANÒ, A.; PAGLIARIN, C. Application of multivariate geostatistics in delineating management zones within a gravelly vineyard using geo-electrical sensors. **Computers and Electronics in Agriculture**, New York, v. 68, p. 97-107, 2009.

MÜLLER, T.; HOPPER, H. Soil organic matter turnover as a function of the soil clay content: consequences for model applications. **Soil Biology Biochemistry**, Elmsford, v. 36, p. 877-888, 2004.

NASCIMENTO, C. W. A. et al. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, p. 385-392, 2004.

PATRIQUIN, D. G. et al. On-farm measurements of pH, electrical conductivity and nitrate in soil extracts for monitoring coupling and decoupling of nutrient cycles. **Biological Agriculture and Horticulture**, Oxon, v. 9, p. 231-272, 1993.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, p. 911-920, 2008.

PERALTA, N. R.; COSTA, J. L. Delineation of management zones with soil apparent electrical conductivity to improve nutrient management. **Computers and Electronics in Agriculture**, New York, v. 99, p. 218-226, 2013.

PINHEIRO, G. L.; SILVA, C. A.; LIMA, J. M. Soluble carbon in oxisol under the effect of organic residue rates. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 38, p. 810-820, 2014.

PRADO, R. M.; NATALE, W. Effect of liming on the mineral nutrition and yield of growing guava trees in a typic Hapludox soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, New York, v. 39, p. 2191-2204, 2008.

QUAGGIO, J. A. et al. Nitrogen-fertilizer forms affect the nitrogen-use efficiency in fertigated citrus groves. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, Temuco, v. 177, p. 404-411, 2014.

RAIJ, B. van et al. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônômico & Fundação IAC, 1996. 285 p. (Boletim, 100).

RHOADES, J. D.; CORWIN, D. L. Measurement of inverted electrical conductivity profiles using electromagnetic induction. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, v. 44, p. 288-291, 1984.

RHOADES, J. D. Electrical conductivity methods for measuring and mapping soil salinity. *Advances in Agronomy*, San Diego, v. 49, p. 232-242, 1993.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V, V. H. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa, MG: CFSEMG, 1999. 359 p.

SAEY, T. et al. Pedotransfer function to evaluate the soil profile textural heterogeneity using proximally sensed apparent electrical conductivity. *Geoderma*, Amsterdam, v. 150, p. 389-395, 2009.

SERRANO, J. M. et al. Medição e mapeamento da condutividade elétrica aparente do solo em pastagens. *Revista de Ciências Agrárias*, Teresina, v. 33, n. 2, p. 5-14, 2010.

SILVA, V. et al. Variáveis de acidez em função da mineralogia da fração argila do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, p. 551-559, 2008.

SMETHURST, P. J. Soil solution and other soil analyses as indicators of nutrient supply: a review. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 138, p. 397-411, 2000.

SORATTO, R. P.; CRUSCIOL, C. A. C. Atributos químicos do solo decorrentes da aplicação em superfície de calcário e gesso em sistema plantio direto recém-implantado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, p. 675-688, 2008.

SOUSA, D. M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S. A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R. F. et al. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2007. p. 206-266.

SPANGENBERG, A.; CECCHINI, G.; LAMERSDORF, N. Analyzing the performance of a micro soil solution sampling device in a laboratory examination and a field experiment. **Plant and Soil**, The Hague, v. 196, p. 59-70, 1997.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry**: genesis, composition and reactions. 2nd ed. New York: J. Wiley, 1994. 496 p.

SUDDUTH, K. A.; DRUMMOND, S. T.; KITCHEN, N. R. Accuracy issues in electromagnetic induction sensing of soil electrical conductivity for precision agriculture. **Computers and Electronics in Agriculture**, New York, v. 31, p. 239-264, 2001.

SUDDUTH, K. A. et al. Relating apparent electrical conductivity to soil properties across the north-central USA. **Computers and Electronics in Agriculture**, New York, v. 46, p. 263-283, 2005.

VALENTE, D. S. M. et al. Definition of management zones in coffee production fields based on apparent soil electrical conductivity. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 69, p. 173-179, 2012.

WEIHERMÜLLER, L. et al. In situ soil water extraction: a review. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 36, p. 1735-1748, 2007.

WILLIAMS, B. G.; HOEY, D. The use of electromagnetic induction to detect the spatial variability of the salt and clay contents of soils. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 25, p. 21-27, 1987.

WONG, M. T. F.; WEBB, M. J.; WITTWER, K. Development of buffer methods and evaluation of pedotransfer functions to estimate pH buffer capacity of highly weathered soils. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 29, p. 30-38, 2013.

CAPÍTULO 2

COMPOSIÇÃO QUÍMICA DA SOLUÇÃO DO SOLO E SUA RELAÇÃO COM A CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DE SOLOS TROPICAIS: COMPARAÇÃO DE EXTRATORES DE SOLUÇÃO

**COMPOSIÇÃO QUÍMICA DA SOLUÇÃO DO SOLO E SUA RELAÇÃO
COM A CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DE SOLOS TROPICAIS:
COMPARAÇÃO DE EXTRATORES DE SOLUÇÃO**

RESUMO

Existem extratores que se diferenciam quanto ao custo, à técnica de manuseio e à eficiência para representar aquilo que o solo pode suprir à planta, ao se avaliar a composição química da solução do solo. Objetivou-se avaliar a eficiência de extração e a composição química da solução de solos por meio de extratores com membrana hidrofílica e do *Suolo Acqua*. O experimento foi conduzido em vasos de 700 cm³, em condições de laboratório, com a utilização de três solos contrastantes em relação aos teores de argila e matéria orgânica. Foram analisados os teores de F⁻, Cl⁻, NO₃⁻, Br⁻, SO₄²⁻, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, C-total, C-orgânico e C-inorgânico, pH e a condutividade elétrica (CE) na solução do solo. A composição química da solução extraída pelo sistema *Suolo Acqua* apresentou equivalência com a extraída pela membrana hidrofílica, com exceção do Na⁺ e C-solúvel, cujos teores foram menores na solução retirada pela membrana hidrofílica, nos três solos e em diferentes tempos de extração avaliados. A CE da solução do solo é regulada pela soma das concentrações de cátions e ânions que, por sua vez, são afetadas pelo pH. O aumento da CE é dependente da redução do pH e dos acréscimos nas concentrações de íons (ânions+cátions)+carbono solúvel em solução.

Palavras-chave: Condutividade elétrica. Sais solúveis. Carbono solúvel em água. Fase líquida do solo. Métodos de extração de solução do solo. Nutriente prontamente disponível.

**SOIL SOLUTION CHEMICAL COMPOSITION AND ITS RELATION
WITH THE ELECTRICAL CONDUCTIVITY OF TROPICAL SOILS:
COMPARISON OF SOLUTION SAMPLERS**

ABSTRACT

There are several types of solution samplers whose performance for simulating soil capacity in retaining nutrients to plants is related to cost, handling and installation, as well as to the chemical composition of the solution, as a consequence of sorption and adsorption capacity of the material that constitutes the extracting membrane or its performance over time. The aim of this study was to evaluate the efficiency of extraction and the chemical composition of solution of three soils, using two solution samplers, Suolo Acqua and hydrophilic membrane. The experiment was carried out in 700 cm³ vessels, under laboratory conditions, with three soils with different contents of clay and organic matter. Contents of F⁻, Cl⁻, NO₃⁻, Br⁻, SO₄²⁻, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, C-total, C-organic and C-inorganic, pH and EC in soil solutions were determined in ionic chromatographer. There was no difference among the solutions that were extracted by Suolo Acqua and hydrophilic membrane, except for Na⁺ and C-soluble contents which showed lower values when extracted with hydrophilic membrane, in all three soils and sampling times. The EC was affected by the sum of cations, anions and soluble carbon, which were affected by pH. The increase in EC was regulated by the decrease in pH and increases in concentrations of ions (cations+anions) + soluble carbon in solution.

Index terms: Electrical conductivity. Soluble salts. Water-soluble carbon. Soil liquid phase. Extraction methods of soil solution. Readily available nutrient.

1 INTRODUÇÃO

Os solos diferem nos atributos físicos, químicos e biológicos, que influenciam a dinâmica e a transferência dos nutrientes entre a fase sólida e a líquida, o que, por sua vez, influencia a disponibilidade de nutrientes às plantas (CARDOSO et al., 2013; FERNÁNDEZ; HOEFT, 2009). A fase líquida, que ocupa o espaço poroso do solo, denominada de solução do solo, é importante parâmetro para avaliar impacto ambiental (WEIHERMÜLLER et al., 2007), movimentação de íons e disponibilidade elementos químicos no solo (JIMÉNEZ et al., 2006), salinidade do solo (SILVA JÚNIOR et al., 2010), fertilidade do solo, por representar a disponibilidade de nutrientes e permitir monitorar a fertirrigação (QUAGGIO et al., 2014; SMETHURST, 2000), principalmente nos solos mais arenosos ou pouco tamponados. A solução do solo é o meio em que estão dissolvidos os nutrientes, os minerais, os elementos químicos, tóxicos ou não, que estão sujeitos à lixiviação e ou à absorção pelas plantas. Por isso, é relevante compreender a sua dinâmica e os processos de transferências e fornecimento de nutrientes da fase sólida para a líquida do solo. Uma das formas para se entender esses processos é conhecer a composição química da solução.

Existem vários métodos de extração de solução do solo que são realizados em laboratório ou em campo e que podem ser escolhidos de acordo com o objetivo, levando-se em consideração suas vantagens e desvantagens (WEIHERMÜLLER et al., 2007). Os métodos mais utilizados em laboratório são pasta de saturação do solo (RICHARDS, 1954; RHOADES, 1996), centrifugação (ADAMS et al., 1980), solução de equilíbrio de poro no solo (HILDEBRAND, 1986) e dessorção (BLATTNER et al., 2000). Os métodos mais usuais de extração da solução em campo ou em vasos, implicam na utilização de lisímetros de tensão (BARBEE; BROWN, 1986; GROSSMAN; UDLUFT, 1991) e, principalmente, cápsulas extratoras porosas, por representar as condições reais de umidade e

concentração de íons na solução do solo; além disso, são de fácil instalação e operação, além de permitir o monitoramento da solução por meio de amostragens contínuas ao longo do ciclo de plantas ou ao longo do tempo, no mesmo local, sem interferir no solo (GROSSMAN; UDLUFT, 1991).

Dentre os extratores, os mais utilizados são os com cápsulas de cerâmica (MARQUES et al., 1996; WILLIAMS; LORD, 1997), teflon (MAITRE; BOURRIE; CURMI, 1991; BEIER; HANSEN, 1992), náilon (GROSSMAN; UDLUFT, 1991) e aço inoxidável (STONE; HOBL, 1996). Os extratores variam em tamanho, comprimento, diâmetro, diâmetro de poro, formas, propriedades físicas e químicas dos materiais, embora o princípio de funcionamento seja semelhante, dado que em todos extratores é gerado um gradiente de potencial no solo em torno da cápsula porosa, o que induz o fluxo da solução do solo para o extrator, por meio de tubo, até que a solução seja depositada na seringa ou no tubo coletor.

Dependendo do tipo e da constituição química do extrator, pode haver limitações à coleta e à avaliação de elementos químicos presentes na fase líquida, como adsorção ou sorção de cátions e ânions, o que causa alterações na composição química da solução (KIGGUNDU; MIGLIACCIO, 2010; SILVA; ROSOLEM; WONG, 2004); variação no tempo de coleta, com possibilidade de reações bioquímicas, que causam alteração na composição da solução (ROSS; BARLETT, 1990; WOLT, 1994); o diâmetro do poro do extrator regula a passagem de partículas de argila e materiais orgânicos e pode causar interferências nas concentrações de nutrientes da solução (LITAOR, 1988; SPANGENBERG; CECCHINI; LAMERSDORF, 1997); entupimento de poros do extrator, o que impede coletas ao longo do tempo (DI BONITO et al., 2008; FALCON-SUAREZ et al., 2014); variação no volume coletado, em razão do material utilizado na confecção das cápsulas porosas e umidade do solo abaixo da capacidade de campo (GROSSMAN; UDLUFT, 1991); tempo de equilíbrio do meio para extração

(HUANG et al., 2000) e tempo de extração e vácuo aplicado (WOLT, 1994), além de instalação em vasos pequenos, devido ao tamanho do extrator e ao custo de alguns extratores que, muitas vezes, são caros e produzidos em outros países, portanto, dependentes de exportação.

Ao comparar extratores de cerâmica e teflon, Zimmerman, Price e Montgomery (1978) relataram vantagens do teflon, dado que não houve entupimento com coletas em longo prazo ou alteração nas concentrações de nutrientes na solução, por se tratar de material inerte. Por outro lado, o extrator de cerâmica reteve NH_4^- , PO_4^- , NO_3^- , NO_2^- e Si. Apesar da melhor qualidade de resultados, estes mesmos autores relatam que os materiais de teflon são caros, o que inviabiliza muitos estudos. De acordo com Litaor (1988), um grande problema de extratores de cerâmica é a sua capacidade de adsorver ânions e liberar cátions como Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} . Alguns trabalhos relatam a limitação de extratores de cerâmica devido à adsorção de íons, subestimando os seus teores (MENENDEZ; GALLARDO; VICENTE, 2003; KIGGUNDU; MIGLIACCIO, 2010) e a liberação de Ca^{2+} e Mg^{2+} , superestimando as concentrações desses cátions (SILVA; ROSOLEM; WONG, 2004).

Dentre as vantagens e as desvantagens de extratores comumente utilizados, os de membranas hidrofílicas e inertes, com diâmetro de poro específico para retenção de organismos ou partículas presentes na solução do solo, surgem como alternativa promissora para diminuir essas limitações, dado que o material, por ser inerte, não interfere na sorção dos íons presentes na fase líquida (KNIGHT et al., 1998; SPANGENBERG; CECCHINI; LAMERSDORF, 1997). No entanto, trata-se de extratores produzidos em outros países, daí o custo ser maior do que os nacionais, que podem ser reciclados poucas vezes e, em função do uso contínuo, podem se tornar inviáveis, devido a possível entupimento ou oclusão de poros.

Dessa forma, extratores de baixo custo, de fácil instalação e manuseio, eficientes em coletas de solução do solo ao longo do tempo, tanto em campo como em vasos pequenos, e que representem fielmente a composição da solução do solo, garantindo a sua qualidade, têm sido demandados para viabilizar pesquisas. Por isso, o extrator apresentado neste estudo é comparado com um extrator referência no mercado, que é o que tem poro de diâmetro controlado e membrana hidrofílica, como alternativa para avaliação da CE, pH, frações de C solúveis e concentrações de íons na solução do solo; o teste do extrator justifica-se também em função de ser de baixo custo, não reter e nem liberar íons, e pelo fato de a coleta ser realizada em menor tempo, não causando entupimento de poros ao longo do tempo, permitindo o uso em várias coletas de solução, em diferentes solos.

Este estudo foi realizado com o objetivo de avaliar a eficiência de extração e a composição química de solução de solos com características contrastantes. Como referência, foi utilizado extrator com diâmetro de poro conhecido, no caso a membrana hidrofílica. Também se avaliou a relação da condutividade elétrica com a concentração de íons na solução dos três solos investigados.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Foram testados dois extratores, o de membrana hidrofílica (MH), tomado como referência, e o *Suolo Acqua*, desenvolvido no Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (UFLA). Os dois tipos de extratores foram testados em três solos com variações na fertilidade e em teores de argila e matéria orgânica, sendo classificados como RQ-Neossolo Quartzarênico, LHd-Latossolo Húmico distrófico e CXbd-Cambissolo Háplico Tb distrófico. Os solos foram coletados sob condições naturais, na camada de 0-20 cm, secos ao ar, destorroados e peneirados em 2 mm. Antes de instalar o experimento, foi feita a caracterização química e física das amostras de solos (Tabela 1). O delineamento utilizado foi o inteiramente casualizado, em arranjo fatorial de 2 x 4 x 3, com dois extratores de solução do solo e quatro épocas de coleta de solução, em três solos, com três repetições, totalizando 72 parcelas experimentais.

Na caracterização química do solo, foram analisados pH em água, pH SMP, condutividade elétrica (CE), Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , carbono total (CT), matéria orgânica (MO), nitrogênio total (N), NH_4^+ , NO_3^- , S-sulfato, K^+ , P, P-remanescente, Zn^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cu^{2+} e B, e calculadas a acidez potencial (H+Al), a saturação por Al (m), a saturação por bases (V) e a capacidade de troca de cátions (CTC) a pH 7 e efetiva (t), seguindo-se protocolos analíticos disponibilizados em Silva (2009).

Tabela 1 Atributos de fertilidade do solo, condutividade elétrica e textura dos três solos investigados

Solo ¹	pH água	K ⁺ mg dm ⁻³	P mg dm ⁻³	Ca ²⁺ mg dm ⁻³	Mg ²⁺ mg dm ⁻³	Al ³⁺ cmol _c dm ⁻³	H+Al mg dm ⁻³	t	T	V	m	CT	MO	N-total
											%		dag kg ⁻¹	g kg ⁻¹
LHd	5,5	101	4,2	3,2	1,2	0,4	7,9	5,1	12	35	8,3	6,5	7,1	5,9
RQ	5,2	39	14	0,4	0,1	0,6	4,0	1,2	4,6	14	53	0,9	1,6	1,1
CXbd	5,6	59	2,6	2,3	0,4	0,3	4,2	3,1	7,0	40	8,7	3,0	3,7	3,3
	CE	P-rem	Zn ²⁺	Fe ²⁺	Mn ²⁺	Cu ²⁺	B	S ²	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Argila	Silte	Areia	
	μS cm ⁻¹	mg L ⁻¹	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	dag kg ⁻¹	dag kg ⁻¹	dag kg ⁻¹	dag kg ⁻¹	dag kg ⁻¹	dag kg ⁻¹
LHd	76	7,3	2,2	47	16	0,7	0,1	7,5	35	23	51	15	34	
RQ	35	41	0,6	79	3,7	0,3	0,1	5,1	22	28	4	3	93	
CXbd	62	27	2,8	116	22	1,1	0,1	9,9	29	27	35	19	46	

⁽¹⁾Nomenclatura dos solos, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA, 2006).

⁽²⁾Sulfato. RQ-Neossolo Quartzarênico; LHd-Latossolo Húmico distrófico; CXbd-Cambissolo Háplico Tb distrófico. S-sulfato; MO=matéria orgânica; CT=carbono total; P= extraível em solução de Mehlich-1; P-rem=fósforo remanescente; t=capacidade de troca de cátions efetiva; T=capacidade de troca de cátions a pH 7, CE=condutividade elétrica

Para a determinação do pH em água e da condutividade elétrica (CE) do solo, utilizou-se relação solo:água de 1:2,5 (10 cm³ de TFSA + 25 mL de H₂O), sendo a mistura solo-água agitada por 30 minutos, mantida em repouso por outros 30 minutos e agitada novamente por 30 segundos, para, a seguir, proceder-se à leitura da CE. Os teores de carbono total (CT) foram determinados por combustão seca, em analisador da marca Elementar, modelo Vario Cube TOC. A CE foi determinada em condutivímetro TECNAL-TEC 4MP. Análise granulométrica do solo foi realizada pelo método de Bouyoucos (EMBRAPA, 1997).

2.1 Extração da solução do solo

O extrator referência utilizado foi constituído de um material quimicamente inerte de polímero poroso hidrofílico (mistura de polivinilpirrolidona e polietersulfona), de 0,1 μm de diâmetro de poro e comprimento de 10 cm, com diâmetro externo de 2,5 mm e interno de 1,4 mm; a

membrana extratora foi ligada a tubo de PVC de 10 cm de comprimento e este tubo foi acoplado a um conector macho do tipo *Luer-lock*. Na parte interna do tubo de PVC, foi colocado um fio de aço inoxidável para reforço da estrutura. O extrator de solução *Suolo Acqua* proposto como alternativa é composto de um filtro interno de fibra de material inerte, com 2 cm de comprimento e 0,8 cm de diâmetro revestido por um filtro externo de plástico poroso de 50 mesh, conectado a um tubo flexível de silicone com dimensões (4,7 mm de diâmetro e 40 cm de comprimento). O princípio físico de funcionamento dos extratores de MH e *Suolo Acqua* consiste de sucção a vácuo, gerando um gradiente de potencial no solo em torno da cápsula, o que fez com que a solução do solo fluísse dos poros do solo para as cápsulas porosas e fosse depositada em tubo coletor.

Em cada unidade experimental, foram acondicionados os dois extratores em vasos de 740 cm³, que foram preenchidos com 700 cm³ de cada solo, cujas massas diferenciam-se em função da densidade: 1.150 g de NQ, 700 g de LHd e 750 g de CXbd. A instalação dos extratores foi realizada de modo que eles permanecessem no centro de vaso. Os extratores foram cuidadosamente acondicionados nos solos, com o uso de terra fina com agregados em torno de 1 mm de diâmetro ao redor das cápsulas, com leve compactação desse solo em torno das cápsulas, visando evitar que bolhas de ar causassem a descontinuidade do sistema solo-água-extrator.

Após a instalação dos extratores, foi adicionada água deionizada, visando atingir teor de água próximo da capacidade de campo, mantendo-se por um período de 12 horas, visando equilíbrio entre o solo e a fase líquida. Após esse período, foram realizadas as extrações, que consistiram de quatro coletas, sendo as três primeiras realizadas a cada dois dias e a quarta, realizada 10 dias após a terceira coleta. A coleta de solução do solo foi realizada com um tubo de 20 mL, submetido a um vácuo, com auxílio de uma bomba com padronização de pressão por manômetro de, aproximadamente, -70 kPa no interior de um tubo coletor, o

que foi suficiente para a coleta de 15 mL de solução. Uma agulha hipodérmica foi colocada na extremidade do tubo fino conectado aos extratores, que foi inserida no tubo coletor com vácuo, para o recolhimento da solução. Após 10 horas da aplicação do vácuo, foram coletadas as amostras de solução dos tubos, as quais foram filtradas em membranas de 0,45 μm de diâmetro de poro e armazenadas em geladeira, a ± 3 $^{\circ}\text{C}$, para análises posteriores.

2.2 Análise da solução do solo

As concentrações de F^{-} , Cl^{-} , NO_3^{-} , Br^{-} , SO_4^{2-} , Na^{+} , NH_4^{+} , K^{+} , Mg^{2+} e Ca^{2+} foram determinadas em cromatógrafo iônico (ICS 1100, Dionex), operando com detector de condutividade DS6. As colunas utilizadas foram a Ion Pack AS23, para espécies aniônicas, e Ion Pack CS12A, para espécies catiônicas. Na análise cromatográfica, a solução eluente utilizada foi a de 45 mmol L^{-1} de Na_2CO_3 /14 mmol L^{-1} de NaHCO_3 , para ânions, e 20 mmol L^{-1} de H_2SO_4 , para cátions, com o fluxo de 0,25 mL min^{-1} e volume de injeção de 20 μL . A curva padrão foi preparada a partir de soluções estoques padrões da Dionex, com concentrações variando de 0,1 a 40 mg L^{-1} , para ânions e 0,25 a 100 mg L^{-1} , para cátions. O pH foi determinado em medidor de bancada e a CE determinada em condutivímetro TECNAL-TEC 4MP, direto na solução coletada. As concentrações de carbono inorgânico solúvel (CIS), carbono orgânico solúvel (COS) e carbono total solúvel (CTS) presentes na solução do solo foram determinadas em analisador automático tipo TOC (Elementar, modelo Vario Cube), em modo líquido. Nessa fase, foram utilizados como padrões o fitalato ácido de potássio e o carbonato de sódio da marca Elementar.

2.3 Análise estatística

Os dados foram submetidos à análise de variância, com a aplicação do teste F, a 5% de probabilidade de erro ($P < 0,05$), utilizando-se o programa SISVAR (FERREIRA, 2014). Foram realizadas análises de regressões com múltiplos parâmetros, nas relações entre a CE da solução e a concentrações de íons nessa mesma matriz, visando explicar o comportamento e o grau de associação desses atributos.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Composição química da solução

Houve efeito significativo entre os extratores somente para as concentrações de Na^+ , COS e CTS, na solução dos três solos (LHd, RQ e CXbd), nas quatro coletas, ao longo do tempo. Na comparação entre as coletas ao longo do tempo, foram constatados efeitos significativos para as concentrações de ânions, cátions, Σ ânions, Σ cátions, Σ ânions+cátions, CIS, COS, CTS, valores de pH e CE, para os três solos. Não foi observado efeito para a interação entre os extratores e o tempo de coleta, para os atributos químicos analisados na solução dos três solos.

De modo geral, as concentrações de ânions (F^- , Cl^- , NO_3^- , Br^- , SO_4^{2-}) e o Σ ânions nas soluções obtidas pelo *Suolo Acqua* dos três solos, nos diferentes tempos de coleta de solução, apresentaram resultados equivalentes àqueles obtidos pela MH (Figura 1). As concentrações de F^- variaram de 1,5 a 13,3 mg L^{-1} , no LHd; de 39 a 4,8 mg L^{-1} , no CXbd e foram quase nulas no RQ, ao longo do tempo. As concentrações de Br^- foram crescentes nas soluções do LHd ao longo do tempo; nas soluções do RQ e CXbd, houve poucas oscilações até a terceira e a quarta coleta. As concentrações de Cl^- diminuíram acentuadamente entre a primeira e a segunda coleta, mas mantiveram-se estáveis ao longo do tempo, no LHd. Nas soluções do RQ e CXbd, houve poucas oscilações nas concentrações de Cl^- , em todas as coletas. As concentrações de NO_3^- , levando em consideração as soluções obtidas dos três solos, variaram de 0 a 4,9 mg L^{-1} , havendo diminuição acentuada de NO_3^- entre a primeira e a segunda coleta, permanecendo estável na terceira coleta. Já na quarta coleta, o NO_3^- não foi detectado na solução do LHd. As concentrações de NO_3^- para as soluções do RQ e CXbd variaram pouco ao

longo do tempo, até a terceira coleta, tendo apresentado um acentuado aumento na quarta coleta, para a solução do RQ, aos 14 dias.

O comportamento do SO_4^{2-} ao longo do tempo foi diferenciado para cada solo, com pequena redução entre a primeira e a segunda coleta e redução mais acentuada na terceira coleta, quando o SO_4^{2-} se manteve estável até a quarta coleta, para o LHD. No RQ, as concentrações do ânion praticamente não variaram ao longo do tempo, enquanto no CXbd foi verificada redução de SO_4^{2-} na solução, até a terceira coleta, quando o sulfato praticamente desapareceu da solução. Na quarta coleta, foi notado aumento nas concentrações de SO_4^{2-} . Essa dinâmica diferenciada para cada solo, ao longo do tempo, deve-se a uma série de processos bioquímicos e químicos acontecendo simultaneamente, com alterações no balanço e nas taxas de transferência de nutrientes entre a fase sólida e a líquida. Assim, na solução do solo, como o aumento do pH, há dessorção do SO_4^{2-} , devido à desprotonação das superfícies minerais (MARSH; TILLMAN; SYERS, 1987); a diminuição do pH causa a adsorção de SO_4^{2-} pelos coloides, por ligações covalentes, com troca de ligantes (ZHANG; YU, 1997).

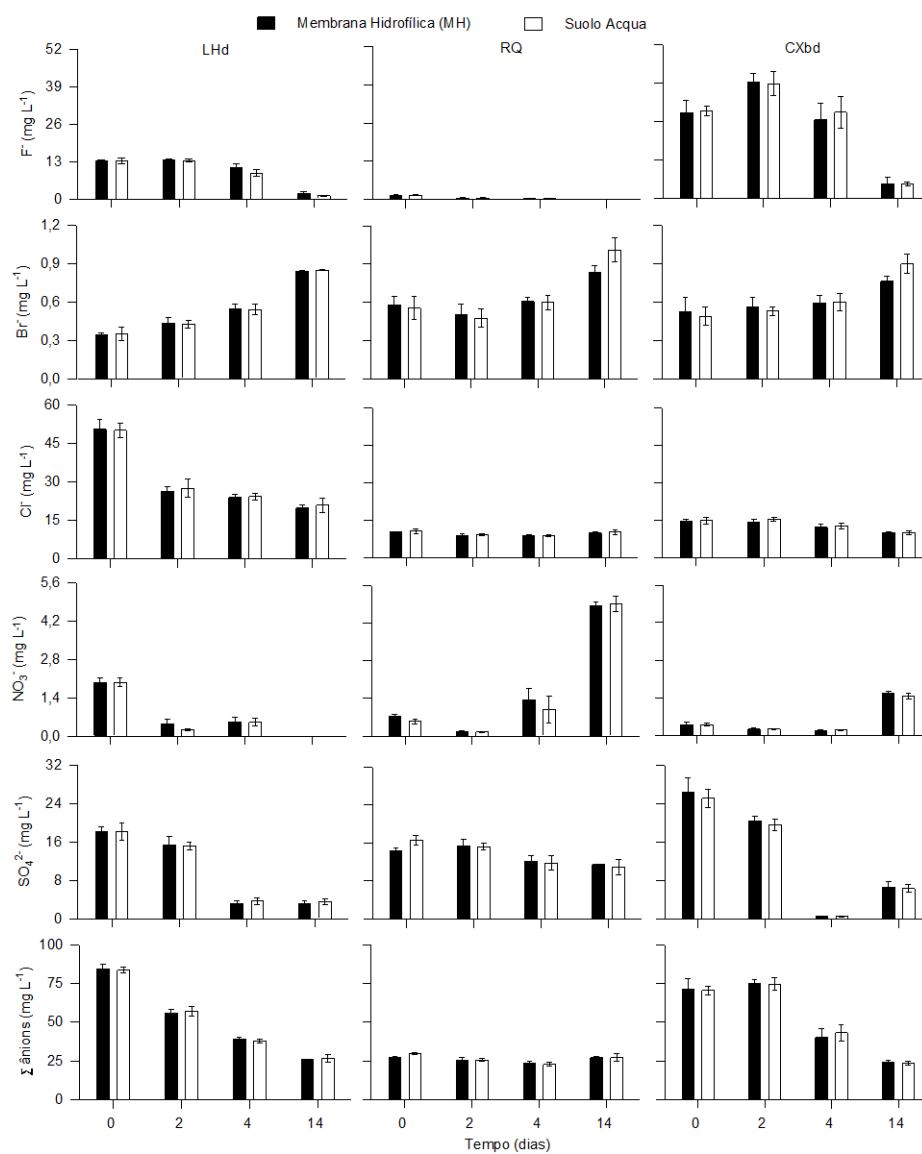


Figura 1 Concentrações de ânions em soluções de três solos obtidas por dois extratores ao longo do tempo. F⁻ = fluoreto; Cl⁻ = cloreto; NO₃⁻ = nitrato; Br⁻ = brometo; SO₄²⁻ = sulfato. LHd-Latossolo Húmico distrófico; RQ-Neossolo Quartzarênico; CXbd-Cambissolo Háplico Tb distrófico

O Σ ânions reduziram sucessivamente nas quatro coletas, para o LHD, e a partir da segunda amostragem de solução no CXbd, enquanto nas soluções do RQ houve pequenas oscilações. Este resultado deve-se à magnitude diferenciada de processos e reações que ocorrem e são intrínsecas a cada solo, notadamente a taxa de decomposição da matéria orgânica do solo, a atividade microbiana e as reações de equilíbrio entre a fase líquida e a sólida (GLOAGUEM et al., 2007). As concentrações PO_4^- foram praticamente nulas nas soluções dos três solos, ao longo do tempo, com níveis abaixo do limite de detecção do método empregado para a determinação desse ânion. Os solos tropicais apresentam grande afinidade com fosfato, em razão da baixa quantidade de cargas negativas e da presença de óxidos de ferro e alumínio.

As concentrações de cátions (Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) são similares nas soluções obtidas por ambos os extratores (MH e *Suolo Acqua*), com valores de Na^+ maiores para as soluções obtidas pelo *Suolo Acqua*, em comparação a MH, nas soluções dos três solos e nas diferentes épocas de sua coleta (Figura 2). Foram observadas maiores concentrações de NH_4^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} e Σ cátions para o LHD e CXbd, quando comparados com o RQ, que apresentou maiores concentrações somente de Na^+ . Essas maiores concentrações de cátions observadas para o LHD e CXbd se devem aos maiores teores de argila e matéria orgânica desses solos, favorecendo maiores retenções de cátions, que são liberados gradualmente e propiciam maior fator intensidade, ou seja, mais cátions na solução desses solos (RONQUIM, 2010). Pequenas oscilações foram constatadas para as concentrações de Na^+ na solução ao longo do tempo, nos três solos.

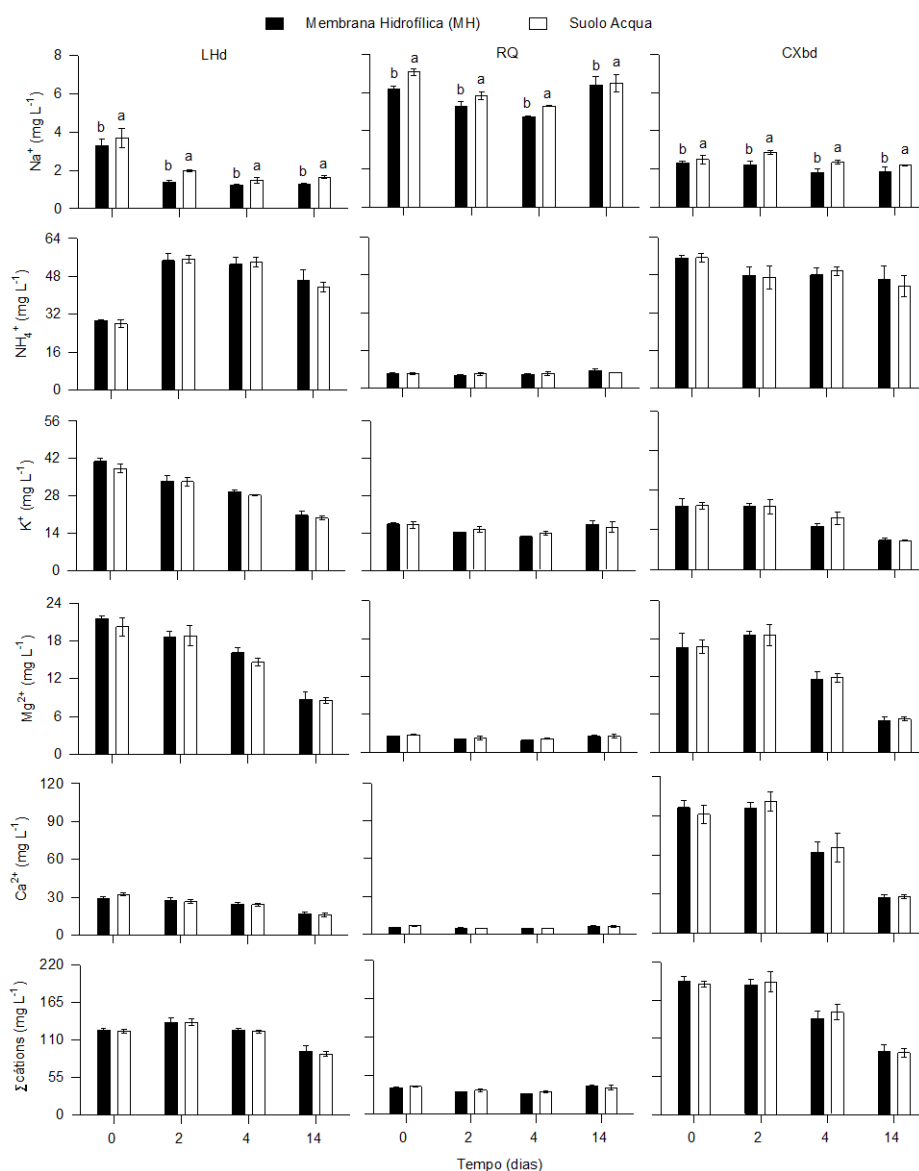


Figura 2 Concentrações de cátions em soluções de três solos obtidas por dois extratores ao longo do tempo. Na⁺ = sódio; NH₄⁺ = amônio; K⁺ = potássio; Mg²⁺ = magnésio; Ca²⁺ = cálcio. LHd-Latossolo Húmico distrófico; RQ-Neossolo Quartzarênico; CXbd-Cambissolo Háplico Tb distrófico. Médias seguidas de letras diferentes, entre os extratores, diferem estatisticamente entre si, pelo teste F (p < 0,05)

As concentrações de NH_4^+ oscilaram pouco no RQ, enquanto no LHd foi verificado acréscimo acentuado na segunda coleta, com decréscimos na terceira e na quarta coleta. No CXbd foi verificado decréscimo no NH_4^+ ao longo do tempo, demonstrando que a dinâmica dessa forma de N mineral é específica para cada solo. Os teores de K^+ , Mg^{2+} e Ca^{2+} apresentaram comportamento semelhante nas soluções nos três solos, com diminuição crescente no LHd, poucas oscilações no RQ e decréscimos na terceira e na quarta coleta. Comportamento semelhante para esses três cátions também foram observados por Miranda et al. (2006) e Oliveira et al. (2011), em diferentes solos, sistemas de manejo e profundidades de solo. O Σ cátions se manteve estável nas três primeiras coletas, com pequeno decréscimo na quarta coleta no LHd. No RQ, houve pequenas oscilações nos teores dos cátions ao longo do tempo e, no CXbd, os teores dos cátions mencionados mantiveram-se estáveis até a segunda coleta, com decréscimos sucessivos na terceira e na quarta coleta.

As concentrações de CIS e valores de pH, CE e $\Sigma(\text{ânions}+\text{cátions})$ apresentaram resultados equivalentes para os dois extratores, MH e *Suolo Acqua*, ao longo do tempo, nos três solos. Entretanto, para as concentrações de COS e CTS, foram verificados teores significativamente maiores nas soluções extraídas pelo *Suolo Acqua*, em comparação com as soluções extraídas pelo MH, o que levanta a hipótese de que pode haver retenção de C-solúvel pela MH (Figura 3) ou a MH pode ser seletiva a moléculas orgânicas de maior massa molar, já que seus poros são reduzidos e impedem a extração de microrganismos, ao se coletar a solução do solo.

As concentrações de CIS nas soluções do LHd e CXbd apresentaram poucas oscilações ao longo do tempo, com aumentos expressivos na última coleta. No RQ, as concentrações de CIS na solução diminuíram de forma sucessiva ao longo do tempo. As concentrações de COS e CTS mantiveram-se estáveis nas quatro coletas do LHd; nas soluções dos solos RQ e CXbd, as concentrações de

COS e CTS apresentaram ligeiras reduções sucessivas na terceira e na quarta coleta. Verificou-se que LHd e CXbd proporcionaram concentrações de COS e CTS em solução muito superiores em relação às observadas para a solução do RQ. Isso é comum, dado que os teores de C extraíveis em água dependem do teor de C total do solo (PINHEIRO; SILVA; LIMA, 2014), podendo ser justificado pelos elevados teores de C total que esses solos têm, com teores de 6,5% para o LHd, 3,0% para o CXbd e 0,9% para o RQ. De acordo com Ciotta et al. (2004), as concentrações de C solúvel são diretamente relacionadas aos teores de C total do solo.

As menores concentrações de C solúvel constatadas em soluções extraídas com extrator de MH para os três solos podem ser devido ao diâmetro do poro (0,1 μ m) que este extrator tem, impedindo que moléculas maiores de C e complexo-metálico fossem coletadas (SPANGENBERG; CECCHINI; LAMERSDORF, 1997), enquanto o extrator *Suolo Acqua* ainda não tem diâmetro de poro definido, mas, certamente, é superior a 0,45 μ m; cabe ressaltar que as soluções, depois de extraídas, foram filtradas em membrana de 0,45 μ m de diâmetro de poro, por ser considerada C-solúvel a fração passada por este tamanho de poro (CHOW et al., 2005). Em alguns estudos há relatos de que o extrator de MH retém C-solúvel e complexo-metálico (SIGFUSSON; PATON; GISLASON, 2006; SPANGENBERG; CECCHINI; LAMERSDORF, 1997).

O pH da solução apresentou comportamento diferenciado para cada solo ao longo do tempo, com aumento crescente no LHd, variando de 6 a 7,4. No RQ, o pH da solução variou de 5,7 a 7,0, com ligeiro aumento na segunda coleta e pequenos decréscimos na terceira e na quarta coleta, enquanto no CXbd houve oscilação entre as três primeiras coletas, dado que o pH variou de 5,4 a 5,7, com aumento mais acentuado na quarta coleta, em que o pH da solução foi 7,3.

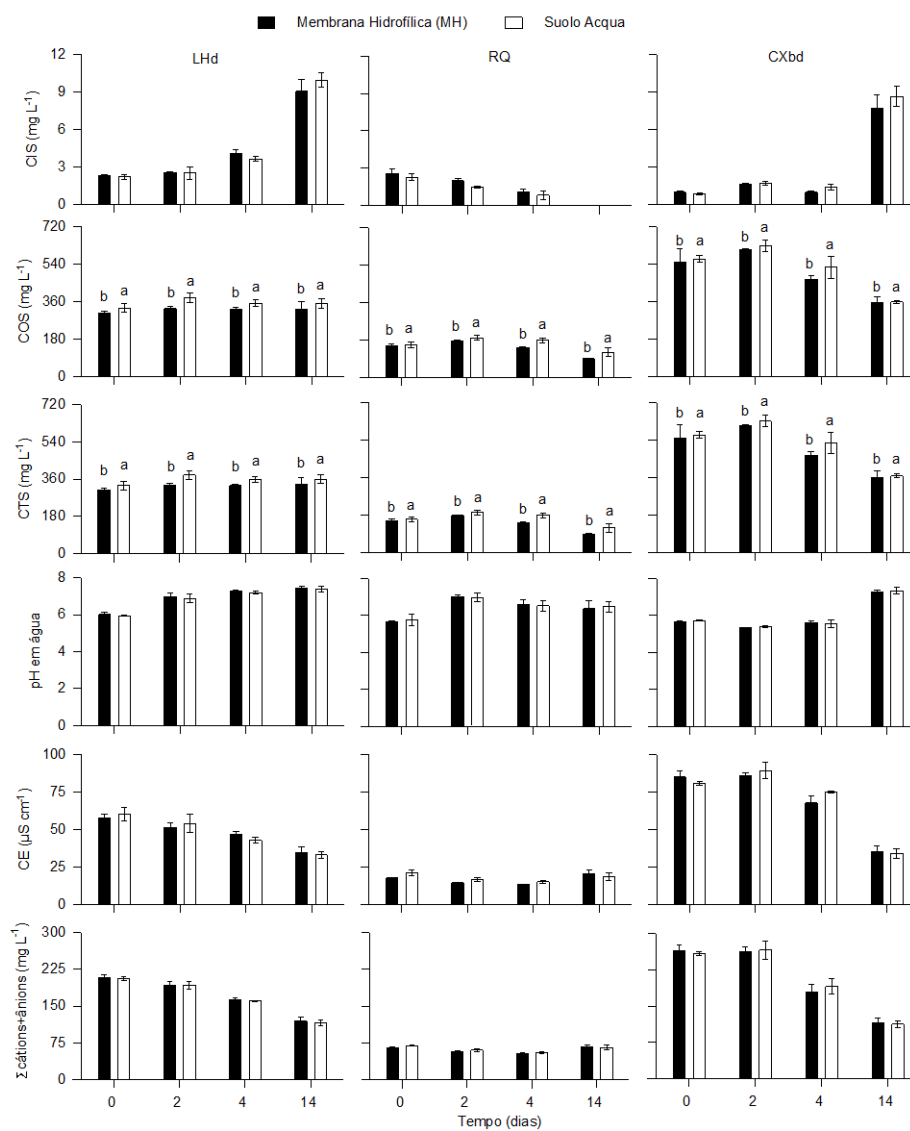


Figura 3 Concentrações de carbono inorgânico solúvel (CIS), carbono orgânico solúvel (COS), carbono total solúvel (CTS), valores de pH e condutividade elétrica (CE) em soluções de três solos, obtidas por dois extratores, ao longo do tempo. LHd-Latossolo Húmico distrófico; RQ-Neossolo Quartzarênico; CXbd-Cambissolo Háplico Tb distrófico. Médias seguidas de letras diferentes, entre os extratores, diferem estatisticamente entre si, pelo teste F ($p < 0,05$)

O aumento do pH pode ser justificado pela mineralização de formas orgânicas de nitrogênio, desnitrificação e descarboxilação dos ácidos orgânicos (SILVA; MENDONÇA, 2007), dentre outros processos que ocorrem no solo, enquanto a diminuição do pH ocorre, principalmente, pela oxidação do NH_4^+ a NO_3^- da matéria orgânica do solo, com a liberação de dois átomos de 2H^+ na solução do solo para cada molécula convertida (TISDALE et al., 1993), além da liberação de H^+ pela decomposição da matéria orgânica (RANGEL; SILVA, 2007; SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007).

O pH é um dos atributos mais relevantes que afetam a fertilidade da solução, pois atua na solubilidade, na concentração e na forma iônica dos nutrientes na solução do solo, afetando a absorção e determinando a disponibilidade de nutrientes e outros elementos químicos para as plantas (McBRIDE; BLASIAK, 1979). O aumento do pH pode ser justificado pela mineralização de formas orgânicas de nitrogênio, desnitrificação e descarboxilação dos ácidos orgânicos (SILVA; MENDONÇA, 2007), dentre outros processos que ocorrem no solo, enquanto a diminuição do pH ocorre, principalmente pela oxidação do NH_4^+ a NO_3^- da matéria orgânica do solo, com a liberação de dois átomos de 2H^+ na solução do solo para cada molécula convertida (TISDALE et al., 1993), além da liberação de H^+ pela decomposição da matéria orgânica (RANGEL; SILVA, 2007; SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007). O pH é um dos atributos mais relevantes na fertilidade da solução, pois atua na solubilidade, na concentração e na forma iônica dos nutrientes na solução do solo, afetando a absorção e determinando a disponibilidade de nutrientes e outros elementos para as plantas (MCBRIDE; BLASIAK, 1979).

A CE, que indica as concentrações de íons na solução, variou de 59 a 34 $\mu\text{S cm}^{-1}$ no LHd, com reduções sucessivas ao longo do tempo. Na solução do RQ, variou de 15 a 19 $\mu\text{S cm}^{-1}$, com pequenas oscilações ao longo do tempo e, na solução do CXbd, variou de 87 a 83 $\mu\text{S cm}^{-1}$, na primeira e na segunda coleta,

com reduções alcançando valores de 70 e 34 $\mu\text{S cm}^{-1}$, para a terceira e a quarta coletas, respectivamente. Observa-se que os valores do $\Sigma\text{íons}$ (cátions+ânions) apresentaram o mesmo comportamento da CE nas soluções extraídas dos três solos, ao longo do tempo, demonstrando que a alteração da CE da solução do solo é resultado da disponibilidade de íons na solução, como foi verificado por Sahrawat e Narteh (2002). As oscilações da CE acompanham as alterações do pH de modo inverso, ao longo do tempo, nos três solos, ou seja, quando ocorre o aumento do pH, a CE é diminuída e vice-versa, indicando que a solubilização e precipitação de íons em solução é dependente do pH (MCBRIDE; BLASIAK, 1979; SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007) e modula a CE.

A CE das soluções do RQ, ao longo do tempo, apresentou valores muito inferiores aos das soluções do LHd e CXbd, o que é justificado pelas menores concentrações de ânions, cátions e C na solução, tendo em vista que a CE representa o somatório de sais na solução do solo. Os maiores valores de CE observados para as soluções do LHd e CXbd se devem à capacidade desses solos de reter maiores quantidades de íons, principalmente os cátions, como K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e NH_4^+ , devido aos maiores teores de matéria orgânica e argila, que agem como acumuladores de íons, resultado em maiores valores de CE do solo (Tabela 1) e, conseqüentemente, maiores valores de CE em solução.

3.2 Relação entre a condutividade elétrica e concentrações de nutrientes

Foram realizadas regressões múltiplas visando relacionar a CE em função do pH e de $\Sigma(\text{ânions+cátions})+\text{CST}$ das soluções obtidas pelos dois extratores (MH e *Suolo Acqua*), nas quatro coletas dos três solos (Figura 4). O resultado foi significativo a $P \leq 0,05$, para os parâmetros da equação gerada com os valores de CE, pH e $\Sigma(\text{ânions+cátions})+\text{CST}$ das soluções obtidas pelo extrator *Suolo Acqua*, e significativo, $P \leq 0,10$, para os parâmetros da equação gerada com os valores de

CE, pH e $\Sigma(\text{ânions+cátions})+\text{CTS}$ das soluções obtidas pelo extrator de MH. Este resultado demonstra que a CE da solução do solo é aumentada na medida em que os valores de pH são diminuídos e as concentrações de ânions, cátions e C-solúvel são aumentadas, o que torna a CE da solução um atributo complexo e dinâmico, resultante de diversas variáveis atuando em conjunto.

Miranda et al. (2006), avaliando soluções de solos com diferentes usos e manejos, constataram que a solução do solo sob cafeeiro apresentou os maiores valores de CE, as maiores concentrações de C solúvel, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e os menores valores de pH, enquanto a solução do solo sob pastagem apresentou os menores valores de CE e concentrações de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , N-nítrico e os maiores valores de pH, ao longo do tempo, em três profundidades.

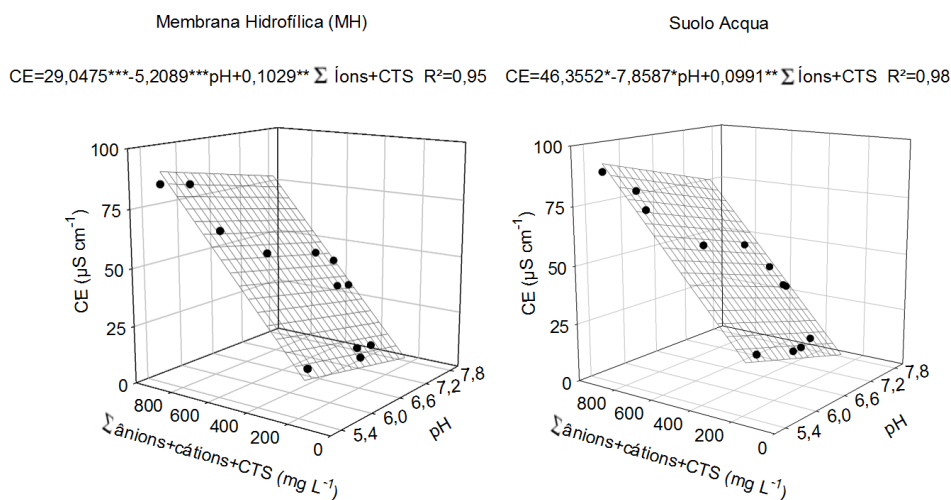


Figura 4 Regressão linear múltipla para a CE das soluções de três solos coletadas em quatro tempos (n=12), em função do pH e do Σ íons (A) e Σ íons+CTS (B). CE=condutividade elétrica; CTS=carbono total solúvel; ânions= F^- , Cl^- , NO_3^- , Br^- , SO_4^{2-} ; cátions= Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} ; P valor=probabilidade de significância. *, ** e *** = significativos, a 1%, a 5% e a 10%, respectivamente, pelo teste F

A elevação do pH da solução pode ocorrer por meio da neutralização do H^+ e Al^{3+} , e pela complexação desses íons com compostos orgânicos (FRANCHINI et al., 2001; HUE, 2011; PAVINATO; ROSELEM, 2008) e pela formação de $CaCO_3$ precipitado (POCKNEE; SUMNER, 1997), diminuindo a solubilidade de Ca^{2+} e C na solução do solo (FRANCHINI et al., 2001). Com o aumento do pH da solução para valores acima de 6,5, vários elementos, como N, P, Ca, Mg, S, Fe, Cu, Mn, Zn e B, começam a se precipitar, ficando indisponíveis (BRACCINI; BRACCINI; MARTINEZ, 1999; SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007) e, conseqüentemente, reduz a CE. A redução do pH atuando no aumento da CE em solução neste trabalho é válida para valores de pH que variaram de 5,3 a 7,5, nas soluções coletadas ao longo do tempo, em três solos, de modo que valores abaixo e acima dos citados ainda precisam ser investigados.

A interferência da concentração do C solúvel na alteração da CE em solução é justificada pela presença de ácidos orgânicos, principalmente os aniônicos, na ocupação de sítios de adsorção de nutrientes aniônicos no solo, fazendo com que os ânions fiquem mais disponíveis na solução (PAVINATO; ROSELEM, 2008), tendo em vista que o C solúvel é composto por uma gama de ácidos orgânicos (GUPPY et al., 2005). Dessa forma, os valores de pH e as concentrações C solúvel agem como reguladores da CE na solução, controlando a disponibilidade de íons, o que torna a CE dependente da adsorção e da dessorção em coloides minerais e orgânicos, precipitação e dissociação de íons e mineralização do solo (FERREIRA; MARTINEZ, 1997; NOVAIS; MELLO, 2007).

A menor precisão da regressão múltipla para os resultados obtidos pelo extrator de MH pode ser justificada por vários fatores, como o menor diâmetro do poro da MH de 0,1 μm , com retenção de C solúvel (Figura 3), maior tempo para a extração da solução do solo, seja pelo menor diâmetro do poro ou pelo entupimento ao longo do tempo. Além disso, foi constatado, durante o período

experimental, que o extrator de MH demandava mais tempo para obter o volume de solução previamente determinado (15 mL), apresentando sinais de entupimento e, por isso, foi necessário, algumas vezes, aplicar mais vácuo no tubo coletor para completar o volume de 15 mL. Spangenberg, Cecchini e Lamersdorf (1997), testando o extrator de MH, demonstraram que foi gasto um dia para coletar 15 mL de solução em solo argiloso. Para a aproximação da solução fiel do solo é necessário que a mesma seja extraída o mais rápido possível (MEURER; ANGHINONI, 2012; ZAMBROSI; ALLEONI; CAIRES, 2008). O tempo gasto para a extração de 15 mL de solução com o extrator *Suolo Acqua* variou de 2 a 4 horas, dependendo do tipo de solo, com umidade na capacidade de campo.

Apesar de o extrator de MH ter surgido como uma alternativa promissora, por ser constituído de material inerte, é um produto importado, tem custo elevado e pode não ser indicado para coletas sucessivas, devido ao entupimento de poros. Assim, o extrator *Suolo Acqua* surge como alternativa, por ser um produto nacional, de baixo custo o que viabiliza projetos de pesquisas, não retém e nem libera íons, assegurando coleta de solução com composição que se aproxima a do campo. Além disso, a coleta pode ser realizada em menor tempo, devido à eficiência na extração, impedindo reações bioquímicas, não causa entupimento ao longo do tempo e permite coletas sucessivas de solução, em diversos tipos de solos.

4 CONCLUSÕES

- a) A composição química da solução do solo extraída pelo *Suolo Acqua* se iguala à determinada para a solução extraída pela MH, com exceção do Na^+ e C-solúvel, cujos teores são menores nas soluções extraídas com a MH, nos três solos, ao longo das coletas sucessivas de solução.
- b) Os solos diferem quanto à composição química da solução, com maiores valores de CE, soma de cátions e ânions, teores de C-solúvel ocorrendo no LHD e CXbd, que têm os maiores teores de argila e de matéria orgânica.
- c) A soma de íons é um preditor da CE, mas esse atributo é mais bem regulado pelo pH, em conjunto com a soma das concentrações de cátions, ânions e C-solúvel, de modo que a CE aumenta quando, simultaneamente, ocorrem redução do pH e aumentos das concentrações de íons (ânions+cátions)+carbono solúvel na solução.

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq (processo 308592/2011-5), por financiar as ações de pesquisa deste trabalho e pela concessão de bolsas de estudo aos autores.

REFERÊNCIAS

ADAMS, F. et al. A comparison of column-displacement and centrifuge methods for obtaining soil solutions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, p. 733-735, 1980.

BARBEE, G. C.; BROWN, K. W. Comparison between suction and free-drainage soil solution samplers. **Soil Science**, Baltimore, v. 141, p. 149-154, 1986.

BEIER, C.; HANSEN, K. Evaluation of porous cup soil-water samplers under controlled field conditions: comparison of ceramic and PTFE cups. **Soil Science**, Baltimore, v. 43, p. 261-271, 1992.

BLATTNER, M. et al. The desorption solution - an alternative approach to measure water-soluble ions in soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Temuco, v. 163, p. 583-587, 2000.

BRACCINI, M. C. L.; BRACCINI, A. L. E.; MARTINEZ, H. E. P. Critérios para renovação ou manutenção de solução nutritiva em cultivo hidropônico. **Ciências Agrárias**, Teresina, v. 20, p. 48-57, 1999.

CARDOSO, E. J. B. N. et al. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 70, p. 274-289, 2013.

CHOW, A. T. et al. Filter pore size selection for characterizing dissolved organic carbon and trihalomethane precursors from soils. **Water Research**, New York, v. 39, p. 1255-1264, 2005.

CIOTTA, M. N. et al. Manejo da calagem e os componentes da acidez de Latossolo Bruno em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, p. 317-326, 2004.

DI BONITO, M. et al. Overview of selected soil pore water extraction methods for the determination of potentially toxic elements in contaminated soils: operational and technical aspects. In: DE VIVO, B.; BELKIN, H. E.; LIMA, A. (Ed.). **Environmental geochemistry: site characterization, data analysis and case histories**. Nottingham: Elsevier, 2008. p. 213-249.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA. **Manual de métodos de análises de solo**. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2006. 306 p.

FALCON-SUAREZ, I. et al. Application of Rhizon SMS for the assessment of the hydrodynamic properties of unconsolidated fine grained materials. **Engineering Geology**, Amsterdam, v. 172, p. 69-76, 2014.

FERNÁNDEZ, F. G.; HOEFT, R. G. Managing soil pH and crop nutrients. In: NAFZIGER, E. (Ed.). **Illinois agronomy hand book**. Urbana: University of Illinois, 2009. p. 91-112.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a guide for its bootstrap procedures in multiple comparisons. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 38, p. 109-112, 2014.

FERREIRA, P. A.; MARTINEZ, M. A. Movimento e modelagem de sais no solo. In: GHEYI, H. R.; QUEIROZ, J. E.; MEDEIROS, J. F. (Ed.). **Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada**. Campina Grande: UFPB/SBEA, 1997. p. 171-206.

FRANCHINI, J. C. et al. Rapid transformations of plant water-soluble organic compounds in relation to cation mobilization in an acid Oxisol. **Plant and Soil**, The Hague, v. 231, p. 55- 63, 2001.

GLOAGUEN, T. V. et al. Soil solution chemistry of a Brazilian Oxisol irrigated with treated sewage effluent. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 88, p. 119-131, 2007.

GROSSMANN, J.; UDLUFT, P. The extraction of soil water by the suction-cup method: a review. **Soil Science**, Baltimore, v. 42, p. 83-93, 1991.

GUPPY, C. N. et al. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: a review. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 43, p. 189-202, 2005.

HILDEBRAND, E. E. Ein Verfahren zur Gewinnung der Gleichgewichts Bodenporenlösung. **Z. Pflanzenernaehr Bodenkd**, Gent, v. 149, p. 340-346, 1986.

HUANG, Y. et al. Interpretation of soluble salts and pH of bulk solutions extracted by different methods. **Proceedings of the Florida State Horticultural Society**, Tallahassee, v. 113, p. 154-157, 2000.

HUE, N. V. Alleviating soil acidity with crop residues. **Soil Science**, Baltimore, v. 176, p. 543-549, 2011.

JIMÉNEZ, S. et al. Evaluation of nitrate quick tests to improve fertigation management. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 37, p. 2461-2469, 2006.

KIGGUNDU, N.; LI, Y.; MIGLIACCIO, K. W. Phosphorus adsorption by ceramic suction lysimeters. **Vadose Zone Journal**, Madison, v. 9, p. 1092-1099, 2010.

KNIGHT, B. P. et al. Determination of chemical availability of cadmium and zinc in soils using inert soil moisture samplers. **Environmental Pollution**, Barking, v. 99, p. 293-298, 1998.

LITAOR, M. I. Review of soil solution samplers. **Water Research**, New York, v. 24, p. 727-733, 1988.

MAITRE, V.; BOURRIE, G.; CURMI, P. Contamination of collected soil-water samples by the dissolution of the mineral constituents of porous PTFE cups. **Soil Science**, Baltimore, v. 152, p. 289-293, 1991.

MARQUES, R. et al. Comparison of chemical composition of soil solutions collected by zero tension plate lysimeters with those from ceramic-cup lysimeters in a forest soil. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 47, p. 407-417, 1996.

MARSH, K. B.; TILLMAN, R. W.; SYERS, J. K. Charge relationships of sulfate sorption by soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 51, p. 318-323, 1987.

McBRIDE, M. B.; BLASIAK, J. J. Zinc and copper solubility as a function of pH in an acid soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 43, p.866-870, 1979.

MENENDEZ, I.; GALLARDO, J. F.; VICENTE, M. A. Functional and chemical calibrates of ceramic cup water samplers in forest soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 34, p. 1153-1175, 2003.

MEURER, E. J.; ANGHINONI, I. A solução do solo. In: MEURER, E. J. (Ed.). **Fundamentos de química do solo**. 5. ed. Porto Alegre: Evangraf, 2012. p. 87-113.

MIRANDA, J. et al. Composição química da solução de solo sob diferentes coberturas vegetais e análise de carbono orgânico solúvel no deflúvio de pequenos cursos de água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, p. 633-647, 2006.

NOVAIS, R. F.; MELLO, J. W. V. Relação solo-planta. In: NOVAIS, R. F. et al. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2007. p. 133-204.

OLIVEIRA, M. I. L. et al. Concentração de íons na solução de um Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 46, p. 1291-1300, 2011.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, p. 911-920, 2008.

PINHEIRO, G. L.; SILVA, C. A.; LIMA, J. M. Soluble carbon in Oxisol under the effect of organic residue rates. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 38, p. 810-820, 2014.

POCKNEE, S.; SUMNER, M. E. Cation and nitrogen contents of organic matter determine its soil liming potential. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 61, p. 86-92, 1997.

QUAGGIO, J. A. et al. Nitrogen-fertilizer forms affect the nitrogen-use efficiency in fertigated citrus groves. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Temuco, v. 177, p. 404-411, 2014.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, p.1609-1623, 2007.

RHOADES, J. D. Salinity: electrical conductivity and total dissolved solids. In: SPARKS, D. L. (Ed.). **Methods of soil analysis: chemicals methods**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p. 417-435.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington: United States Department of Agriculture, 1954. 160 p. (Agriculture Handbook, 60).

RONQUIM, C. C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010.

ROSS, D. S.; BARLETT, R. J. Effects of extraction methods and sample storage on properties of solutions obtained from forested Spodosols. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 19, p. 108-113, 1990.

SAHRAWAT, K. L.; NARTEH, L. T. A fertility index for submerged rice soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 33, p. 229-236, 2002.

SIGFUSSON, B.; PATON, G. I.; GISLASON, S. R. The impact of sampling techniques on soil pore water carbon measurements of an Icelandic Histic Andosol. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 369, p. 203-219, 2006.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília: Embrapa Informações Tecnológicas, 2009. 627 p.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. et al. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 275-374.

SILVA JÚNIOR, M. J. et al. Resposta do meloeiro à fertirrigação controlada através de íons da solução do solo: desenvolvimento vegetativo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, p. 715-722, 2010.

SILVA, R. H.; ROSOLEM, C. A.; WONG, J. Liberação de cálcio e magnésio por cápsulas porosas de porcelana usadas na extração de solução do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, p. 605-610, 2004.

SMETHURST, P. J. Soil solution and other soil analyses as indicators of nutrient supply: a review. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 138, p. 397-411, 2000.

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, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 205-274.

SPANGENBERG, A.; CECCHINI, G.; LAMERSDORF, N. Analyzing the performance of a micro soil solution sampling device in a laboratory examination and a field experiment. **Plant and Soil**, The Hague, v. 196, p. 59-70, 1997.

STONE, D. M.; HOBL, J. L. Construction and performance of rugged ceramic cup soil water samplers. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 60, p. 417-420, 1996.

TISDALE, S. L. et al. **Soil fertility and fertilizers**. 5th ed. New York: Macmillan, 1993. 634 p.

WEIHERMÜLLER, L. et al. In situ soil water extraction: a review. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 36, p. 1735-1748, 2007.

WILLIAMS, J. R.; LORD, E. I. The use of porous ceramic cup water samplers to measure solute leaching on chalk soils. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 13, p. 156-162, 1997.

WOLT, J. D. **Soil solution chemistry: applications to environmental science and agriculture**. New York: J. Wiley & Sons, 1994. 345 p.

ZAMBROSI, F. C. B.; ALLEONI, L. R. F.; CAIRES, E. F. Liming and ionic speciation of an Oxisol under no-till system. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 65, p. 190-203, 2008.

ZHANG, G. Y.; YU, T. R. Coordination adsorption of anions. In: YU, T. R. (Ed.). **Chemistry of variable charge soils**. New York: Oxford University, 1997. p. 175-218.

ZIMMERMAN, C. F.; PRICE, M. T.; MONTGOMERY, J. R. A comparison of ceramic and teflon in situ samplers for nutrient pore water determinations. **Estuarine and Coastal Marine Science**, London, v. 7, p. 93-97, 1978.

CAPÍTULO 3

ÍNDICE DE FERTILIDADE E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DE SOLOS SOB INFLUÊNCIA DE DOSES DE NUTRIENTES POR RESÍDUOS ORGÂNICOS

**ÍNDICE DE FERTILIDADE E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DE
SOLOS SOB INFLUÊNCIA DE DOSES DE NUTRIENTES
POR RESÍDUOS ORGÂNICOS**

RESUMO

A composição química, a dose e o grau de decomposição dos resíduos orgânicos exercem influência sobre o pH, os atributos de fertilidade e, conseqüentemente, sobre a condutividade elétrica (CE) do solo. Objetivou-se, com este estudo, avaliar o efeito de resíduos orgânicos sobre a acidez, a disponibilidade de nutrientes, o índice de fertilidade do solo (IFS) e a CE em três solos do sul de Minas Gerais. Amostras de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Neossolo Quartzarênico (NQ) foram tratadas com 15 resíduos orgânicos adicionados aos solos, com vistas à adição de 2 g kg⁻¹ de C. Após 330 dias de incubação, foram analisados diversos atributos de fertilidade e a CE do solo. No LVAd e NQ, há acréscimos no pH, Ca²⁺ e saturação por bases, para níveis superiores aos recomendados para as culturas. A adição ao solo dos esterco de galinha, de codorna, bovino, composto de lixo e casca de café eleva os teores de K e a adição dos esterco de galinha, suíno e de codorna, lodo de esgoto 2 e composto de lixo eleva os teores de P, nos três solos. A CE do solo, por se relacionar com a fertilidade do solo, pode ser utilizada como preditora do IFS, considerando-se os três solos estudados e os atributos de fertilidade utilizados para o seu cálculo.

Palavras-chave: Adubação orgânica. Esterco. Potencial de correção da acidez. Micronutrientes. Ciclagem de nutrientes.

**FERTILITY INDEX AND ELECTRICAL CONDUCTIVITY OF SOILS
AS AFFECTED BY RATES AND NUTRIENT INPUTS OF
ORGANIC WASTES**

ABSTRACT

Chemical composition as well as rate and degree of decomposition of organic wastes play a role on the pH, fertility attributes, and soil electrical conductivity (EC). The objective of this study was to evaluate the effect of organic wastes on the acidity, nutrient availability, soil fertility index (SFI) and EC in three soils from Southern of Minas Gerais. The experiment was carried out in laboratory conditions. Samples of a Red-Yellow Latosol dystrophic (RYL), Red Latosol dystrophic (RL) and Quartzarenic Neosol (QN) were treated with 15 organic wastes, which were added to the soils at the rate of 2 g kg⁻¹ of carbon. After 330 days of incubation, the soil fertility attributes and soil EC were analyzed. In RYL and QN, there were increases in pH, Ca²⁺ and base saturation to levels which exceeded those recommended for crops. The addition of manure from chicken, quail, cow, compost and coffee husk to soil the level of K⁺, and the addition of manure from chicken, pig and quail, sewage sludge 2 and garbage compost increases the level of P in the three soils. The soil EC is influenced by changes in soil fertility and can be used as a predictor of SFI, considering the three soils studied and their fertility attributes used for SFI calculation.

Keywords: Organic fertilization. Manures. Liming value. Micronutrients. Nutrient cycling.

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, existe uma grande quantidade e diversidade de resíduos orgânicos com potencial de uso agrícola. Esses materiais são oriundos de sistemas intensivos de produção animal e vegetal, estações de tratamento de esgoto e de lixo e das indústrias e agroindústrias. Quando utilizados segundo critérios técnicos, os resíduos aumentam o grau de fertilidade do solo, contudo, pode haver efeitos adversos às plantas e ao ambiente, como aumentos bruscos de pH (DIKINYA; MUFWANZALA, 2010; MOKOLOBATE; HAYNES, 2002) e de micronutrientes, principalmente de Zn e Cu, além de outros elementos químicos, para teores acima daqueles considerados agronomicamente seguros (TORRI; CORRÊA, 2012).

Os efeitos nos atributos de fertilidade do solo dependem da composição química dos resíduos e dependente da origem e do sistema de produção, do armazenamento e do manejo da espécie vegetal produzida ou de restos da pós-colheita, da periodicidade de fornecimento e da composição das rações em resíduos de produção animal, sistemas de pós-produção de compostos e de lodos de esgoto e pelos processos de produção de indústrias e agroindústrias (MELO; SILVA; DIAS, 2008; SILVA, 2008). Em geral, os esterco oriundos de sistemas intensivos de produção animal são mais ricos em nutrientes, como é o caso dos esterco de galinha e decodorna que, relativamente a outros materiais orgânicos, são mais ricos em N, P, Ca e K (HIGASHIKAWA; SILVA; BETTIOL, 2010; SILVA, 2008). As taxas de mineralização/liberação de nutrientes dos resíduos dependem de suas características químicas, físicas e biológicas, do grau humificação e dos fatores bióticos e abióticos que regulam a decomposição em solo (ABREU JÚNIOR et al., 2005; PAVINATO; ROSELEM, 2008).

Os resíduos orgânicos, quando adicionados ao solo, alteram vários atributos, sendo comuns a alcalinização ou a acidificação do meio e os aumentos

dos teores de P, K, Ca, Mg, CTC, matéria orgânica (MO) e CE (ABREU JUNIOR et al., 2005; NASCIMENTO et al., 2004; PAVINATO; ROSELEM, 2008). Um mesmo resíduo pode ter efeito diferente nos solos, tendo em vista que vários fatores agem simultaneamente, sendo exemplos a quantidade adicionada e a composição química do resíduo, e os teores de MO e de argila do solo (MÜLLER; HOPPER, 2004; SILVA, 2008; STEVENSON, 1994). A intensidade da correção da acidez depende do pH inicial do solo e do pH do resíduo e da dose aplicada (DIACONO; MONTEMURRO, 2010; HARGREAVES; ADL; WARMAN, 2008).

A definição da dose de resíduo a ser aplicada baseia-se, em geral, no teor do nutriente em maior concentração, normalmente no teor de N, de água do material e na taxa de conversão do nutriente da forma orgânica para o mineral (SILVA, 2009). Fixando-se a quantidade de N aplicada, são feitos nas lavouras aportes variáveis de outros nutrientes, em função da composição química. São comuns aplicações de P e K superiores às requeridas pelas culturas, quando a dose de resíduo é calculada visando atender às necessidades de N das culturas (BARTAL et al., 2004), e de Ca, quando são realizadas repetidas aplicações (SHANMUGAM, 2005), podendo causar desbalanços nutricionais nas culturas e aumentos bruscos no pH do solo. Esta é uma das razões pelas quais as doses de resíduos neste estudo foram calculadas com base em seus teores de carbono (C) e também porque o estudo visa variar o aporte de nutrientes pelos resíduos.

Assim, neste estudo, as aplicações de resíduos foram feitas fixando-se a dose de C aplicada em 2 g kg^{-1} . Esta dose sinaliza para a faixa de doses de resíduos normalmente aplicados em áreas agrícolas, de 4,3 a 30 t ha^{-1} , e para o fornecimento de N normalmente requerido pelas culturas no Brasil, de 50 a 200 kg ha^{-1} . Fixando-se as doses de C, que é o elemento em maior concentração nos resíduos, é possível variar o aporte de nutrientes ao solo, e isso tem implicações sobre a velocidade de mineralização/liberação de C e de outros nutrientes, pois

seus ciclos são interligados (BERNAL et al., 1998). Sob essas condições, é possível averiguar se o grau de humificação e a composição química dos resíduos são determinantes na liberação de nutrientes, ou se somente os aportes de nutrientes pelos resíduos determinam suas respectivas disponibilidades em solo. Em geral, os efeitos dos resíduos sobre atributos do solo são verificados em estudos de curto prazo, mas pouco se sabe sobre os efeitos em longo prazo em solos contrastantes em textura e MO, tendo em vista que, neste estudo, o tempo foi suficiente para que todos os resíduos adicionados pudessem mineralizar, humificar e liberar nutrientes.

A CE do solo é influenciada por vários atributos de fertilidade, tais como pH, P, K, Ca, Mg, MO, CTC e outros sais solúveis (AIMRUN et al., 2009; BRUNSON et al., 2005; PERALTA; COSTA 2013; SUDDUTH et al., 2005). No entanto, essa relação é dinâmica e complexa, não sendo correto estabelecer relações simples entre a CE e os atributos químicos do solo de forma separada, tendo em vista que o valor da CE é resultante de um somatório de elementos disponíveis no solo. A CE do solo tem sido utilizada para determinar zonas homogêneas de manejo e representar mapas de produtividade de culturas (LI et al., 2008). No entanto, há a necessidade de uma análise que integre vários atributos de fertilidade por meio de um índice de fertilidade do solo (IFS), o qual é proposto neste trabalho e relacionado com a CE. Este IFS visa inferir sobre o grau de fertilidade do solo com simples medição da CE e estabelecer base agrônômica que possibilite interpretar as zonas homogêneas de manejo de fertilidade e sua relação com a produtividade das culturas.

Dessa forma, objetivou-se, com este estudo, avaliar o efeito de esterco, resíduos vegetais, compostos, substratos, turfa e carvão sobre o grau de acidez, disponibilidade de nutrientes, IFS e CE, em três solos do sul de Minas Gerais com texturas e teores de carbono contrastantes.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado em condições do Laboratório. Foi realizada uma incubação em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Neossolo Quartzarênico (NQ) com 15 amostras de resíduos orgânicos distintos. As amostras de solo foram secas ao ar, maceradas, peneiradas (abertura de malha de 2 mm) e armazenadas em local seco. Em seguida, foram misturadas aos resíduos orgânicos. Antes de instalar o experimento, foram analisados o grau de fertilidade e a textura (Tabela 1) das amostras de solo coletadas na profundidade de 0–20 cm, de acordo com os protocolos descritos em Silva et al. (2009). Foi utilizado o delineamento inteiramente casualizado, em esquema fatorial 3x15, em que três solos foram tratados com 15 tipos de resíduos, com mais três tratamentos adicionais (controle), em três repetições, para cada tratamento, totalizando 144 parcelas experimentais. Com base na análise de solo, foi adicionada uma mistura de $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$, na proporção de 4:1, visando elevar a saturação por bases das amostras de solo misturadas com resíduos orgânicos a 60%. O teor de carbono foi determinado em analisador Elementar modelo Vario TOC Cube, com a incineração a 950 °C e utilização de cerca de 20 mg de amostras de solo maceradas e passadas em peneira de 0,25 mm.

Tabela 1 Textura e atributos químicos dos três solos utilizados no estudo, antes da adição de resíduos e correção da acidez

Solo	Argila (%)	Classe textural	pH em água	P (Mehlich-1)			CTC	V	C
				mg kg ⁻¹	K ⁺	Ca ²⁺ Mg ²⁺			
LVAd	18	Média	5,3	1	11	0,1 0,1	2,8	8	0,9
LVdf	66	Muito argilosa	4,2	2	59	0,2 0,2	15,8	3	4,4
NQ	8	Arenosa	5,4	9	22	0,7 0,1	5,4	16	1,2

CTC-capacidade de troca de cátions a pH 7; V-saturação por bases. LVAd-Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf-Latossolo Vermelho distroférico e NQ-Neossolo Quartzarênico

Os resíduos orgânicos testados foram: esterco de galinha, coletado em granja de produção de ovos (Nepomuceno, MG); esterco de suíno (Oliveira, MG); esterco de cavalo (Lavras, MG); amostras de lodo de esgoto (lodos 1 e 2), oriundas das estações de tratamento de esgoto do Sul do estado de Minas Gerais; serragem coletada na serraria do *campus* da UFLA, logo após o corte de toras de eucalipto e substrato comercial utilizado na produção de mudas. No caso da fibra de coco e da casca de pinus, foram adquiridos e analisados materiais comerciais (Holambra, SP); o esterco bovino foi coletado em estábulo de animais de produção de leite (Lavras, MG); a turfa foi obtida em Careaçú, MG; o esterco de codorna foi coletado em Lavras, MG; a casca de café foi obtida na Central de Beneficiamento de Grãos de Café da UFLA, CEPE-Café; o composto de lixo foi obtido em Cristais, MG e o carvão vegetal, a partir da pirólise de eucalipto e casca de café, em Lavras, MG.

As características químicas dos resíduos utilizados são apresentadas na Tabela 2. Na caracterização química, foram utilizadas as marchas analíticas descritas em Higashikawa, Silva e Bettiol (2010) e Tedesco et al. (1995), com as seguintes modificações: o pH foi determinado utilizando-se a relação resíduo:água de 1:5 e os teores totais de C nos resíduos foram determinados do mesmo modo que em solos, em analisador Elementar, utilizando-se de 3 a 5 mg de amostra de resíduo seca a 70 °C.

Tabela 2 Teores totais (base seca) de macro e micronutrientes, pH em água, carbono total (CT) e condutividade elétrica (CE) dos resíduos

Resíduo	pH	CT	CE	P	K	Ca	Mg	N	S	Mn	Zn	Cu	B	Fe
		%	dS m ⁻¹	g kg ⁻¹								mg kg ⁻¹		
Esterco de galinha	7,7	23	41	18	31	121	8,1	47	5,1	631	519	84	31	3292
Esterco de suíno	7,6	26	3,8	2,4	0,1	65	8,4	20	1,9	656	733	NI	NI	1257
Esterco de cavalo	NI	39	NI	0,6	3,5	2,2	0,9	6,4	0,4	134	458	27	NI	7950
Lodo de esgoto 1	4,4	20	11	4,1	3,9	23	1,9	22	6,2	265	1284	175	4,3	11130
Lodo de esgoto 2	5,4	21	8,8	7,3	0,4	2,6	0,8	27	1,6	248	NI	NI	NI	4750
Serragem	4,2	45	0,5	0,0	0,3	2,1	0,3	3,4	0,0	23,9	10	8,1	5,9	1782
Substrato	7,4	38	0,1	1,4	11	15	17	2,1	0,0	275	56	56	5,2	56277
Fibra de coco	5,4	45	1,8	0,3	6,4	1,9	0,8	3,8	0,5	68,8	66	12	12	2641
Casca de pinus	4,3	46	0,4	0,1	0,8	9,5	0,7	4,5	0,2	141	32	33	6,8	11487
Esterco bovino	9,3	24	19	5,5	36	8,0	5,3	18	1,8	460	102	38	13	21469
Turfa	4,7	7,8	0,2	1,0	0,8	0,6	0,0	12	1,3	NI	31	54	9,7	14880
Esterco de codorna	7,0	25	0,5	14	11	14	3,2	23	2,8	275	341	58,9	NI	1222
Casca de café	4,8	42	19	1,8	46	7,0	1,6	29	1,9	121	96	35	18	5421
Composto de lixo	NI	18	NI	7,7	6,5	19	5,0	26	3,8	401	418	198	NI	26297
Carvão	8,5	81	0,5	0,5	6,7	9,9	0,2	7,4	0,3	10	6,1	14	6,0	62

NI = não identificado

A incubação dos tratamentos (misturas solo+resíduo) teve início em janeiro e término em dezembro de 2010. As misturas solo-resíduo foram incubadas, por 330 dias, em minilísimetros com capacidade de 250 ml, mantendo-se a umidade do solo próxima a 70% da capacidade de campo, com reposição de água deionizada a cada três dias. Em condições laboratoriais, durante o período de incubação, a temperatura variou de 19 a 28 °C. Após o período de incubação, nos solos, foram analisados pH_{água}, Al³⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, carbono total (CT), S-sulfato, K⁺, P (Mehlich-1), Zn²⁺, Fe²⁺, Mn²⁺, Cu²⁺ e B, e calculadas a saturação por bases (V) e a capacidade de troca de cátions (CTC) a pH 7, de acordo com os protocolos descritos em Silva et al. (2009). A CE foi determinada em condutivímetro TECNAL-TEC 4MP, em uma relação solo:solução de 1:2 (10 cm³ de TFSA:20 mL de H₂O deionizada), sendo essa mistura agitada por trinta minutos, mantida

em repouso por outros trinta minutos, agitada por trinta segundos e, a seguir, procedeu-se à leitura da CE.

Tabela 3 Dose aplicada e aporte de nutrientes aos solos pelos resíduos orgânicos

Resíduo	⁽¹⁾ Dose	P	K	Ca	Mg	N	S	Mn	Zn	Cu	B	Fe
	mg kg ⁻¹											
Esterco de galinha	8810	162	273	1066	71,4	418	44,9	5,56	4,57	0,74	0,27	29,0
Esterco de suíno	7604	18,2	0,76	492	63,9	152	14,4	4,99	5,57	NI	NI	9,56
Esterco de cavalo	5076	3,05	17,8	11,2	4,57	32,5	2,03	0,68	2,32	0,14	NI	40,4
Lodo de esgoto 1	10101	41,4	39,4	236	19,2	225	62,6	2,68	130	1,77	0,04	112
Lodo de esgoto 2	9345	68,2	3,74	24,3	7,48	252	14,9	2,32	NI	NI	NI	44,4
Serragem	4484	0,00	1,35	9,42	1,35	15,2	0,00	0,11	0,05	0,04	0,03	7,99
Substrato	5263	7,37	60,5	77,9	92,1	11,0	0,00	1,45	0,29	0,29	0,03	296
Fibra de coco	4405	1,32	28,2	8,37	3,52	16,7	2,20	0,30	0,29	0,05	0,05	11,6
Casca de pinus	4366	0,44	3,49	41,5	3,06	19,6	0,87	0,62	0,14	0,14	0,03	50,2
Esterco bovino	8368	46,0	299	66,9	44,3	154	15,1	3,85	0,85	0,32	0,11	180
Turfa	25641	25,6	20,5	15,4	0,00	312	33,3	NI	0,79	1,39	0,25	381
Esterco de codorna	7843	108	86,3	109	25,1	184	21,9	2,16	2,67	0,46	NI	9,58
Casca de café	4761	8,57	218	33,3	7,62	139	9,05	0,58	0,46	0,17	0,09	25,8
Composto de lixo	10869	83,7	70,6	210	54,3	279	41,3	4,36	4,54	2,15	NI	286
Carvão	2478	1,24	16,6	24,5	0,50	18,3	0,74	0,03	0,02	0,03	0,01	0,15

NI = não identificado. ⁽¹⁾Dose que visou adicionar ao solo 2 g kg⁻¹ de carbono.

Índice de fertilidade do solo

O índice de fertilidade do solo (IFS) proposto neste trabalho é constituído de oito atributos (P, K, Ca, Mg, CTC a pH 7, MO, Fe e S), sendo escolhidos os que mais interferem na CE do solo. Os valores desses atributos, obtidos após o período de incubação, foram divididos pelos respectivos valores de níveis críticos: P = a classificação do nível crítico de P (Mehlich-1) varia de acordo com o teor de argila: 0-15% de argila (30 mg dm⁻³); 16%-35% de argila (20 mg dm⁻³) e > 35% de argila (12 mg dm⁻³); K⁺ = 70 mg dm⁻³; Fe = 30 mg dm⁻³; S-sulfato = 10 mg dm⁻³; Ca²⁺ = 2,4 cmol_c dm⁻³; Mg²⁺ = 0,9 cmol_c dm⁻³; CTC a pH 7 = 8,6 cmol_c dm⁻³ e MO = 4 dag kg⁻¹, estabelecidos para o estado de Minas Gerais (RIBEIRO;

GUIMARÃES; ALVAREZ V, 1999). A divisão dos valores dos atributos de fertilidade pelos seus níveis críticos resultou em valores denominados de índice do atributo de fertilidade (IAF) e com o somatório dos IAFs foi gerado o índice de fertilidade do solo (IFS): $IFS = \sum_8 IAF(\text{atributo de fertilidade}/NC)$. Assim, 8 = número de atributos químicos avaliados; IAF = índice do atributo de fertilidade e NC = nível crítico do atributo de fertilidade, cujos valores do IFS foram relacionados com a CE do solo.

Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade, utilizando-se o programa SISVAR (FERREIRA, 2014). Foi realizada a análise de regressão, visando avaliar as associações entre o IFS e a CE de cada solo.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O pH foi afetado pelos resíduos orgânicos adicionados ao solo, com maiores alterações verificadas para o LVAd, o solo com menor teor de C (Figura 1). No LVdf e no NQ, os valores de pH dos tratamentos com os lodos 1 e 2, turfa e carvão diminuíram significativamente, em relação ao controle. Essa diminuição é atribuída à carga de prótons e à composição química dos resíduos que, ao serem decompostos, produzem os ácidos orgânicos e inorgânicos, como H_2SO_4 e HNO_3 (GALDOS; MARIA; CAMARGO, 2004). A acidificação do solo, em função da aplicação de resíduos, foi observada por Nascimento et al. (2004) e Simonete et al. (2003), possivelmente, também, devido às reações de nitrificação do N amoniacal, oxidação de sulfitos e produção de ácidos orgânicos durante a decomposição do resíduo.

Em relação ao controle, a adição de resíduos aumentou o pH no LVAd, com exceção dos tratamentos com lodo 1 e turfa. No LVAd, a adição dos esterco de galinha e de codorna e de composto de lixo elevou o pH para próximo de 8, valor acima daqueles tecnicamente recomendados para as culturas. No LVdf e NQ, somente os esterco de galinha e codorna e composto de lixo propiciaram valores de pH maiores do que os controles, entretanto, cabe a ressalva que o pH no controle para o NQ era próximo de 7. Ano e Ubochi (2007), avaliando a neutralização da acidez do solo em função de aplicações de esterco de suíno, coelho, caprino, galinha e bovino, verificaram aumentos crescentes de pH do solo com elevações das doses aplicadas desses resíduos de 10 para 40 t ha⁻¹.

Em solo, a correção da acidez pelos resíduos é devido à carga aplicada, à reação alcalina do resíduo (BERTON; VALADARES, 1991), à descarboxilação de ânions orgânicos em função da decomposição, à complexação de íons H^+ e Al^{3+} livres com compostos orgânicos e ao aumento da saturação da CTC do solo por Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ adicionados pelos resíduos (PAVINATO; ROSOLEM, 2008). A

mineralização de N, com liberação de OH^- por troca de ligantes, é outro processo que resulta no acréscimo no pH (MKHABELA; WARNAN, 2005). Como mostram os resultados obtidos, a aplicação de resíduos requer cuidados, pois, no LVAd e NQ, o pH elevou-se a valores além da faixa de pH entre 6,0 e 6,5, que é a mais adequada para cultivo da maioria das culturas (SOUZA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007), podendo trazer consequências negativas a curto e a longo prazo, devido à precipitação e à redução da disponibilidade de micronutrientes para as culturas (ABREU et al., 2007).

Os teores de Al^{3+} são baixos nos três solos (Figura 1), mas diferem entre os tratamentos. O Al^{3+} foi neutralizado no LVAd, quando foram aplicados os esterco de galinha, suíno, de cavalo e de codorna e composto de lixo. Para o LVdf, os teores de Al^{3+} foram maiores quando foram aplicados o esterco de cavalo, lodos 1 e 2, casca de pinus ou turfa. No NQ, a aplicação dos lodos 1 e 2 e carvão elevou os valores de Al^{3+} , indicativo da acidificação do solo por esses resíduos. A neutralização do Al^{3+} do solo pela aplicação de resíduos ocorre em razão da complexação com ácidos orgânicos (MENDONÇA et al., 2006; TEJADA et al., 2010). Além disso, o aumento do pH do solo resulta também na diminuição do Al^{3+} , tendo em vista a sua neutralização quando o pH em água do solo é superior a 5,6 (SOUZA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007).

Em relação ao controle, os teores de Ca^{2+} no LVAd foram significativamente maiores para todos os resíduos incubados, sendo exceção o tratamento com a turfa (Figura 1). Para o LVdf, somente os tratamentos com esterco de galinha e codorna, substrato e composto de lixo aumentaram os teores de Ca^{2+} nos solos, enquanto para o NQ, somente os esterco de galinha e de codorna e composto de lixo resultaram em maior disponibilidade de Ca^{2+} , em relação ao controle e aos demais tratamentos.

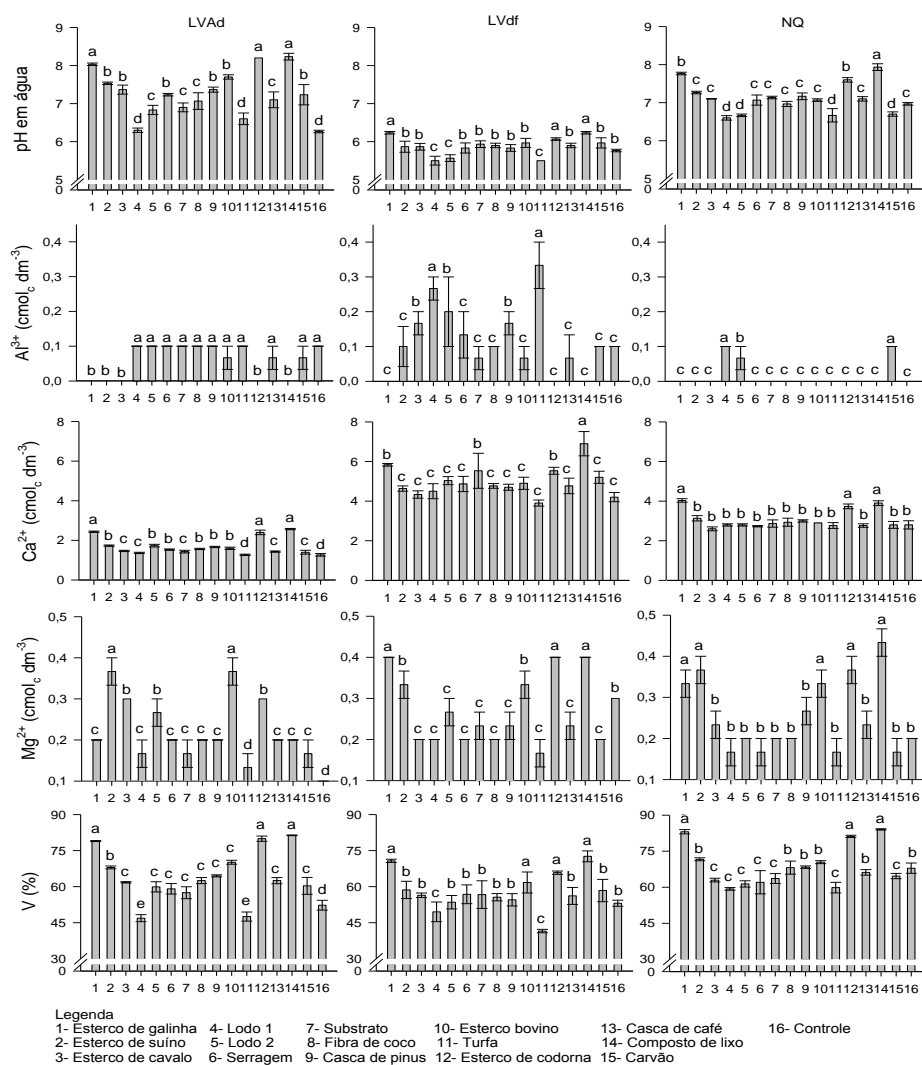


Figura 1 Atributos de acidez de solos tratados com diferentes resíduos orgânicos. Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$). LVAd-Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf-Latossolo Vermelho distroférico e NQ-Neossolo Quartzarênico

Os teores de Mg^{2+} apresentaram grande variabilidade nos três solos (Figura 1), refletindo os aportes de Mg por cada resíduo. Os níveis de V foram

maiores no LVAd, para a maioria dos resíduos, com exceção do lodo 1 e turfa. No LVdf, apenas as amostras tratadas com esterco de galinha, bovino e de codorna e com composto de lixo apresentaram valores de V maiores, ao passo que, nos solos tratados com o lodo 1 e turfa, o V foi menor (Figura 1). Para o NQ, os tratamentos com esterco de cavalo, lodos 1e 2, serragem, substrato, turfa e carvão apresentaram V menores, enquanto o V foi maior nos solos tratados com os esterco de galinha e de codorna e o composto de lixo. As elevações nos valores de V, nos três solos, são devido ao aumento do pH e dos cátions (Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+), em função do tipo, do aporte de nutrientes, da composição química e do poder de correção da acidez/acidificação de cada resíduo.

Os teores de CT sofreram alterações somente no LVAd, em função da adição de resíduos (Figura 2), com aumento para o tratamento com substrato e diminuição para as amostras de solo tratadas com esterco de galinha, bovino e de codorna e casca de pinus, composto de lixo e carvão. As alterações nos teores de C no LVAd e a ausência de alterações observadas no LVdf e NQ devem-se à baixa dose de C aplicada a cada solo, que foi de 2 g kg^{-1} de C. No entanto, era de se esperar que os solos tratados com resíduos mais humificados ou recalcitrantes apresentassem valores de CT superiores ao do controle. A adição de resíduos ao solo aumenta a disponibilidade de nutrientes e resulta em solos mais aerados, favorecendo a decomposição (PAUSTIAN et al., 1997), causando o consumo de todo ou de parte do C adicionado via resíduos e de parte do C do solo, em função do efeito primário (*priming effect*).

O aumento da velocidade de decomposição da matéria orgânica do solo pelo uso de resíduos foi verificado também por Fernandes et al. (2011), em razão de os sistemas de produção, com a presença de a adubação orgânica, emitirem as maiores quantidades de CO_2 para a atmosfera. À medida que se aumenta o tempo de incubação, remanescem nos solos as frações de C menos lábeis, que são mais recalcitrantes. Durante a decomposição, grande parte do C é perdida para o ar na

forma de CO₂, de modo que, do C adicionado via resíduo, somente parte é incorporada à biomassa microbiana e ao húmus do solo (REIS; RODELLA, 2002).

A CTC a pH 7, no LVAd, em relação ao controle, foi aumentada em todas as parcelas tratadas com resíduos, com exceção do carvão (Figura 2). Os esterco de galinha e de codorna e o composto de lixo promoveram os maiores valores de CTC a pH 7. Para o LVdf, somente os tratamentos com lodos 1 e 2, substrato, turfa e composto de lixo apresentaram CTC significativamente maior. No NQ, os tratamentos com esterco de galinha, suíno, bovino, de codorna, lodos 1 e 2, turfa e compostos de lixo causaram maiores valores de CTC. As alterações da CTC em solos com cargas variáveis, entre outros fatores, refletem as variações nos teores de C do solo e a geração de cargas negativas em grupamentos funcionais existentes nas cadeias orgânicas de ácidos húmicos e fúlvicos em função da alteração do pH do solo (OORTS; VANLAUWE; MERCKX, 2003; RAIJ, 2010). Do mesmo modo, aumento de densidade de cargas em outros compartimentos da MOS que contêm, entre outros radicais, grupos carboxílicos e fenólicos, pode ser responsável pelo acréscimo na CTC.

Os teores de S-sulfato foram maiores para todos os tratamentos com adição de resíduos no LVAd, enquanto, no LVdf, apenas os tratamentos com esterco de galinha, suíno e de cavalo e o lodo 1 apresentaram S maior. No NQ, os tratamentos com esterco de galinha, suíno, lodos 1 e 2 e casca de café aumentaram a disponibilidade de S. Os incrementos nos teores de S-sulfato nos solos refletem uma combinação de fatores, como os aportes do nutriente e a mineralização da matéria orgânica (DAVID; MITCHELL; NAKAS, 1982), além do aumento do pH do solo, que diminui a adsorção de SO₄⁻² nos coloides, em razão da redução cargas positivas com a desprotonação dos grupos hidroxilas, e aumento subsequente de cargas negativas na superfície dos coloides do solo (ELKINS; ENSMINGER, 1971; KAMPRATH; NELSON; FITTS, 1956).

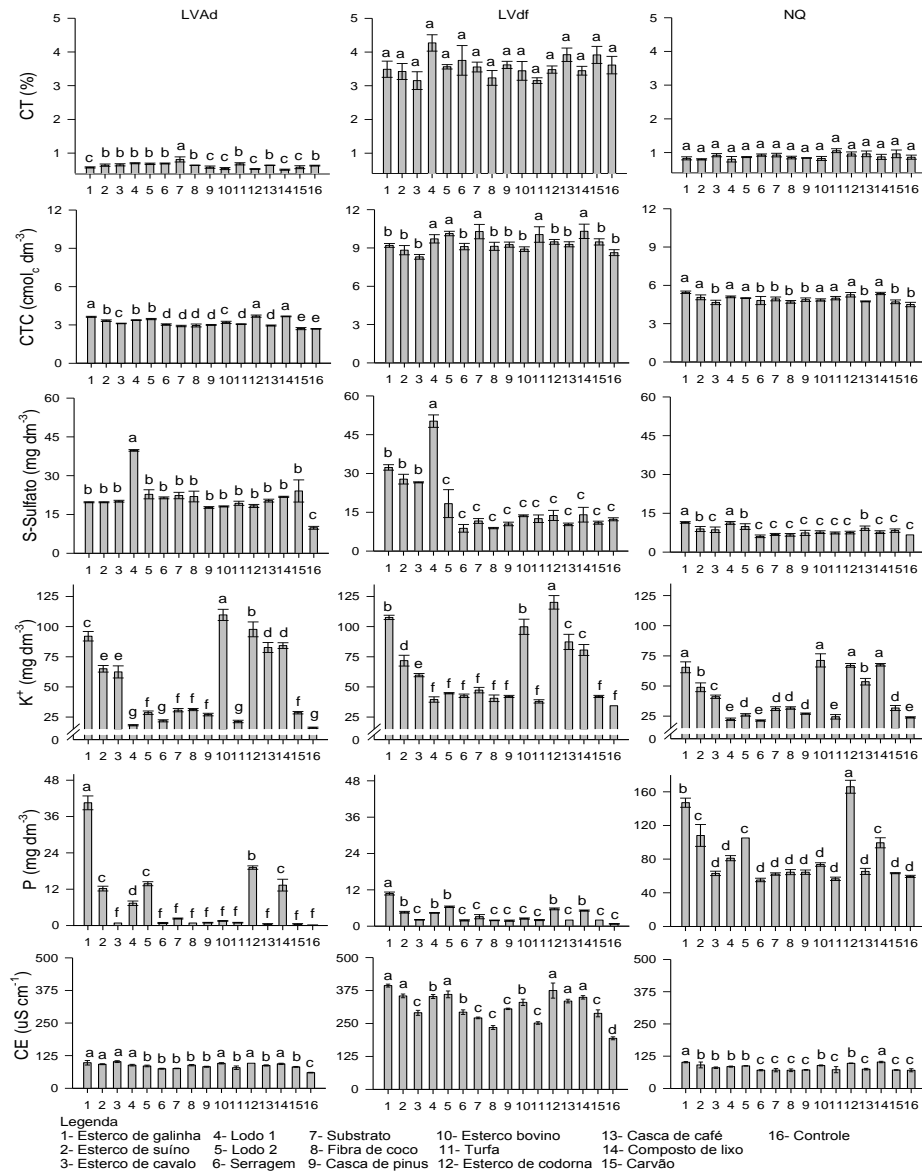


Figura 2 Atributos de fertilidade de solos tratados com resíduos orgânicos. Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$), dentro de cada solo. LVAd-Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf-Latossolo Vermelho distroférrico e NQ-Neossolo Quartzarênico. CTC-capacidade de troca de cátions a pH 7; CT-carbono total; P (Mehlich-1); CE-condutividade elétrica

As aplicações dos esterco de galinha, bovino e de codorna, de casca de café e composto de lixo aumentaram a disponibilidade de K^+ em solo, que variaram de 83 a 110 $mg\ dm^{-3}$, para o LVAd (K^+ no controle=16 $mg\ dm^{-3}$) (Figura 2). No LVdf, o K^+ , em função dos resíduos aplicados, variou de 80 a 120 $mg\ dm^{-3}$ para o LVdf (K^+ no controle=34 $mg\ dm^{-3}$); no NQ, o K^+ variou de 54 a 71 $mg\ dm^{-3}$, sendo verificado no controle K^+ igual a 24 $mg\ dm^{-3}$. Em média, as aplicações dos esterco de galinha, bovino e de codorna, de casca de café e composto de lixo proporcionaram elevações de K^+ de 418%, 135% e 125%, para LVAd, LVdf e NQ, respectivamente. Esses acréscimos são atribuídos aos aportes de K^+ (Tabela 3) presentes nesses resíduos, podendo ser considerados uma fonte alternativa para atender à demanda de K^+ pelas plantas.

Os teores de P foram maiores para os tratamentos com esterco de galinha, suíno e de codorna, com lodos 1 e 2 e compostos de lixo, para os três solos (LVAd, LVdf e NQ), com exceção do lodo 1 no NQ. As diferenças observadas para o P disponível entre os tratamentos, para cada solo, explicam-se em razão de os ácidos e outros ligantes orgânicos produzidos durante a decomposição dos resíduos bloquearem sítios de retenção de P em solos, notadamente em óxidos de Fe e de Al^{3+} (MKHABELAA; WARMAN, 2005; NOVAIS et al., 2007). Os ácidos produzidos durante a decomposição, também altera o pH do solo, que promove a precipitação de Fe e Al, reduzindo a formação de precipitados de P-Fe e P-Al, à geração de cargas negativas, que repelem os íons fosfatos de sítios de adsorção (McBRIDE, 1994), além do aporte diferenciado de P orgânico mais lábil pelos resíduos, em relação ao P pouco disponível associado à fase mineral de solos mais intemperizados.

A CE aumentou no LVAd e LVdf, para todos os tratamentos com adição de resíduos, em comparação ao controle (Figura 2). No NQ, somente os tratamentos com esterco de galinha, suíno, de cavalo, bovino e de codorna, os lodos 1 e 2 e o composto de lixo proporcionaram aumentos de CE em relação ao

controle. Os aumentos nos valores de CE, provocados pela adição de resíduos, podem ser justificados pelos aportes de nutrientes ou sais contidos nestes materiais. As alterações da CE provocadas pelos resíduos foram diferenciadas para cada resíduo e cada solo. As diferenças observadas entre os tratamentos com resíduos devem-se aos aportes de nutrientes diferenciados para cada resíduo, tendo em vista que a dose foi baseada na adição de 2 g kg^{-1} de C (Tabela 3) e o comportamento diferenciado em cada solo se deve às variações na textura e teores de carbono, principalmente devido à dinâmica dos nutrientes adicionados via resíduos ser intrínseca de cada solo.

Os teores de Zn^{2+} foram aumentados para os três solos tratados com esterco de galinha, suíno, de codorna, os lodos 1 e 2 e composto de lixo (Figura 3), com destaque para os tratamentos com lodos 1 e 2, que apresentam teores de Zn^{2+} na faixa de 8 a 12 mg dm^{-3} , enquanto os valores máximos alcançados pelos outros resíduos não atingiram 4 mg dm^{-3} de Zn^{2+} no solo. Este resultado pode ser justificado pelos teores elevados de elementos-traço nos lodos 1 e 2 (LOPES et al., 2004), podendo elevar os teores de Zn para níveis tóxicos no solo, com possibilidade de transferência para toda a cadeia trófica (ALLOWAY, 1995). Os teores de Fe^{2+} no solo foram aumentados para os tratamentos com esterco bovino e de codorna, casca de café e composto de lixo, no LVAd, enquanto no LVdf não se observou diferença entre os tratamentos. No NQ, os tratamentos com esterco de suíno, de cavalo e bovino, os lodos 1 e 2 e casca de pinus foram maiores, ao passo que os tratamentos com esterco de galinha e substrato propiciaram teores de Fe^{2+} menores, em relação ao controle (Figura 3).

Os teores de Mn^{2+} foram variáveis para cada solo (Figura 3), tendo a maioria dos tratamentos resultado em maior disponibilidade do nutriente, com exceção da serragem, da casca de café e do carvão, no LVAd, e da casca de pinus, no LVdf. No NQ, a adição dos esterco de galinha, bovino e de codorna, fibra de coco, casca de pinus e composto de lixo resultaram em maiores teores de Mn^{2+} .

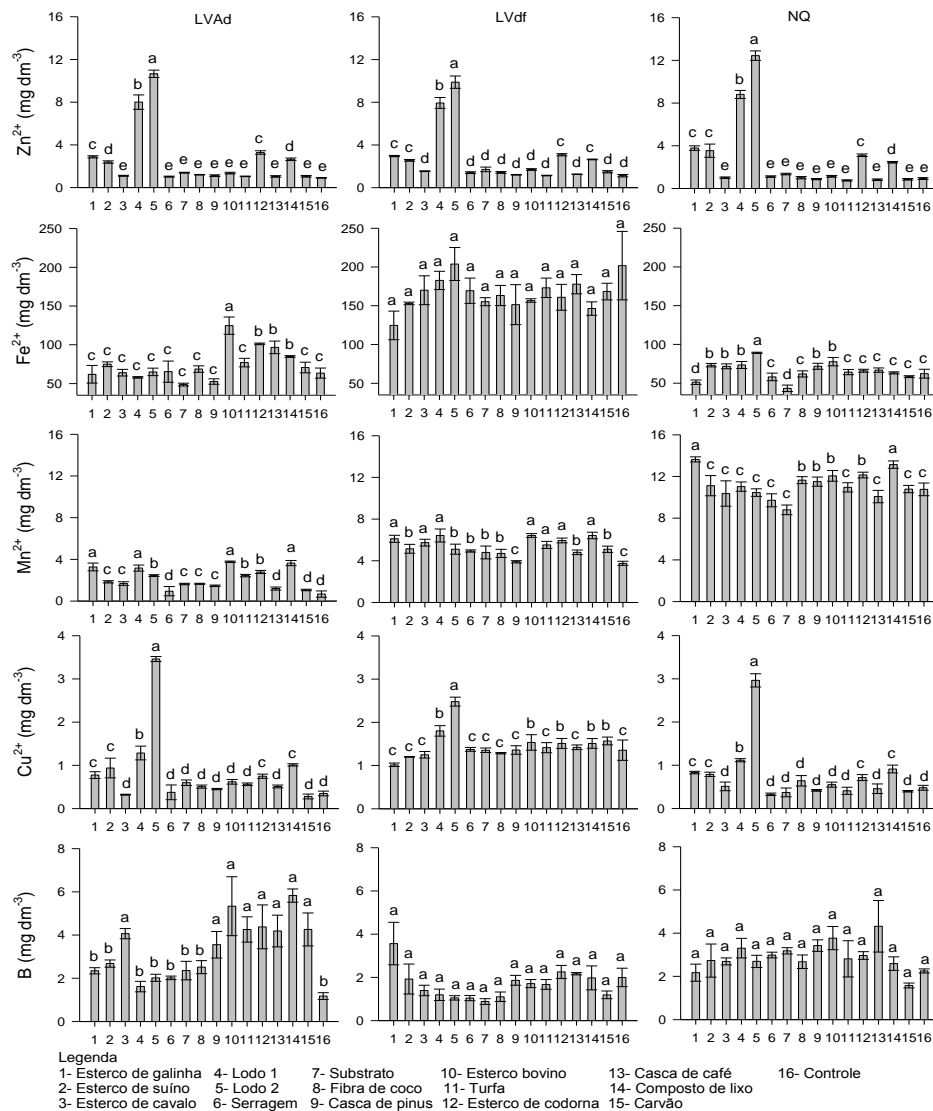


Figura 3 Teores disponíveis de micronutrientes em solos tratados com resíduos orgânicos. Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$). LVAd-Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf-Latossolo Vermelho distroférico e NQ-Neossolo Quartzarênico

Os incrementos observados nos teores de Mn^{2+} devem-se, entre outros fatores, ao efeito de dissolução proporcionado por compostos orgânicos presentes nos resíduos (HUE; VEGA; SILVA, 2001), além dos aportes de Mn^{2+} presentes nos resíduos. Não se pode descartar também a formação de complexos organometálicos solúveis e o efeito do resíduo no pH do solo, bem como as consequências dessas mudanças sobre o balanço e as formas de Mn^{2+} solúveis e de baixa solubilidade no solo.

Os teores de Cu^{2+} variaram em razão do resíduo, entretanto, foram notados, nos três solos, maiores teores de Cu^{2+} disponível quando os lodos 1 e 2 foram utilizados, com os teores de Cu^{2+} variando de 1,1 a 3,5 $mg\ dm^{-3}$ (Figura 3), o que representa teores até três vezes o nível crítico do nutriente em solo. Esse resultado se deve ao aporte de Cu fornecido via resíduos, além de outros fatores, como pH, CTC, teores de argila e MO, que interferem nas reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução, regulando a disponibilidade de cobre no solo (McBRIDE; SAUVÉ; HENDERSHOT, 1997; OLIVEIRA; MATTIAZZO, 2001).

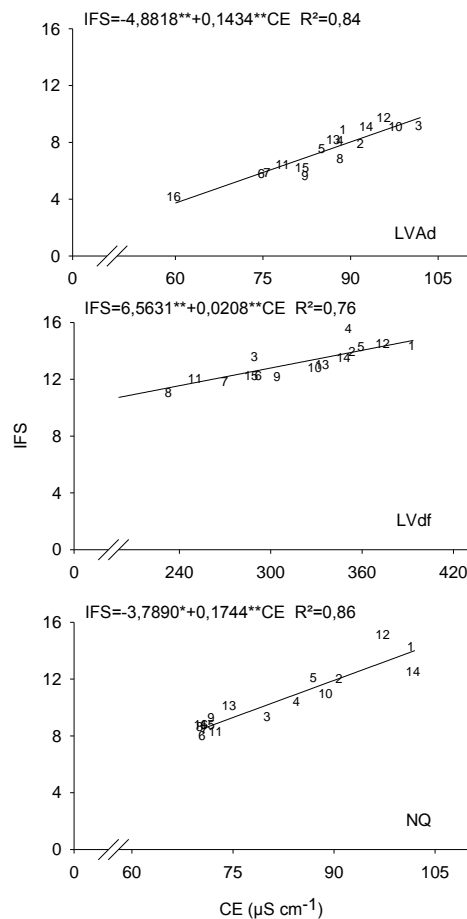
Houve aumentos significativos nos teores de B apenas no LVAd, para os tratamentos com esterco de cavalo, bovino e de codorna, casca de pinus, turfa, casca de café, composto de lixo e carvão (Figura 3). Os aportes de B fornecido pelos resíduos foram baixos, entretanto, a dinâmica desse nutriente no solo é complexa e controlada por vários fatores, como textura, pH, MO e mineralogia do solo (AZEVEDO; FAQUIN; FERNANDES, 2001). Os teores de B no solo acima de 3 $mg\ dm^{-3}$ tem sido considerados tóxicos para a maioria das culturas (ABREU et al., 2005; ALLOWAY, 1995), o que torna necessário um monitoramento desse nutriente em função da aplicação de resíduos, pois, no caso do uso de esterco de galinha no LVdf, de esterco de cavalo, bovino e de codorna, cascas de pinus e café, turfa, composto de lixo e carvão, no LVAd, e de lodo 1, substrato, casca de

pinus, esterco bovino e casca de café, no NQ, os teores de B ficaram acima de 3 mg dm⁻³.

Índice de fertilidade do solo

A CE do solo é alterada, principalmente, pelas mudanças nos atributos que compõem o IFS, para os diferentes tratamentos em cada solo (Figura 4). Na medida em que se aumentou o IFS, a CE também aumentou de forma linear, para LVAd, LVdf e NQ. O IFS aqui proposto é resultado das variações nas concentrações de P, K, Ca, Mg, CTC a pH 7, MO, Fe e S-sulfato no solo, em razão da adição de resíduos orgânicos (Figura 1, 2 e 3).

Essas variações nos atributos mencionadas estão associadas aos efeitos das aplicações de resíduos no solo, destacando-se o aumento da disponibilidade de P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ e o aumento da CTC (ABREU JUNIOR et al., 2005; NASCIMENTO et al., 2004). Esses resultados mostram que as alterações nas concentrações de P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, CTC, MO, Fe e S-sulfato alteram a CE do solo, que variou de 60 a 102, de 200 a 394 e de 70 a 102 $\mu\text{S cm}^{-1}$, para LVAd, LVdf e NQ, respectivamente. Nota-se que LVdf apresentou valores de CE do solo muito superiores em relação aos solos (LVAd e NQ), o que pode ser justificado pelos maiores teores de Ca²⁺ (Figura 1), CT, CTC (Figura 2) e Fe (Figura 3), principalmente.



Legenda

- | | | | | | |
|-----------------------|-------------|-------------------|------------------------|----------------------|--------------|
| 1- Esterco de galinha | 4- Lodo 1 | 7- Substrato | 10- Esterco bovino | 13- Casca de café | 16- Controle |
| 2- Esterco de suíno | 5- Lodo 2 | 8- Fibra de coco | 11- Turfa | 14- Composto de lixo | |
| 3- Esterco de cavalo | 6- Serragem | 9- Casca de pinus | 12- Esterco de codorna | 15- Carvão | |

Figura 4 Relação entre a condutividade elétrica (CE) e o índice de fertilidade do solo (IFS), para três solos tratados com resíduos orgânicos. LVAd-Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; LVdf-Latossolo Vermelho distroférrico e NQ-Neossolo Quartzarênico. $IFS = [P/(*) + K/70 + Ca/2,4 + Mg/0,9 + CTC/8,6 + MO/4 + Fe/30 + S/10]$. (*)P = A classificação do nível crítico de P (Mehlich-1) varia de acordo com o teor de argila: 0-15% de argila (30 mg dm^{-3}); 16%-35% de argila (20 mg dm^{-3}) e > 35% de argila (12 mg dm^{-3}); K = 70 mg dm^{-3} ; Fe = 30 mg dm^{-3} ; S-sulfato = 10 mg dm^{-3} ; Ca = $2,4 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$; Mg = $0,9 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$; CTC a pH 7 = $8,6 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e MO = 4 dag kg^{-1} . * e **=significativos, a 1% e a 5%, respectivamente, pelo teste F.

Fonte: Ribeiro, Guimarães e Alvarez V (1999)

De fato, a correlação positiva entre CE e IFS sinaliza para o potencial de uso da CE como um indicador do grau de fertilidade do solo. Os resultados permitem, dentro do escopo do estudo, a aceitação da hipótese de que a CE do solo é influenciada por vários atributos de fertilidade em conjunto, não sendo razoável que somente um ou alguns atributos de fertilidade sejam inferidos pela CE, dado que os sais solúveis no solo interagem e se somam com influências nos valores de CE do solo. Assim, abre-se a perspectiva de se testar um universo maior de amostras de diferentes solos, de modo que seus IFS e CE sejam correlacionados com atributos de crescimento de plantas, no sentido de que esses atributos sejam validados como preditores do grau de fertilidade do solo, visando o pleno crescimento das culturas.

4 CONCLUSÕES

- a) No LVAd e no NQ, há aumentos no pH, Ca^{2+} e saturação por bases, para níveis superiores aos tecnicamente recomendados para as culturas, e a magnitude do acréscimo desses atributos depende do pH inicial do solo e do pH e da dose do resíduo orgânico utilizada na adubação.
- b) A adição dos esterco de galinha, bovino e de codorna, casca de café e composto de lixo proporciona elevações significativas dos teores de K^+ nos três solos e a adição de esterco de galinha, suíno e de codorna, do lodo de esgoto 2 e composto de lixo aumenta os teores de P, com maiores acréscimos notados para o solo com menor teor de C, o LVAd.
- c) Independentemente da dose aplicada, os resíduos de origem animal, compostos e lodos caracterizam-se como os materiais que mais interferem nos atributos de fertilidade, em relação aos resíduos vegetais, mas a magnitude das mudanças no grau de fertilidade é dependente do solo investigado.
- d) A CE do solo é influenciada pela combinação de mudanças do grau de fertilidade do solo, podendo ser utilizada como preditora do IFS, considerando-se os três solos estudados e os atributos de fertilidade utilizados para seu cálculo.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (processo PPM 00424/09) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq (processos CT-AGRO 574921/2008-7 e 308592/2011-5),

pela concessão de bolsas de pesquisa e aporte financeiro que foi utilizado no desenvolvimento deste projeto de pesquisa. Aos Drs. Fernando Carvalho Oliveira e Jonas Jacob Chiaradia, da Biossola Agricultura e Ambiente Ltda. e à Opersan Serviços Ambientais, pela cessão da amostra de composto de lodo de esgoto. Ao Dr. Fábio S. Higashikawa, pela cessão de parte dos resíduos orgânicos utilizados neste estudo.

REFERÊNCIAS

ABREU, C. A. et al. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2007. p. 646-662.

ABREU, C. A. et al. Routine soil testing to monitor heavy metals and boron in soils. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 62, p. 1-6, 2005.

ABREU JUNIOR, C. H. et al. Uso agrícola de resíduos orgânicos: Propriedades químicas do solo e produção vegetal. TORRADO, P. V.; ALLEONI, L. R. F. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. p. 391-479.

AIMRUN, W. et al. Bulk soil electrical conductivity as an estimator of nutrients in the maize cultivated land. **European Journal of Scientific Research**, Victoria, v. 31, p. 37-51, 2009.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. London: Blackie Academic & Professional, 1995. 368 p.

ANO, A. O.; UBOCHI, C. I. Neutralization of soil acidity by animal manures: mechanism of reaction. **African Journal of Biotechnology**, Berlin, v. 6, p. 364-368, 2007.

AZEVEDO, W. R.; FAQUIN, V.; FERNANDES, L. A. Adsorção de boro em solos de várzea do Sul de Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, p. 957-964, 2001.

BAR-TAL, A. et al. Nitrogen, phosphorus and potassium uptake by wheat and their distribution in soil following successive, annual compost applications. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 33, p. 1855-1865, 2004.

BERNAL, M. P. et al. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Wien, v. 69, p. 175-189, 1998.

BERTON, R. S.; VALADARES, J. M. A. S. Potencial agrícola do composto de lixo urbano no Estado de São Paulo. **O Agrônomo**, Campinas, v. 4, p. 87-93, 1991.

BRONSON, K. F. et al. Apparent electrical conductivity, soil properties and spatial covariance in the U.S. southern high plains. **Precision Agriculture**, Dordrecht, v. 6, p. 297-311, 2005.

DAVID, M. B.; MITCHELL, M. J.; NAKAS, J. P. Organic and inorganic sulfur constituents of a forest soil and their relationship to microbial activity. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 46, p. 847-852, 1982.

DIACONO, M.; MONTEMURRO, F. Long-term effects of organic amendments on soil fertility: a review. **Agronomy for Sustainable Development**, Paris, v. 30, p. 401-422, 2010.

DIKINYA, O.; MUFWANZALA, N. Chicken manure-enhanced soil fertility and productivity: Effects of application rates. **Journal of Soil Science and Environmental Management**, Lagos, v. 1, p. 46-54, 2010.

ELKINS, D. M.; ENSMINGER, L. E. Effect of soil pH on the availability of adsorbed sulfate. **Soil Science Society of America Proceedings**, Münster, v. 35, p. 931-934, 1971.

FERNANDES, A. H. B. M. et al. **Nitrificação e mineralização de carbono em solos tratados com dejetos de suínos biodigeridos**. Brasília: Embrapa, 2011. 15 p.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a guide for its bootstrap procedures in multiple comparisons. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 38, p. 109-112, 2014.

GALDOS, M. V.; MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em um Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, p. 569-577, 2004.

HARGREAVES, J. C.; ADL, M. S.; WARMAN, P. R. Review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Wien, v. 123, p. 1-14, 2008.

HIGASHIKAWA, F. S.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W. Chemical and physical properties of organic residues. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, p. 1743-1752, 2010.

HUE, N. V.; VEGA, S.; SILVA, J. A. Manganese toxicity in a Hawaiian Oxisol affected by Soil pH and organic amendments. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 65, p. 153-160, 2001.

KAMPATH, E. J.; NELSON, W. L.; FITTS, J. W. The effect of pH, sulfate and phosphate concentrations on the adsorption of sulfate by soils. **Soil Science Society of America Proceedings**, Münster, v. 19, p. 463-466, 1956.

LI, Y. et al. Determination of potential management zones from soil electrical conductivity, yield and crop data. **Journal of Zhejiang University Science B**, Zhejiang, v. 9, p. 68-76, 2008.

LOPES, L. F. et al. Utilização agrícola de lodo industrial como fonte de zinco na cultura do crisântemo. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 22, p. 620-623, 2004.

McBRIDE, M. B. **Environmental chemistry of soils**. New York: University, 1994. 406 p.

McBRIDE, M. B.; SAUVÉ, S.; HENDERSHOT, W. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 48, p. 337-346, 1997.

MELO, L. C. A.; SILVA, C. A.; DIAS, B O. Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origens diversificadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, p. 101-110, 2008.

MENDONÇA, E. S. et al. Effect of pH on the development of acidic sites in clayey and Sandy loam Oxisol from the Cerrado Region, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 132, p. 131-142, 2006.

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**, Wien, v. 106, p. 57-67, 2005.

MOKOLOBATE, M. S.; HAYNES, R. J. Comparative liming effect of four organic residues applied to an acid soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 35, p. 79-85, 2002.

MÜLLER, T.; HOPPER, H. Soil organic matter turnover as a function of the soil clay content: consequences for model applications. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 36, p. 877-888, 2004.

NASCIMENTO, C. W. A. et al. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, p. 385-392, 2004.

NOVAIS, R. F. et al. **Fertilidade do Solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2007.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, p. 807-812, 2001.

OORTS, K.; VANLAUWE, B.; MERCKX, R. Cation exchange capacities of soil organic matter fractions in a Ferric Lixisol with different organic matter inputs. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Wien, v. 100, p. 161-171, 2003.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, p. 911-920, 2008.

PAUSTIAN, K. et al. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 13, p. 230-244, 1997.

PERALTA, N. R.; COSTA, J. L. Delineation of management zones with soil apparent electrical conductivity to improve nutrient management. **Computers and Electronics in Agriculture**, New York, v. 99, p. 218-226, 2013.

RAIJ, B. van. **Fertilidade de solo no Brasil**. Campinas: Instituto Agronômico, Informações Agronômicas, 2010.

REIS, T. C.; RODELLA, A. A. Cinética de degradação da matéria orgânica e variação do pH do solo sob diferentes temperaturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, p. 619-626, 2002.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V, V. H. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa: Comissão de fertilidade do solo do Estado de Minas Gerais, 1999. 359 p.

SHANMUGAM, G. S. **Soil and plant response of organic amendments on strawberry and half high blueberry cultivars**. 2005. 115 p. Thesis (Master's) - Dalhousie University, Halifax, 2005.

SILVA, C. A. Uso de resíduos orgânicos na agricultura. In: SANTOS, G. A. et al. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 113-136.

SILVA, F. C. et al. Métodos de análises químicas para avaliação de fertilidade do solo. In: _____. (Ed.). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa comunicação para transferência de tecnologia, 2009. p. 107-184.

SIMONETE, M. A. et al. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, p. 1187-1195, 2003.

SOUZA, D. M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S. A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R. F. et al. **Fertilidade do Solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2007. p. 206-268.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition and reactions**. 2nd ed. New York: J. Wiley, 1994. 496 p.

SUDDUTH, K. A. et al. Relating apparent electrical conductivity to soil properties across the north-central USA. **Computers and Electronics in Agriculture**, New York, v. 46 p. 263-283, 2005.

TEDESCO, M. J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174 p.

TEJADA, M. et al. Response of *Eisenia fetida* to the application of different organic wastes in an aluminium-contaminated soil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 73, p. 1944-1949, 2010.

TORRI, S. I.; CORREA, R. S. Downward movement of potentially toxic elements in biosolids amended soils. **Applied and Environmental Soil Science**, Nasr, v. 1, p. 1-7, 2012.

CAPÍTULO 4

CONDUTIVIDADE ELÉTRICA COMO PREDITORA DO PODER TAMPÃO DE ACIDEZ E DA NECESSIDADE DE CALAGEM DE SOLOS DO SUL DE MINAS GERAIS

**CONDUTIVIDADE ELÉTRICA COMO PREDITORA DO PODER
TAMPÃO DE ACIDEZ E DA NECESSIDADE DE CALAGEM DE
SOLOS DO SUL DE MINAS GERAIS**

RESUMO

A dose de corretivo a ser aplicada no solo depende do tipo de calcário, do pH desejado e do poder tampão da acidez (PTA) do solo. A condutividade elétrica (CE) é de fácil medição e pode ser correlacionada com atributos de acidez do solo, podendo, assim, substituir o teor de matéria orgânica (MO) e de argila como preditora do PTA e da necessidade de calagem (NC). Esta hipótese foi testada em função da correção da acidez e da incubação, em casa de vegetação, de sete solos do sul de Minas Gerais com níveis de $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$. Objetivou-se: 1) relacionar os atributos de acidez com a MO, argila e CE, e 2) investigar a possibilidade de a CE predizer o PTA e a NC, com vistas a atingir os valores de pH e saturação por bases (V) indicadas para as principais culturas do estado. Foram realizadas análises químicas do solo antes e após o período de incubação, sendo determinados pH, V, CE, $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$ e teores de Ca^{+2} , Mg^{+2} , Al^{+3} e saturação por Al^{+3} (m), em função do acréscimo da dose de $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$ nos solos estudados. A CE correlacionou-se com o pH, V, Ca^{+2} , Mg^{+2} , Al^{+3} e (m), e pode ser utilizada como preditora do poder tampão da saturação por bases (V). O poder tampão do pH, V e teor de Al^{+3} são regulados pela MO do solo. A NC pode ser determinada em função da CE, com vistas a atingir pH ideal para as culturas implantadas nos solos do sul de Minas Gerais.

Palavras-chave: Íons solúveis. Textura do solo. Fertilidade do solo. Acidez potencial. Substâncias húmicas. Capacidade de troca de cátions.

**SOIL ELECTRICAL CONDUCTIVITY AS A PREDICTOR OF ACIDITY
BUFFER CAPACITY AND LIME REQUIREMENT
OF MINAS GERAIS SOILS**

ABSTRACT

Lime rate depends on the type of limestone, the crop required pH and soil buffer acidity capacity (BAC). The use of electrical conductivity (EC) of soil as a predictor of PBA and the lime requirement (LR) is possible since this attribute correlates with pH and base saturation (BS). Objectives of this study were: 1) to relate soil acidity attributes with OM, clay and CE; 2) to investigate the possibility of EC to be used as a predictor of BAC and lime requirement, in order to achieve the required pH and V for the main crops grown in Minas Gerais soils. This hypothesis was tested by incubating in greenhouse conditions seven soil types from south of Minas Gerais with five increasing doses of $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$. Chemical analyses of soils, after incubation with carbonates, were performed as following: pH in water, V, EC, effective CEC and levels of Ca^{2+} , Mg^{+2} , exchangeable Al^{+3} and Al^{+3} saturation (m), as a consequence of increased doses of $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$ added to soils. The EC correlated with pH, Ca^{+2} , Mg^{+2} , Al^{+3} and Al^{+3} saturation (m) and can be used as a predictor of the buffering capacity of the base saturation (V). Buffering capacity for pH, V and Al^{+3} content are regulated by soil OM. Lime requirement can be determined based on EC, for three levels of pH required pH growing crops in Minas Gerais soils.

Keywords: Soluble ions. Soil texture. Soil acidity attributes. Potential acidity. Humic substances. Cation exchange capacity.

1 INTRODUÇÃO

Os solos brasileiros, em sua maioria ácidos, apresentam deficiência severa de cálcio e, em muitas situações, de magnésio. Os teores de alumínio trocável, em muitas classes de solos, são considerados elevados, o que afeta o crescimento das raízes e a absorção de nutrientes e água (SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007). Em Minas Gerais, os solos ácidos também ocorrem com frequência e esse é um dos fatores que afetam a produtividade das culturas, dado que a acidez elevada interfere na disponibilidade, na concentração, na força iônica, na absorção e na utilização dos nutrientes pelas plantas (FERNANDES, 2006; McCBRIDE; BLASIAK, 1979; SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007).

Em muitas lavouras, esses problemas não mais persistem, em razão da prática rotineira da calagem, mas podem ocorrer aplicações de subdoses ou superdoses (supercalagem) de corretivo, erros que afetam negativamente a disponibilidade de nutrientes e a produtividade das culturas. Para a obtenção de produtividades adequadas, é necessário que a calagem seja feita de modo adequado, o que implica em definição correta da dose de corretivo. A necessidade de calagem (NC) depende do pH e da saturação por bases (V) iniciais do solo, pH e V adequados para a cultura, características do corretivo, contato corretivo-partículas e umidade do solo (ALCARDE; RODELLA, 1996; SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007) e poder tampão da acidez (PTA) do solo (AITKEN; MOODY; MCKINLEY, 1990a; NELSON; SU, 2010; SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007). Os valores iniciais de pH e de saturação por bases são atributos fornecidos em laudos de análise de solo e o pH ou V adequados são disponibilizados em tabelas de adubações, como é o caso das tabelas dos estados de Minas Gerais (RIBEIRO; GUIMARÃES; ALVAREZ V, 1999) e de São Paulo (RAIJ et al., 1996).

O PTA é caracterizado pela resistência que o solo oferece em ter o seu pH modificado, quando tratado com bases ou ácidos (HUANG et al., 2009), ou seja, quanto maior o PTA do solo, maior será a quantidade de calcário necessária para elevar o pH em uma unidade (XU et al., 2012), o que o torna um fator chave para estimar corretamente a NC (AITKEN; MOODY; MCKINLEY, 1990a). O PTA do solo, por não ser de fácil determinação, muitas vezes, não é corretamente determinado ou considerado nas fórmulas de cálculo de necessidade de calagem. A magnitude do PTA é determinada pelo grau e a intensidade de protonação e desprotonação de superfícies minerais e substâncias orgânicas presentes no solo, os quais são dependentes dos teores de argila e MO do solo (AITKEN; MOODY; MCKINLEY, 1990a; WEAVER et al., 2004). A capacidade de a MO tamponar a acidez do solo é influenciada pela presença e o grau de dissociação de radicais carboxílicos e, em menor escala, pela dissociação e pela liberação de íons H^+ por radicais fenólicos (McBRIDE, 1994; WEAVER et al., 2004). Como a MO é dominada no solo pelas substâncias húmicas, as proporções de materiais húmicos presentes no conjunto de frações de MO são reguladoras do PTA, em razão de as frações húmicas apresentarem teores de acidez totais diferentes (STEVENSON, 1994).

No caso da argila, a protonação, a desprotonação e a geração ou neutralização de íons H^+ estão ligadas à presença de polímeros de hidroxialumínio na superfície de filossilicatos, aluminossilicatos e à presença de grupos funcionais nas superfícies de óxidos e silicatos (DE VILLIERS; JACKSON, 1967). O PTA da argila pode variar em razão das proporções de óxidos e oxihidróxidos de alumínio e de ferro e de caulinita, tendo em vista que a capacidade tamponante da caulinita é menor que a dos óxidos (COLEMAN; THOMAS, 1964; WEAVER et al., 2004). Maior PTA foi verificada para solos com maiores teores de MO e de argila, para solos do Reino Unido (BACHE, 1988) e da Austrália (AITKEN; MOODY; MCKINLEY, 1990a). Alta correlação entre o teor de MO e

o poder tampão para pH em solos australianos foi também verificada por Nelson e Su (2010), na faixa de pH de 6-6,5. O fato de a MO e a argila estarem associadas aos atributos de acidez os capacita a serem utilizados para estimar o PTA, quando se utilizam funções de pedotransferência (AITKEN; MOODY; MCKINLEY, 1990a; HELYAR; CREGAN; GODYN, 1990; WEAVER et al., 2004). Em solos tropicais, a maior parte do PTA está associada à MO, pois é a ela que está associada à acidez potencial (SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007). O fato de o PTA associar-se à argila na maioria dos solos no Brasil, provavelmente, explica-se em razão da proteção física que os minerais de argila oferecem à MO, em relação aos organismos decompositores, não sendo, propriamente dito, um efeito regulador direto da argila sobre a PTA.

Os fatores que definem a NC são conhecidos e facilmente encontrados nas tabelas de adubação e nos resultados da análise do solo. Existe, contudo, sempre a dificuldade de se estimar corretamente o PTA, seja em função da rotina trabalhosa de titulação ou de realização de curva de neutralização específica para cada solo, já que o protocolo envolve a incubação de solo por um longo tempo com níveis crescentes de corretivo. O PTA varia de um solo para outro e, mesmo dentro de uma classe de solo, pode variar por talhões, ou seja, pode ter grande variabilidade espacial, implicando em que o manejo da calagem seja feito por zonas homogêneas de NC, a exemplo da estratégia de abordagem e manejo especializados de outros atributos de fertilidade do solo (AITKEN; MOODY; MCKINLEY, 1990b; WONG; WEBB; WITTWER, 2013). Assim, o PTA pode variar numa pequena extensão da lavoura, devido à variabilidade dos teores de carbono e argila, que são condicionantes do poder tampão (SHEN et al., 2013). Além disso, o PTA pode variar ao longo do tempo, já que a MO do solo pode ser alterada pelo manejo e pelos sistemas de cultivo adotados (BAYER et al., 2006; BONILLA; FUENTES; MARTÍNEZ, 2014). Assim, a determinação do PTA é relevante pela possibilidade de ser utilizado para definir zonas ou sítios

específicos de definição da NC e prever os efeitos de fertilizantes e adubação orgânica em acidificar o solo (WEAVER et al., 2004). Nesse sentido, torna-se necessário avaliar os fatores de solo que condicionam o PTA, visando prever o seu valor de modo rápido, confiável e que seja de baixo custo.

O cálculo da NC pode ser realizado por diversos métodos, sendo o mais comum o método da saturação por bases, que preconiza a elevação dessa saturação, mediante a aplicação de corretivos, a valores pré-estabelecidos para a cultura a ser implantada e considera o poder tampão, indiretamente, por preconizar o uso da CTC a pH 7 no cálculo da NC (RAIJ et al., 1983). A ênfase na saturação por bases se justifica, dado que esse atributo guarda relação direta com soma de bases (Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+}) trocáveis, além de estar relacionado com pH e com o teor Al^{3+} no solo (ARAÚJO; DEMATTÊ; GARBUIO, 2009; SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007). A possibilidade de se utilizar a CE para prever o PTA é justificada em função de esse atributo correlacionar-se com o pH e os teores de argila, MO, Ca^{2+} e Mg^{2+} (FERNANDES et al., 2008; McBRIDE; GORDON; SHRIVE, 1990; MORAL; TERRÓN; SILVA, 2010; PATRIQUIN et al., 1993; SERRANO et al., 2010; WILLIAMS; HOEY 1987). Com isso, abre-se a possibilidade de a CE, que é de fácil medição, ser especializada e empregada determinada de maneira automatizada, e ser utilizada para prever o PTA do solo e a NC para culturas implantadas em lavouras.

Diversas aplicações têm sido propostas para a CE, as quais incluem a avaliação da concentração de nutrientes em solos (HEININGER et al., 2003), textura do solo (SUDDUTH et al., 2005), predição de produtividades das culturas (JOHNSON; ESKRIDGE; CORWIN, 2005), para delimitar áreas ou zonas homogêneas de manejo (PERALTA; COSTA 2013), dentre outras. O fato de a determinação da concentração de nutrientes ter sido melhorada em função da separação das áreas por textura do solo, CTC e matéria húmica do solo, conforme resultados verificados por Heiniger, McBride e Clay (2003), sinaliza que há

associação direta da CE com os atributos de solo que condicionam o PTA, o que abre a possibilidade de a NC ser estimada pela CE do solo.

Existe uma demanda em estimar o PTA e a NC por atributos de fácil medição, como é o caso da CE, com a possibilidade de separar zonas ou sítios específicos de manejo da calagem e definições mais precisas da NC. A CE pode ser monitorada em tempo real, por meios automatizados (Veris 3100; Veris Technologies, Salina KS) e pode ser georreferenciada (KAFFKA et al., 2005), por indução eletromagnética, com o uso de sensores acoplados em tratores que permitem coletar informações em tempo real, sendo um método de amostragem não destrutivo, realizado de forma rápida e de baixo custo, tornando-o vantajoso em relação à análise de solo em laboratório (DAVIS et al., 1997; KAFFKA et al., 2005; RHOADES; CORWIN, 1984), eliminando, assim, as etapas trabalhosas de determinação de curvas de neutralização da acidez específicas para os solos de Minas Gerais.

Em função da dificuldade de se determinar o PTA para os solos de Minas Gerais e de se utilizar os atributos convencionais (MO e argila) na sua predição, há a necessidade de que novos preditores sejam testados para o mesmo fim. A CE engloba aspectos positivos que a elegem para esse propósito, pois se associa aos atributos de acidez, correlaciona-se com a argila e MO, pode ser facilmente medida em campo, de modo automatizado, o que possibilita, em tempo real e a custo baixo, a definição de zonas homogêneas para definição da NC. Isso tudo minimiza os erros na definição especializada da dose de corretivo e potencializa os efeitos da calagem sobre a produtividade das culturas. Assim, objetivou-se, com este estudo: 1) correlacionar os atributos de acidez com a argila, MO e CE de solos de Minas Gerais e 2) investigar a possibilidade de a MO, a argila e a CE predizer o PTA e de a CE em estimar a NC, com vistas a atingir os valores de pH e V-alvos para culturas implantadas em solos de Minas Gerais.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras, MG. Foram coletadas sete amostras de solos, no sul do estado de Minas Gerais, nos municípios de Lavras, Itutinga, Ijaci e Itumirim. Esses solos apresentaram ampla faixa de variação na textura, níveis de fertilidade, condutividade elétrica e teores de carbono, sob condições de vegetação natural de mata nativa. As amostras (0–20 cm) foram secas ao ar, destorroadas e peneiradas em peneira com malha de 2 mm. O delineamento utilizado foi o de blocos inteiramente casualizados, em esquema fatorial representado pela combinação de sete solos x cinco níveis de saturação por bases, com três repetições, totalizando 105 parcelas experimentais, em vasos de 1,8 L, com a utilização de 1,3 kg de solo em cada parcela. Foram realizadas análises químicas e de textura (Tabela 1) e, com base nesta caracterização inicial, os solos foram incubados com carbonato p.a., por 30 dias, a fim de que fossem geradas curvas de neutralização da acidez de cada solo, com a aplicação de doses crescentes dos carbonatos de cálcio (CaCO_3) e de magnésio (MgCO_3). Durante esse período, a umidade do solo foi mantida próxima de 70% da capacidade de campo.

Tabela 1 Caracterização química, textura e condutividade elétrica (CE) dos sete solos (0-20 cm) utilizados no estudo, em condições de vegetação natural

Solo ⁽¹⁾	pH		K ⁺	P-M1	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H ⁺ +Al ³⁺	t	T	V	m	CT
	Água	SMP	mg dm ⁻³		cmol _c dm ⁻³						%		
OX	4,2	4,7	65	12	0,8	0,3	2,8	16	4,1	18	7	69	7,4
LVd1	4,3	4,8	51	1,8	0,6	0,2	1,9	15	2,8	16	5	68	4,6
RQ	5,2	6,1	39	14	0,4	0,1	0,6	3,8	1,2	4,3	13	53	0,9
SXd1	5,1	5,9	27	1,7	1,5	0,3	0,5	4,1	2,3	5,9	31	22	1,6
LVd2	4,7	5,5	40	1,5	0,4	0,1	1,0	7,1	1,6	7,7	8	63	2,7
CXbd	5,0	5,6	53	1,6	0,5	0,2	0,7	6,3	1,5	7,2	11	45	2,2
SXd2	5,6	6,0	95	1,9	2,5	0,5	0,2	3,8	3,5	7,1	46	5,7	2,8
	N-total	P-rem	MO	CE	Zn ²⁺	Fe ²⁺	Mn ²⁺	Cu ²⁺	B	S ⁽²⁾	Argila	Silte	Areia
	g kg ⁻¹	mg L ⁻¹	dag kg ⁻¹	μS cm ⁻¹	mg dm ⁻³				g kg ⁻¹				
OX	5,5	3,6	7,1	337	1,1	29	7,9	0,7	0,1	11	500	180	320
LVd1	4,4	6,4	6,2	100	1,0	144	5,6	1,2	0,1	12	750	110	140
RQ	1,0	39	1,6	34	0,6	95	4,2	0,3	0,1	6,3	40	30	930
SXd1	1,6	31	2,2	37	1,1	136	10	0,5	0,1	6,2	250	160	590
LVd2	3,2	16	3,2	67	0,6	67	3,7	0,9	0,1	5,7	500	130	370
CXbd	3,0	13	3,6	42	1,3	49	52	2,7	0,1	9,5	440	330	230
SXd2	3,1	32	3,4	74	1,3	123	16	0,7	0,2	6,3	150	100	750

⁽¹⁾ Nomenclatura dos solos de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA, 2006). ⁽²⁾ S-sulfato. OX-Organossolo Háplico; LVd1-Latossolo Vermelho distrófico; RQ-Neossolo Quartzarênico; SXd1-Planossolo Háplico distrófico; LVd2-Latossolo Vermelho distrófico; CXbd-Cambissolo Háplico Tb distrófico; SXd2-Planossolo Háplico distrófico. MO=matéria orgânica; CT= carbono total; P-M1- P extraível em solução de Mehlich-1; P-rem=fósforo remanescente; t=capacidade de troca de cátions efetiva; T=capacidade de troca de cátions a pH 7

Na geração das curvas de neutralização da acidez, tendo como base a caracterização química, foi determinada a necessidade de calagem pelo método de saturação por bases (RAIJ et al., 1983), com a utilização da seguinte fórmula: $NC (t/ha) = (V_2 - V_1)T/100$, sendo NC = necessidade de calagem (toneladas hectare⁻¹); V_2 = percentagem de saturação por bases desejada; V_1 = percentagem de saturação por bases do solo (Tabela 1) e T = CTC a pH 7, em cmol_c dm⁻³. O corretivo utilizado consistiu da mistura de CaCO₃ e MgCO p.a., na relação estequiométrica de 3:1, visando atingir cinco níveis de V (Tabela 2), equivalentes

em $t\ ha^{-1}$ de $CaCO_3$, correspondendo à aplicação de calcário com PRNT equivalente a 100%.

Tabela 2 Níveis de saturação por bases (V) propostos para a confecção de curvas de neutralização da acidez e doses de $CaCO_3+MgCO_3$ para se alcançar os valores de V almejados para os sete solos investigados

Solo (¹)	V (%) proposto					⁽²⁾ Dose de $CaCO_3+MgCO_3$ equivalente a ($t\ ha^{-1}$)				
	V atual	V1	V2	V3	V4	V atual	V1	V2	V3	V4
OX	6,3	25	50	75	90	0	3,42	7,99	12,56	15,30
LVd1	4,6	25	50	75	90	0	3,28	7,30	11,31	13,72
RQ	11,1	25	50	75	90	0	0,63	1,77	2,90	3,58
SXd1	44,2	55	65	80	90	0	0,70	1,35	2,32	2,97
LVd2	7,8	25	50	75	90	0	1,31	3,22	5,13	6,29
CXbd	12,8	25	50	75	90	0	0,98	3,00	5,00	6,23
SXd2	21,7	40	60	80	90	0	0,85	1,77	2,69	3,15

⁽¹⁾Nomenclatura dos solos de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006). ⁽²⁾Relação estequiométrica de 3:1. OX-Organossolo Háplico; LVd1-Latossolo Vermelho distrófico; RQ-Neossolo Quartzarênico; SXd1-Planossolo Háplico distrófico; LVd2-Latossolo Vermelho distrófico; CXbd-Cambissolo Háplico Tb distrófico; SXd2-Planossolo Háplico distrófico

Na caracterização química foram analisados o pH em água, além de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , carbono total (CT) e matéria orgânica (MO), e calculadas a saturação por Al^{3+} (m), a saturação por bases (V) e a capacidade de troca de cátions (CTC) a pH 7 e efetiva, antes e após o período de incubação, sendo realizada de acordo com protocolos disponibilizados em Embrapa (2009).

Para a determinação do pH em água, utilizou-se uma relação solo:solução de 1:2,5 (10 cm^3 de TFSA em 25 mL de H_2O), sendo a suspensão agitada por trinta minutos, mantida em repouso por outros trinta minutos e agitada por trinta segundos, para, em seguida, proceder-se à leitura do pH. Nesse mesmo extrato, foi feita a leitura de CE. Os teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} foram extraídos por KCl 1 mol L^{-1} ; os teores de MO extraídos por oxidação em $Na_2Cr_2O_7\ 4N+H_2SO_4\ 10N$, sendo os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} determinados por espectrofotometria de absorção

atômica e os de MO por colorimetria. Os teores de carbono total (CT) foram determinados por combustão seca em analisador marca Elementar modelo Vario TOC. A condutividade elétrica (CE) foi determinada com condutivímetro TECNAL-TEC 4MP, no mesmo extrato, para a determinação do pH em água. A análise granulométrica do solo foi realizada pelo método de Bouyoucos (EMBRAPA, 1997), empregando-se NaOH 0,1 mol L⁻¹ como dispersante químico.

O poder tampão (PT) de pH, V e Al⁺³, para cada solo, foi determinado relacionando-se os níveis de carbonato com os de pH e V alcançados após a incubação, os quais foram ajustados a equações lineares ($y=a+bx$). O modelo exponencial decrescente ($y=ae^{-bx}$) foi utilizado para ajustar os dados de neutralização de Al⁺³ em função das doses de corretivo. Utilizando-se as equações ajustadas, foram calculados o delta positivo para pH e V e o delta negativo para Al⁺³, ou seja, a dose de carbonatos para aumentar em uma unidade os valores de pH e V e diminuir em uma unidade o teor de alumínio trocável (Al⁺³) no solo. As doses de CaCO₃+MgCO₃ foram convertidas em cmol_c, levando-se em consideração a relação estequiométrica de 3:1. Os resultados do PT foram expressos em cmol_c de carbonatos kg⁻¹ de solo por cada unidade de pH, V e Al⁺³ alterada no solo. Os valores do PT para cada solo foram relacionados com os teores de MO, CT, argila e com os valores de CE e $\Delta CTC_{efetiva}$ de cada solo. O $\Delta CTC_{efetiva}$, que representa a capacidade do solo em aumentar a CTC_{efetiva}, foi determinado por meio da relação entre a CTC_{efetiva} e pH para cada solo, em função das doses crescentes de carbonatos, conforme método descrito em Aitken, Moody e Mckinley (1990a) e Nelson e Su (2010).

Os dados foram submetidos à análise de variância com a aplicação do teste F, a 5% de probabilidade, e, quando significativo, realizou-se a análise de regressão, no software SISVAR (FERREIRA, 2014).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Atributos de acidez e poder tampão

As doses crescentes de carbonatos ($\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$) nos sete solos promoveram aumentos lineares nos valores de pH, V, $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$ e diminuições, de forma exponencial, dos teores de Al^{+3} trocável e saturação por Al^{+3} (m) (Figura 1). Esses resultados foram semelhantes aos obtidos por Fageria, Santos e Moreira (2010) e Prado e Natale (2008). Os aumentos nos valores de pH são atribuídos à neutralização dos íons H^+ pelos íons OH^- e pela ocupação dos sítios de troca pelos cátions acompanhantes dos carbonatos adicionados via CaCO_3 e MgCO_3 . A saturação por bases aumenta em função da adição de Ca e Mg. A correção da acidez aumenta a taxa de decomposição da MO (PRADO; NATALE, 2008; YAO et al., 2009), adiciona sais e íons aos solos e, por conseguinte, aumenta a CE (PERALTA; COSTA, 2013). O aumento da $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$ ocorre pela elevação do pH, que proporciona a dissociação de grupamentos carboxílicos da MO do solo, principalmente (BRIEDIS et al., 2012), e de outros coloides de carga variável presentes em solos.

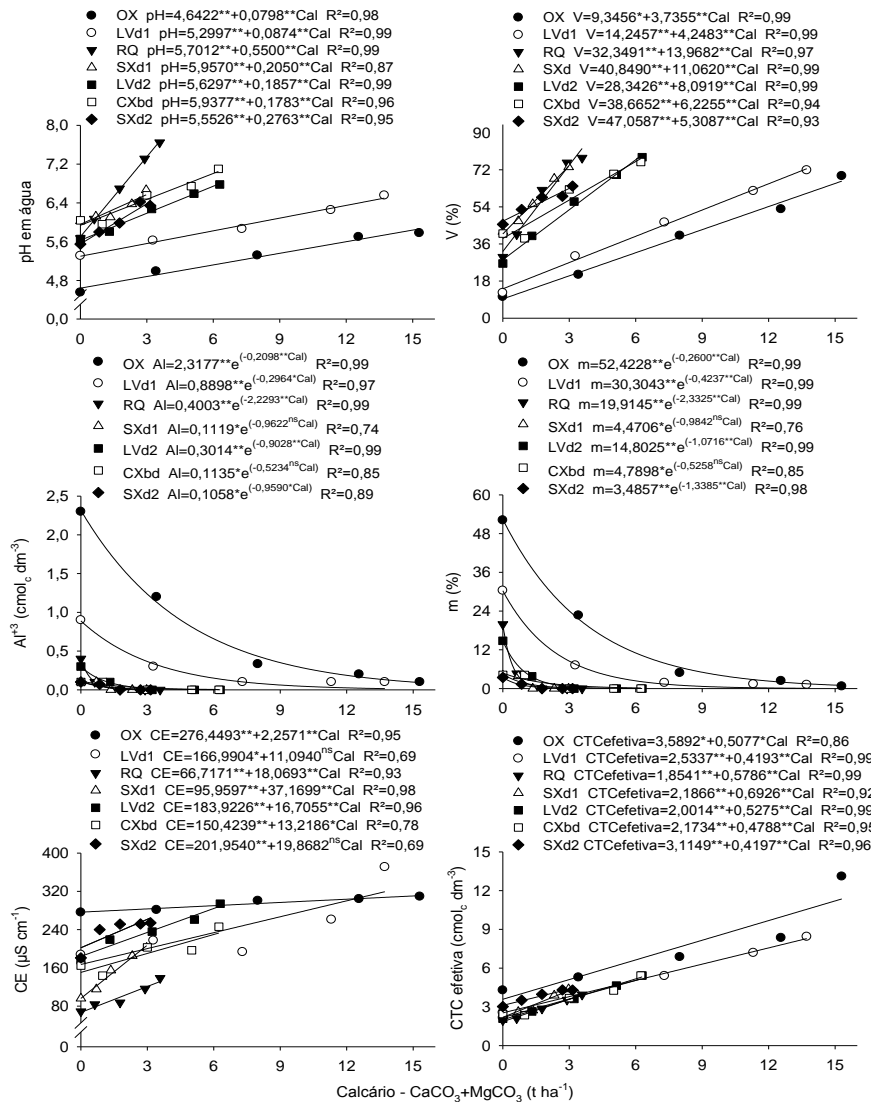


Figura 1 Níveis de pH, saturação por bases (V), saturação por Al^{3+} (m), teor de Al^{3+} , condutividade elétrica (CE) e $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$, em função de doses de carbonatos, em sete solos. OX-Organossolo Háplico; LVd1-Latossolo Vermelho distrófico; RQ-Neossolo Quartzarênico; SXd1-Planossolo Háplico distrófico; LVd2-Latossolo Vermelho distrófico; CXbd-Cambissolo Háplico Tb distrófico; SXd2-Planossolo Háplico distrófico. ^{ns}, * e ** = não significativo, significativo, a 5% e a 1% de probabilidade, respectivamente, pelo teste F

A redução do teor Al^{+3} e, conseqüentemente, da saturação por Al^{+3} ocorre, principalmente, devido à precipitação do Al^{3+} na forma de $\text{Al}(\text{OH})_3$ (KINRAID, 1991; SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007). Essas variações mencionadas nos atributos são amplamente conhecidas e estão associadas aos efeitos da aplicação de corretivos de acidez no solo, destacando-se a elevação do pH, a neutralização da acidez trocável, a redução da acidez potencial e o aumento da disponibilidade de Ca^{2+} e Mg^{2+} (BORTOLUZZI et al., 2008; MANTOVANI et al., 2005). Contudo, é preciso destacar que as equações matemáticas ajustadas aos dados são específicas para este conjunto de solos e dependentes das características de cada solo em particular.

Os valores de CE dos solos aumentaram de forma linear, em função da dose de carbonatos, com comportamento diferenciado para cada solo (Figura 1), o que pode ser justificado pela variação dos teores de MO, CT, argila e grau de fertilidade do solo; todos os fatores mencionados anteriormente afetam a CE do solo. Em trabalhos realizados por Amaral et al. (2004) e Chaves et al. (1997), foram verificados aumentos da CE do solo em função da adição de doses crescentes de calcário.

Os aumentos nos valores da CE se devem aos acréscimos nos teores de Ca^{+2} e Mg^{+2} , devido à solubilização dos carbonatos em solo (Figura 2). Ao avaliarem a fertilidade de solos cultivados com bananeiras, Fernandes et al. (2008) verificaram aumentos lineares da CE do solo, concomitantemente aos aumentos nos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} do solo, ao longo de dez anos.

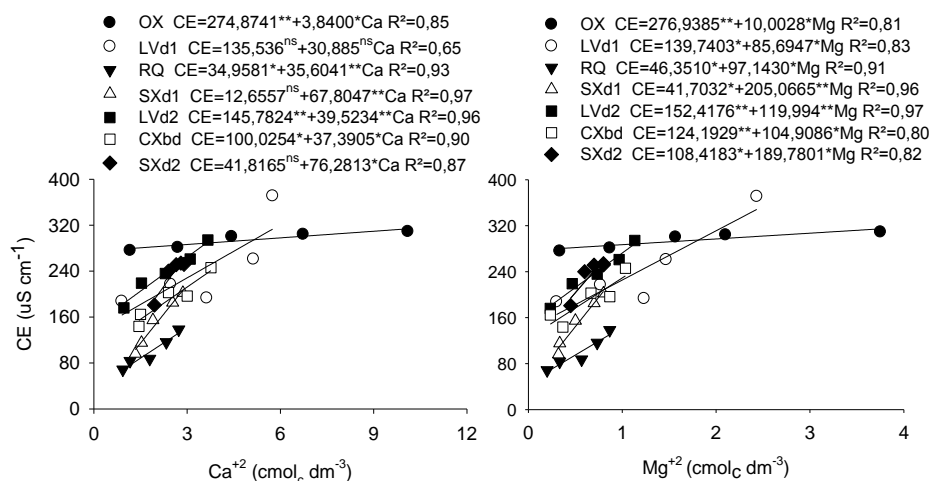


Figura 2 Condutividade elétrica (CE), em função dos teores de Ca^{+2} e Mg^{+2} , em sete solos. OX-Organossolo Háplico; LVd1-Latossolo Vermelho distrófico; RQ-Neossolo Quartzarênico; SXd1-Planossolo Háplico distrófico; LVd2-Latossolo Vermelho distrófico; CXbd-Cambissolo Háplico Tb distrófico; SXd2-Planossolo Háplico distrófico. ^{ns}, * e ** = não significativo, significativo a 5% e a 1%, respectivamente, pelo teste F.

Para avaliar a relação entre os atributos de acidez e a CE do solo, em função da aplicação de carbonatos, foi realizado estudo de correlação (Tabela 3). Correlações positivas foram constatadas entre a CE, como variável dependente e o pH, os teores de Ca^{+2} e Mg^{+2} no solo, as doses de carbonatos e V. Em contrapartida, relações inversas foram observados para os teores de Al^{+3} e em função das doses de carbonato, sendo essas correlações significativas e com elevados coeficientes e específicas para cada solo. Os resultados indicam que a CE é aumentada com a aplicação de carbonatos e com as elevações do pH, V, teores de Ca^{+2} e Mg^{+2} no solo e diminuições de Al^{+3} e m. Os resultados também mostraram fortes correlações entre a CE e os teores de MO e CT dos sete solos, em condições de vegetação natural (Tabela 3).

Nota-se que, para as correlações dos sete solos, avaliadas em conjunto, não houve elevados valores de correlação para o Ca^{+2} , Mg^{+2} e dose de carbonatos, conforme apresentou para cada solo e, para o pH, Al^{+3} , m e V, não foi observada correlação. Os resultados diferenciados obtidos entre os sete solos em conjunto e para cada solo corroboram a hipótese de que a análise deve ser realizada para cada solo em particular, o que se explica pelas variações nos teores de MO e textura de cada solo, conferindo um poder tampão diferente para cada solo.

Tabela 3 Coeficientes de correlação (análise de Pearson) entre a CE do solo e os atributos acidez e doses de carbonato, para os solos, em separado e em conjunto

Atributos de acidez	OX	LVd1	RQ	SXd1	LVd2	CXbd	SXd2	7 solos
	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)							
	Solos incubados com carbonatos (n=5)							
pH em água	0,97**	0,88*	0,96**	0,89*	0,96**	0,97**	0,80 ^{ns}	-0,19 ^{ns}
Ca^{+2} ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	0,92*	0,81 ^{ns}	0,96**	0,98**	0,98**	0,95**	0,93*	0,66**
Mg^{+2} ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	0,90*	0,91*	0,95*	0,98**	0,98**	0,90*	0,91*	0,66**
$\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$ (t ha^{-1})	0,97**	0,83 ^{ns}	0,96**	0,99**	0,98**	0,87*	0,83 ^{ns}	0,68**
Al^{+3} ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	-0,95**	-0,50 ^{ns}	-0,70 ^{ns}	-0,91*	-0,87*	-0,85*	-0,87*	0,18 ^{ns}
m (%)	-0,92**	-0,50 ^{ns}	-0,70 ^{ns}	-0,92*	-0,86 ^{ns}	-0,85*	-0,97*	0,02 ^{ns}
V (%)	0,97**	0,81 ^{ns}	0,90*	0,99**	0,98**	0,93*	0,91*	0,16 ^{ns}

OX-Organossolo Háplico; LVd1-Latossolo Vermelho distrófico; RQ-Neossolo Quartzarênico; SXd1-Planossolo Háplico distrófico; LVd2-Latossolo Vermelho distrófico; CXbd-Cambissolo Háplico Tb distrófico; SXd2-Planossolo Háplico distrófico. ^{ns}, * e ** = não significativo, significativo, a 5% e a 1% de probabilidade, respectivamente, pelo teste F

Em trabalho realizado por Moral, Terrón e Silva (2010), foram verificadas correlações entre CE *versus* pH e CE *versus* argila, em amostras de solo de 33 ha cultivados com canola, com medição automática de CE do solo na profundidade

de 0-30 cm. Estes resultados estão de acordo com trabalho realizado por Valarini et al. (2007), que mostraram um forte grau de associação entre pH, SB, V e CE do solo, por meio de análise de componentes principais, em quatro unidades de produção com diferentes práticas culturais.

A magnitude dos efeitos observados para as elevações do pH, V, CE, $CTC_{efetiva}$ e as reduções do Al^{+3} e saturação por Al^{+3} (m) do solo, em função das doses crescentes de carbonatos, foi diferenciada para cada solo, sendo representado pelo coeficiente angular “b” das equações (Figura 1). Este comportamento pode ser justificado pelos teores contrastantes de MO, argila e de outras condicionantes que exercem influência sobre o poder tampão do solo (ESCOSTEGUY; BISSANI, 1999; WEAVER et al., 2004; XU et al., 2012). Em virtude dos valores diferenciados para o coeficiente angular “b” das equações, foram realizadas regressões entre o poder tampão (PT) do pH, V e Al^{+3} do solo e os teores de MO, CT e argila e valores de CE (Figura 3).

A equação matemática do tipo exponencial crescente foi a que apresentou melhor ajuste para a relação entre o poder tampão de pH, V e Al^{+3} e a MO do solo. Altos valores de coeficientes de correlação entre a MO do solo e o poder tampão do pH foram constatados por Aitken, Moody e Mckinley (1990a) e Nelson e Su (2010), mas as equações matemáticas ajustadas aos dados de solos da Austrália foram as de tipo linear, portanto, diferentes dos verificados neste estudo. Essa diferença pode ser justificada pelos solos com faixas menores de pH investigados por Aitken, Moody e Mckinley (1990a) e Nelson e Su (2010), dado que, no presente estudo, a faixa de pH do solo variou de 4,5 a 7,6. Foram constatados baixos coeficientes de correlação para os teores de argila *versus* o poder tampão para o pH, V e Al^{+3} . Este resultado ocorre pelo fato de o poder tampão de acidez do solo ser regulado, principalmente, pelos mecanismos de protonação/desprotonação da MO (XU et al., 2012), apesar de os teores de argila e MO serem covariantes, ou seja, se a argila aumenta, há mais MO armazenada

no solo (STEVENSON, 1994). Fortes correlações entre a MO e o poder tampão do pH também foram constatadas por Aitken, Moody e Mckinley (1990a) e Nelson e Su (2010). Os resultados expressos pelos coeficientes de determinação demonstram o papel da MO em modular as alterações do pH, V e teores de Al^{3+} em solos tropicais, em função da aplicação de doses crescentes de carbonatos.

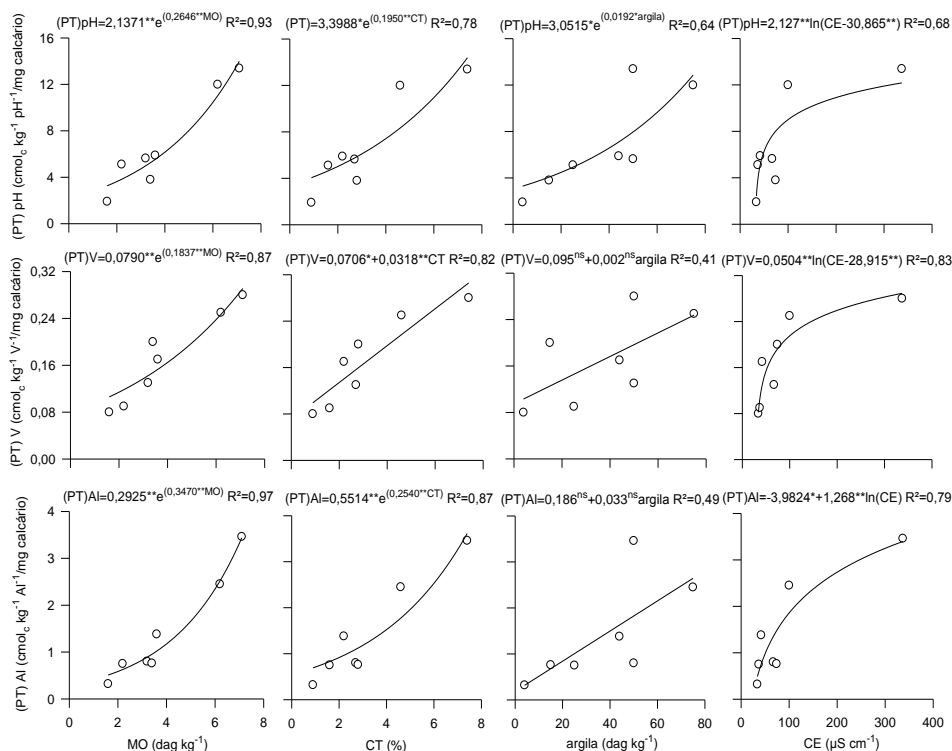


Figura 3 Relações entre os valores de (PT)pH, poder tampão do pH, (PT)V, poder tampão de saturação por bases e (PT)Al³⁺, poder tampão do teor de Al³⁺, com os teores de matéria orgânica (MO), carbono total (CT) e condutividade elétrica (CE) dos sete solos utilizados no estudo. * e ** = significativo a 5% e a 1% de probabilidade, respectivamente, pelo teste F

A equação para relação entre o poder tampão do pH, V e Al³⁺ e a CE do solo foi do tipo logarítmica e significativa, com destaque para o poder tampão do

V, que apresentou R^2 de 0,83, resultado este superior aos encontrados para as relações entre poder tampão do pH e Al^{+3} , que apresentaram R^2 de 0,68 e 0,79, respectivamente (Figura 3). A CE do solo caracterizou-se como atributo com potencial para estimar o poder tampão do pH, V e Al^{+3} do solo, com destaque para o poder tampão do V (R^2 de 0,83). O maior valor de R^2 apresentado entre o poder tampão do V e a CE pode ser justificado pela relação dos cátions (Ca^{+2} , Mg^{+2} e K^+) do solo com a saturação por bases (V) e pelo fato de esses cátions básicos condicionarem a CE (Figura 2). As relações obtidas entre o poder tampão para o pH, V e Al^{+3} e os valores de CE do solo podem ser justificadas pelos elevados valores de correlação de Pearson entre a CE e os atributos de acidez (Tabela 3) e pelos coeficientes de correlação existentes da CE *versus* MO com $r=0,82$ e da CE *versus* CT com $r=0,94$, para os solos sob condições de vegetação natural deste estudo. Em trabalho realizado por Peralta e Costa (2013), foram constatadas fortes correlações entre a CE e MO, Ca, Mg e pH do solo. Estes autores também relataram que as concentrações de sais do solo são influenciadas pelos teores de MO do solo, o que justifica os resultados obtidos neste estudo.

Diante dos resultados obtidos neste estudo, foi demonstrado que solos com maiores teores de MO apresentam alto poder tampão para o pH, V e Al^{+3} , o que resulta em necessidade de maiores quantidades de corretivos para a correção da acidez. O PTA do solo, representado pela quantidade de carbonatos requerida para aumentar uma unidade de pH e V e diminuir uma unidade de Al^{+3} nos sete solos, variou de 0,9 a 6,4 g de carbonatos $kg\ solo^{-1}$ unidade pH^{-1} ; de 0,04 a 0,13 g de carbonatos $kg\ solo^{-1}$ unidade V^{-1} e de 0,16 a 1,65 g de carbonatos $kg\ solo^{-1}$ unidade $(Al^{+3})^{-1}$ (Tabela 4). Avaliando o poder tampão de 40 solos, Aitken, Moody e Mckinley (1990a) encontraram variações de 0,2 a 5,4 g de $CaCO_3$ para aumentar uma unidade de pH do solo. Verifica-se que os teores de MO dos solos OX e LVD1 foram de 7,1 e 6,2 $dag\ kg^{-1}$, respectivamente, portanto, maiores valores de

poder tampão, o que, por sua vez, requer maiores quantidades de calcário para aumentar uma unidade de pH e V e diminuir uma unidade de Al^{+3} (Tabela 4).

Tabela 4 Quantidade de carbonatos necessária para elevar o pH e V e diminuir o Al^{+3} em uma unidade. Valores provenientes da regressão entre pH, V e Al^{+3} e doses de carbonatos (Figura 1)

Solo	Poder tampão (PT) – (g $CaCO_3+MgCO_3$ kg^{-1} de solo/ unidade de pH, V e Al^{+3})		
	pH em água	V (%)	Al^{+3} (cmol _c dm^{-3})
OX	6,38	0,13	1,65
LVd1	5,70	0,11	1,17
RQ	0,91	0,04	0,16
SXd1	2,43	0,05	0,36
LVd2	2,69	0,06	0,38
CXbd	2,80	0,08	0,66
SXd2	1,80	0,09	0,36

OX-Organossolo Háplico; LVd1-Latossolo Vermelho distrófico; RQ-Neossolo Quartzarênico; SXd1-Planossolo Háplico distrófico; LVd2-Latossolo Vermelho distrófico; CXbd-Cambissolo Háplico Tb distrófico; SXd2-Planossolo Háplico distrófico

A relação entre a carga variável- $CTC_{efetiva}$ e o pH em água dos solos ajustou-se à equação linear (Figura 4), com valores de pH que variaram de 4,5 a 7,6. Em trabalho realizado por Aitkem et al. (1990a), resultados similares a estes foram também verificados, porém, com valores de pH na faixa de 4,0 a 6,5.

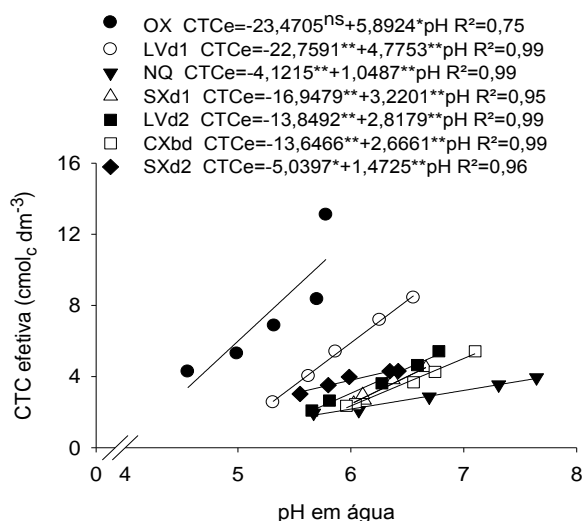


Figura 4 Relação entre os valores da CTC efetiva e pH em água dos sete solos investigados. OX-Organossolo Háplico; LVd1-Latossolo Vermelho distrófico; NQ-Neossolo Quartzarênico; SXd1-Planossolo Háplico distrófico; LVd2-Latossolo Vermelho distrófico; CXbd-Cambissolo Háplico Tb distrófico; SXd2-Planossolo Háplico distrófico. ^{ns}, * e ** = não significativo, significativo a 5% e a 1%, respectivamente, pelo teste F

Observa-se que o comportamento da $CTC_{efetiva}$ em função do pH é específico para cada solo, que pode ser justificado pelo teor de MO que regula a magnitude de cargas variáveis do solo (NELSON; SU, 2010), tendo em vista que a dissociação de grupos funcionais, como os carboxílicos, é dependente do pH (SPOSITO, 2008). Assim, a calagem promove a elevação da $CTC_{efetiva}$ na medida em que o pH é aumentado, e grande parte das cargas geradas, muito provavelmente, são geradas nos coloides orgânicos.

O poder tampão do pH e Al^{+3} também apresentou relação com o ΔCTC proveniente da relação entre $CTC_{efetiva}$ e pH (Figura 4), com os dados se ajustando a um modelo exponencial crescente (Figura 5). Este resultado é diferente daqueles encontrados por Aitken, Moody e Mckinley (1990a) e Nelson e Su (2010), que obtiveram relação linear para os mesmos atributos, o que, possivelmente, explica-

se devido a uma maior faixa de pH considerada neste estudo.

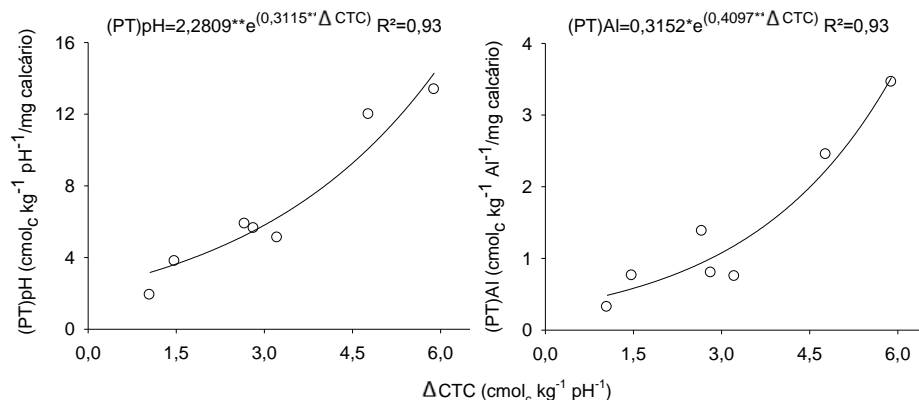


Figura 5 Relação entre os valores de (PT)pH: poder tampão do pH e (PT)Al³⁺: poder tampão do teor de Al³⁺ e ΔCTC – relação entre CTC efetiva e pH (Figura 4) em sete solos. * e ** = significativo a 5% e a 1%, respectivamente, pelo teste F

Assim, para gerar cargas negativas no solo e, por conseguinte, aumentar a $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$, é necessário que sejam adicionadas ao solo quantidades crescentes de corretivo. O aumento de pH do solo proporciona a dissociação dos grupos carboxílicos da MO do solo e íons de H^+ e Al^{3+} indicam que o delta CTC pode ser utilizado como preditor do poder tampão para o pH, dado que, com a geração de cargas, os componentes da acidez potencial são liberados e eles são determinantes das quantidades de corretivo para aumentar em uma unidade o pH do solo (NELSON; SU, 2010; WEAVER et al., 2004).

Condutividade elétrica (CE) e necessidade de calagem

A predição da necessidade de calagem pela CE (Figura 6) foi realizada em função da relação direta entre CE e doses de $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$ obtidas e ajustadas a equações lineares $y = a + bx$ entre pH e doses de $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$, para elevar o pH a valores de 5,5, 6,0 e 6,5, para os sete solos (Figura 1), com os valores de CE de cada solo em condições naturais (Tabela 1). Observa-se que a

necessidade de calagem é aumentada de forma logarítmica em função do aumento da CE do solo, quando se visa atingir valores de pH em água em solo de 5,5; 6,0 e 6,5 (Figura 6). Esses três níveis de pH foram utilizados em função da tolerância de grupos de culturas à acidez do solo. Como as doses de $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$, para atingir os três níveis de pH (5,5; 6,0 e 6,5), foram obtidas a partir da curva de incubação para sete solos com teores contrastantes de MO e argila, além da variação no grau de fertilidade, o poder tampão dos solos já foi levado em consideração, tendo em vista que a necessidade de calagem foi obtida da curva de incubação, o que pode proporcionar maior precisão na dose de corretivo para o pH alvo. Esta é mais uma vantagem em relação ao método de saturação por bases (método do IAC), que não leva em consideração o poder tampão do solo o que, muitas vezes, pode provocar superdose ou subdose, apesar de conter em sua fórmula a CTC a pH 7, que guarda relação direta com a MO.

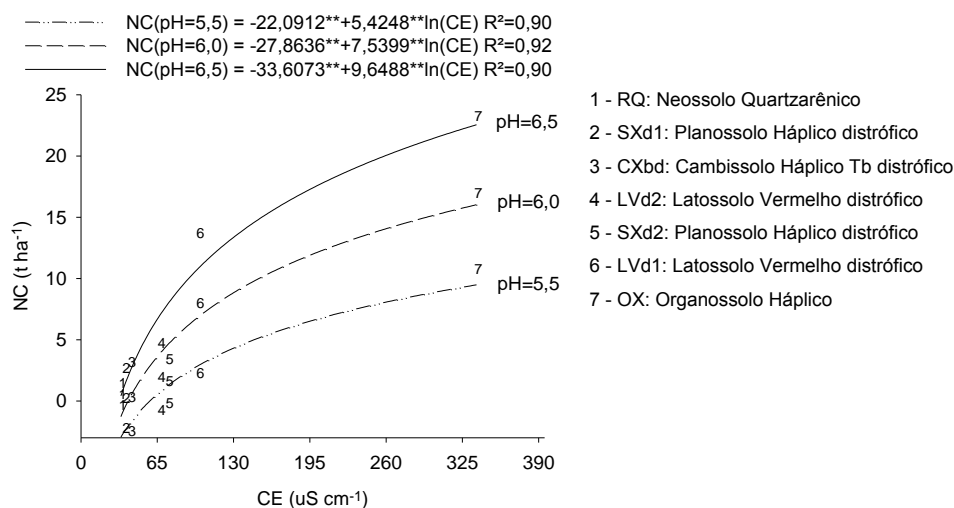


Figura 6 Relação entre a necessidade de calcário (NC) obtido da curva de incubação (Figura 1) e a condutividade elétrica (CE) do solo, para atingir três níveis de pH (5,5; 6,0 e 6,5). ** = significativo, a 1% de probabilidade, pelo teste F

Verifica-se que o Organossolo Háplico, que apresenta elevada CE, necessita de elevadas doses de calagem para atingir os valores de pH para níveis de 5,5, 6,0 e 6,5, em relação aos demais solos, chegando a valores próximos de 20 t ha⁻¹. Esta classe de solo, além de elevado teor de MO, apresenta características químicas, físicas e biológicas diferenciadas em comparação aos solos minerais, sendo que, muitas vezes, a recomendação da necessidade de calagem para Organossolos não apresenta resultados satisfatórios (PEREIRA; ANJOS; VALLADARES, 2005), por utilizar métodos recomendados para solos minerais. Em contrapartida, solos com menor poder tampão apresentam menores teores de argila e de MO, e baixos valores de CE do solo, como é o caso do RQ que, por sua vez, necessita de menores doses de corretivo para atingir o pH alvo (Figura 6).

Dentre as vantagens da recomendação de calagem pelo método da CE está a possibilidade de se atingir o valor de pH alvo, uma vez que com o método de saturação por bases não é possível, a não ser pela utilização da equação proposta por Catani e Gallo (1955): $\text{pH} = 4,288 + 0,03126V$ e, com isso, fazer uma estimativa do pH alvo. Além disso, apresenta baixo custo de análise, rapidez e eficiência, podendo ser aplicado para diversas classes de solo, com variações contrastantes de textura e teores de matéria orgânica no solo.

Diante desses resultados, é possível utilizar a CE do solo na predição do PTA; em campo, a CE pode ser medida com o uso de tratores equipados com sensores tipo VERIS (LUND; CHRISTY; DRUMMOND, 1999), o que permite a determinação da CE em tempo real. Além disso, as medições espacializadas de CE são de baixo custo, alta eficiência e permitem a elaboração de mapas e, com os mapas, a definição de zonas homogêneas de manejo da acidez e de determinação da necessidade de calagem. Os resultados obtidos permitem, dentro do escopo do estudo, a aceitação da hipótese de que a CE do solo pode ser utilizada com eficiência na estimativa da necessidade de calagem para diversas classes de

solo e valores alvos de pH e V para grupos de culturas com grau de tolerância diferenciado à acidez. Assim, abre-se a perspectiva de se testar, com um universo maior de amostras de solo e de áreas cultivadas, a CE para se estimar a acidez, definir o poder tampão da acidez e estimar a NC, inclusive com medição automatizada e criação de mapas georreferenciados da CE e dos atributos de acidez do solo. Cria-se, assim, a possibilidade de geração instantânea de mapas com zonas homogêneas de manejo da acidez, pela espacialização do grau de acidez e definição em tempo real da NC, tão logo a CE seja medida por sensores e espacializada em mapas de lavouras diversificadas.

4 CONCLUSÕES

- a) CE, pH, V, $CTC_{efetiva}$, teores de Ca^{+2} e Mg^{+2} do solo aumentam e os teores de Al^{+3} trocável e saturação por Al^{+3} (m) diminuem em função do acréscimo da dose de $CaCO_3+MgCO_3$, com magnitudes diferenciadas dessas mudanças para cada solo investigado.
- b) A CE do solo correlacionou-se positivamente com pH, V, teores de Ca^{+2} e Mg^{+2} e negativamente com teores de Al^{+3} trocável e saturação por Al^{+3} (m), sendo essas correlações específicas para cada solo, de modo que a CE pode ser utilizada como índice para se estimar os atributos de acidez.
- c) O poder tampão relativo a pH, V e Al^{+3} do solo é regulado pela MO, mas altos coeficientes de correlação foram obtidos em função da relação desses atributos com a CE do solo; é possível prever o poder tampão para saturação por bases pela CE.
- d) A necessidade de calagem pode ser estimada pela CE, para diversas classes de solo, com possibilidade de que a saturação por bases e pH alvos para as culturas a serem implantadas sejam considerados no cálculo da necessidade de calagem.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq, pelo financiamento da pesquisa (processo número 308592/2011-5) e a concessão de bolsas de pesquisa aos autores deste estudo. Às bolsistas de iniciação científica Laís Botelho de Lima e Laura Batista de Melo, pela ajuda na realização de parte das análises laboratoriais.

REFERÊNCIAS

AMARAL, A. S. et al. Movement of lime particles in the profile of an Inceptisol under no-tillage. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, p. 359-367, 2004.

AITKEN, R. L.; MOODY, P. W.; MCKINLEY, P. G. Lime requirement of acidic Queensland soils. I. Relationships between soil properties and pH buffer capacity. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 28, p. 695-701, 1990a.

AITKEN, R. L.; MOODY, P. W.; MCKINLEY, P. G. Lime requirement of acidic Queensland soils. II. Comparison of laboratory methods for predicting lime requirement. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 28, p. 703-715, 1990b.

ALCARDE, J.C.; RODELLA, A. A. Avaliação química de corretivos de acidez para fins agrícolas: uma nova proposição. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 53, p. 211-216, 1996.

ARAÚJO, S. R.; DEMATTÊ, J. A. M; GARBUJO, F. J. Aplicação do calcário com diferentes graus de reatividade: alterações químicas no solo cultivado com milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, p. 1755-1764, 2009.

BACHE, B. W. Measurements and mechanisms in acid soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 19, p. 775-792, 1988.

BAYER, C. et al. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 86, p. 237-245, 2006.

BONILLA, D. P.; FUENTES, J. A.; MARTÍNEZ, C. C. Identifying soil organic carbon fraction sensitive to agricultural management practices. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 139, p. 19-22, 2014.

BORTOLUZZI, E. C. et al. Efeito da calagem na relação entre solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, p. 2621-2628, 2008.

BRIEDIS, C. et al. Carbono do solo e atributos de fertilidade em resposta à calagem superficial em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 47, n. 7, p. 1007-1014, jul. 2012.

CATANI, R. A.; GALLO, J. R. Avaliação da exigência de calcário dos solos do Estado de São Paulo mediante a correlação entre pH e saturação de bases. **Revista da Agricultura**, Piracicaba, v. 30, p. 49-60, 1955.

CHAVES, L. H. G. et al. Efeito do carbonato de cálcio na dispersão de argila de um Latossolo. **Agropecuária Técnica**, Areia, v. 18, n. 1/2, p. 1-7, 1997.

COLEMAN, N. T.; THOMAS, G. W. Buffer curves of acid clays as affected by the presence of ferric iron and aluminum. **Soil Science Society of America Proceedings**, Münster, v. 28, p. 187-190, 1964.

DAVIS, J. G. et al. Using electromagnetic induction to characterize soils. **Better Crops with Plant Food**, Atlanta, n. 4, p. 42-51, 1997.

DE VILLIERS, J.; JACKSON, M. Aluminous chlorite origin of pH dependent cation exchange capacity variations. **Soil Science Society of America Proceedings**, Münster, v. 31, p. 614-619, 1967.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília, 2009. 628 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análises de solo**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1997. 212 p.

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2006. 306 p.

ESCOSTEGUY, P. A. V.; BISSANI, C. A. Estimativa de H + Al pelo pH SMP em solos do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, p. 175-179, 1999.

FAGERIA, N. K.; SANTOS, A. B.; MOREIRA, A. Yield, nutrient uptake and changes in soil chemical properties as influenced by liming and iron application in common bean in a no-tillage system. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 41, p. 1740-1749, 2010.

FERNANDES, L. A. et al. Fertilidade do solo, nutrição mineral e produtividade da bananeira irrigada por dez anos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, p. 1575-1581, 2008.

FERNANDES, M. S. **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: SBCS, 2006. 432 p.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a Guide for its Bootstrap procedures in multiple comparisons. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 38, p. 109-112, 2014.

HEINIGER, R. W.; McBRIDE, R. G.; CLAY, D. E. Using electrical conductivity to improve nutrient management. **Agronomy Journal**, Madison, v. 95, p. 508-519, 2003.

HELYAR, K. R.; CREGAN, P. K.; GODYN, D. L. Soil acidity in New South Wales-current pH values and estimates of acidification rates. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 28, p. 523-537, 1990

HUANG, P. et al. Acid and alkali buffer capacity of typical fluvor-aquic soil in huang-huai-hai plain. **Agricultural Sciences in China**, Oxford, v. 8, n. 11, p. 1378-1383, 2009.

JOHNSON, C.; ESKRIDGE, K.; CORWIN, D. Apparent soil electrical conductivity: applications for designing and evaluating field-scale experiments. **Computers and Electronics in Agriculture**, New York, v. 46, p. 181-202, 2005.

KAFFKA, S. R. et al. Site-specific management insalt-affected sugar beet fields using electromagnetic induction. **Computer and Electronics in Agriculture**, New York, v. 46, p. 329-350, 2005.

KINRAID, T. B. Identity of the rhizotoxic aluminum species. **Plant and Soil**, The Hague, v. 134, p. 167-178, 1991.

LUND, E. D.; CHRISTY, C. D.; DRUMMOND, P. E. Practical applications of soil electrical conductivity mapping. In: STAFFORD, J. V. (Ed.). **Precision agriculture '99**. Sheffield: Sheffield Academic, 1999. p. 771-779.

MANTOVANI, J. R. et al. Alterações nos atributos de fertilidade em solo adubado com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 29, p. 817-824, 2005.

McBRIDE, M. B.; BLASIAK, J. J. Zinc and copper solubility as a function of pH in an acid soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 43, p. 866-870, 1979.

McBRIDE, M. B. **Environmental chemistry of soils**. Oxford: Oxford University, 1994. 416 p.

McBRIDE, R. A.; GORDON, A. M.; SHRIVE, S. C. Estimating forest soil quality from terrain measurements of apparent electrical conductivity. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 54, p. 290-293, 1990.

MORAL, F. J.; TERRÓN, J. M.; SILVA, J. R. M. Delineation of management zones using mobile measurements of soil apparent electrical conductivity and multivariate geostatistical techniques. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 106, p. 335-343, 2010.

NELSON, P. N.; SU, N. Soil pH buffering capacity: a descriptive function and its application to some acidic tropical soils. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 48, p. 201-207, 2010.

PATRIQUIN, D. G. et al. On-farm measurements of pH, electrical conductivity and nitrate in soil extracts for monitoring coupling and decoupling of nutrient cycles. **Biological Agriculture and Horticulture**, Oxon, v. 9, p. 231-272, 1993.

PERALTA, N. R.; COSTA, J. L. Delineation of management zones with soil apparent electrical conductivity to improve nutrient management. **Computers and Electronics in Agriculture**, New York, v. 99, p. 218-226, 2013.

PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C.; VALLADARES, G. S. Organossolos: Ocorrência, gênese, classificação, alterações pelo uso agrícola e manejo. In: TORRADO, P. V. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. v. 4, p. 233-276.

PRADO, R. M.; NATALE, W. Effect of liming on the mineral nutrition and yield of growing guava trees in a typic Hapludox soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 39, p. 2191-2204, 2008.

RAIJ, B. van et al. Alumínio trocável e Saturação em bases como critério para recomendação de calagem. **Bragantia**, Campinas, v. 42, p. 149-156, 1983.

RAIJ, B. van et al. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo & Fundação IAC, 1996. 285 p. (Boletim, 100).

RHOADES, J. D.; CORWIN, D. L. Measurement of inverted electrical conductivity profiles using electromagnetic induction. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, p. 288-291, 1984.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V, V. H. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa, MG: Comissão de fertilidade do solo do Estado de Minas Gerais, 1999. 359 p.

SERRANO, J. M. et al. Medição e mapeamento da condutividade elétrica aparente do solo em pastagens. **Revista de Ciências Agrárias**, Teresina, v. 33, n. 2, p. 5-14, 2010.

SHEN, Z. Q. et al. Mapping of total carbon and clay contents in glacial till soil using on-the-go near-infrared reflectance spectroscopy and partial least squares regression. **Pedosphere**, Nanjing, v. 23, p. 305-311, 2013.

SILVA, F. C. et al. Análises Químicas para avaliação da fertilidade do solo. In: _____. (Ed.). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa comunicação para transferência de tecnologia, 2009. p. 107-184, cap. 3.

SOUSA, D. M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S. A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R. F. et al. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2007. p. 206-266.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. 2nd ed. New York: Oxford University, 2008. 330 p.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. 2nd ed. New York: J. Willey, 1994. 496 p

SUDDUTH, K. A. et al. Relating apparent electrical conductivity to soil properties across the north-central USA. **Computers and electronics in agriculture**, New York, v. 46, p. 263-283, 2005.

VALARINI, P. J. et al. Análise integrada de sistemas de produção de tomateiro com base em indicadores edafobiológicos. **Horticultura Brasileira**, Vitória da Conquista, v. 25, p. 60-67, 2007.

WEAVER, A. R. et al. Mapping soil pH buffering capacity of selected fields in the coastal plain. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, p. 662-668, 2004.

WILLIAMS, B. G.; HOEY, D. The use of electromagnetic induction to detect the spatial variability of the salt and clay contents of soils. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 25, p. 21-27, 1987.

WONG, M. T. F.; WEBB, M. J.; WITTEWER, K. Development of buffer methods and evaluation of pedotransfer functions to estimate pH buffer capacity of highly weathered soils. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 29, p. 30-38, 2013.

XU, R. K. et al. pH buffering capacity of acid soils from tropical and subtropical regions of China as influenced by incorporation of crop straw biochars. **Journal of Soils and Sediments**, Berlin, v. 12, p. 494-502, 2012.

YAO, H. Y. et al. Interactions between N fertilization, grass clipping addition and pH in turf ecosystems: implications for soil enzyme activities and organic matter decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, Brisbane, v. 41, p. 1425-1432, 2009.

CAPÍTULO 5

RELAÇÃO ENTRE A CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E ATRIBUTOS DE ACIDEZ DO SOLO E SUA INFLUÊNCIA NO CRESCIMENTO DO MILHO CULTIVADO EM DEZ SOLOS TROPICAIS

**RELAÇÃO ENTRE A CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E ATRIBUTOS
DE ACIDEZ DO SOLO E SUA INFLUÊNCIA NO CRESCIMENTO
DO MILHO EM DEZ SOLOS TROPICAIS**

RESUMO

A condutividade elétrica (CE) do solo é condicionada pelos atributos relacionados à acidez, havendo grande potencial de sua utilização para inferir no grau de fertilidade do solo e no crescimento de plantas. Objetivou-se avaliar o comportamento da CE, em diversos solos, em função de doses de carbonatos ($\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$) e sua relação com o crescimento de milho. O experimento foi realizado em casa de vegetação, com o cultivo de milho em dez solos, coletados no sul do estado de Minas Gerais e com ampla faixa de variação na argila, níveis de fertilidade e teores de matéria orgânica (MO). Foram determinados CE, textura e atributos da fertilidade dos solos, antes da instalação do experimento e após a incubação dos solos com os carbonatos. Após o cultivo de milho, foram determinadas as produções de massa seca total (MST). A CE do solo correlaciona-se de forma positiva com a MST e a concentração de nutrientes $\sum[\text{Nu}]$ é dependente dos teores de argila e matéria orgânica do solo. A calagem, determinada pelo método de saturação por bases para o Neossolo Quartzarênico, não fornece teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} suficientes para o crescimento de plantas de milho, quando esta necessidade é baseada na quantidade para elevar a saturação por bases a 70%. A CE do solo é aumentada em função da elevação nos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} , com relações e magnitudes diferenciadas para cada solo. A produção de MST do milho é aumentada em função das doses crescentes de carbonatos ($\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$), de forma diferenciada em cada solo, devido às variações na textura, no teor de MO e nos graus de fertilidade que cada solo tem. A CE correlaciona-se com a MST de milho, para a maioria dos solos investigados.

Palavras-chave: Nutrição de plantas. Nível crítico de nutrientes. Calagem. Análise multivariada. Teor de argila.

**RELATIONSHIP BETWEEN ELECTRICAL CONDUCTIVITY AND
SOIL ACIDITY ATTRIBUTES AND ITS INFLUENCE ON CORN
GROWN IN TEN TROPICAL SOILS**

ABSTRACT

Electrical conductivity (EC) is related to acidity attributes and with soil fertility degree. Therefore, there is great potential for its use to infer the degree of soil acidity and plant growth. This study aimed at evaluating the EC behavior in different soils treated with increasing rates of carbonates ($\text{CaCO}_3+\text{MgCO}_3$), and the relationship effects soil changes on corn growth, including the role of soil EC. The experiment was conducted in greenhouse conditions, with cultivation of corn in ten different soils, which were sampled in the Southern of Minas Gerais state. These soils have a wide range of variation in texture, fertility, and organic matter (OM) levels. We determined the EC, texture and several soil fertility and acidity attributes, before and after the incubation of soils with different carbonate rates. It was also determined the total dry matter (TDM) of corn plants. The soil EC correlates positively with the MST and the concentration of nutrients $\Sigma[\text{Nu}]$ correlates is dependent on the clay and soil organic matter. The soil EC increased as Ca^{2+} and Mg^{2+} levels are higher, considering each soil in separate. Quartzarenic Neosol liming requirement based on a 70% base saturation target is not capable to provide Ca^{2+} levels and Mg^{2+} sufficient to attend corn plant requirement. Corn dry matter is increased as carbonate ($\text{CaCO}_3+\text{MgCO}_3$) rates were elevated, in a specific way for each soil, whose patterns could be explained due to variations in texture, OM content and previous fertility degree of the soil investigated.

Keywords: Plant nutrition. Nutrient critical level. Liming. Multivariate analysis. Clay content.

1 INTRODUÇÃO

Diversas aplicações têm sido apontadas para a condutividade elétrica (CE) do solo na agricultura, tendo em vista as correlações da CE com atributos do solo e com a produtividade das culturas. Entretanto, não existe consenso sobre as variações que ocorrem em diferentes solos, suas amplitudes de variação em solos férteis e de baixa fertilidade e sua relação com a classe de solo e suas características químicas, físicas e biológicas. Em função disso, pouco se sabe sobre as relações entre os módulos de CE e os índices de produtividade das culturas. Por isso, é importante estabelecer as bases científicas de fatores em solo que regulam a CE e os princípios agrônômicos que norteiam sua interpretação como índice de fertilidade do solo e para a predição da produtividade das culturas (JOHNSON; ESKRIDGE; CORWIN, 2005). Em muitos trabalhos (AIMRUN et al., 2007, 2009; CORWIN et al., 2006; JOHNSON et al., 2001; LESCH; CORWIN; ROBINSON, 2005; MACHADO et al., 2006; MORAL; TERRÓN; SILVA, 2010; VITHARANA et al., 2008; WELLER et al., 2007) foi demonstrado que a CE do solo se relaciona com vários atributos do solo e com a produtividade das culturas. Entretanto, as informações disponíveis, muitas vezes, apresentam resultados contraditórios, o que dificulta a sua interpretação, limitando a utilização da CE do solo na agricultura.

A CE pode ser monitorada em tempo real, por meios automatizados (Veris 3100; Veris Technologies, Salina KS), e pode ser georreferenciada (KAFFKA et al., 2005), por indução eletromagnética, com o uso de sensores acoplados em tratores. Isso permite coletar informações em tempo real, sendo um método de amostragem não destrutivo, realizado de forma rápida e de baixo custo, o que se torna vantajoso em relação à análise de solo em laboratório (DAVIS et al., 1997; KAFFKA et al., 2005; RHOADES; CORWIN, 1984).

A CE do solo já tem sido utilizada em campo para mapear a produtividade das culturas (JOHNSON; ESKRIDGE; CORWIN, 2005; KITCHEN et al., 2005), delimitar áreas ou zonas homogêneas de manejo (JOHNSON et al., 2003; KRAVCHENKO et al., 2003; PERALTA; COSTA 2013), estimar concentrações de nutrientes em solos (HEININGER; McBRIDE; CLAY, 2003; PERALTA; COSTA, 2013) e avaliar a variabilidade espacial de alguns atributos do solo, tendo, assim, potencial para uso como ferramenta na agricultura de precisão (LI et al., 2008; MORARI; CASTRIGNANÒ; PAGLIARIN, 2009). Além disso, esse parâmetro já foi utilizado como índice para recomendação de adubação nitrogenada (LUND; WOLCOTT; HANSON, 2001; PERALTA et al., 2015), além de possibilitar inferir propriedades do subsolo, que são determinantes para a absorção de nutrientes e para o crescimento das plantas (KRAVCHENKO et al., 2003). A CE do solo também tem sido um atributo que, em agricultura de precisão, é útil para definir a aplicação de fertilizantes e corretivos em taxas variáveis (JAYNES; KASPAR; COLVIN, 2011; PERALTA et al., 2015).

Diferentes atributos são utilizados para avaliar o nível de fertilidade do solo, o crescimento e a produtividade das culturas. Para a obtenção de produtividades elevadas, é necessário que a disponibilidade de nutrientes esteja próxima ou pouco acima dos níveis críticos estabelecidos para os diferentes solos; isso implica em valores adequados de pH, disponibilidade adequada de Ca^{2+} e de Mg^{2+} para a cultura em questão e em baixos ou nulos teores de Al^{+3} no solo (SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007).

A relação da CE do solo com a produtividade, a dinâmica de nutrientes no solo, a textura e a absorção de nutrientes pelas plantas motivou muitos estudos (EIGENBERG et al., 2002; FERNANDES et al., 2008; EZRIN et al., 2009; HEIL; SCHMIDHALTER, 2012), mas essa relação é muito complexa e ainda pouco compreendida, principalmente quando se trata de uma diversidade de solos com diferenças principalmente na textura e nos teores de matéria orgânica (MO), tendo

em vista que esses atributos influenciam diretamente e indiretamente a CE do solo (CORWIN; LESCH, 2005). Muitos trabalhos têm demonstrado que a CE do solo é influenciada por argila, pH, nitrato, N, Ca^{2+} , Mg^{2+} , MO, P, K^+ , CTC, Na^+ e por sais solúveis (WILLIAMS; HOEY 1987; McBRIDE; GORDON; SHRIVE, 1990; PATRIQUIN et al., 1993; AIMRUN et al., 2009; BRONSON et al., 2005; DORAN et al., 1996; FERNANDES et al., 2008; JOHNSON et al., 2001; LESCH; CORWIN; ROBINSON, 2005; MORAL; TERRÓN; SILVA, 2010; PERALTA; COSTA, 2013; SUDDUTH et al., 2005), entretanto, o comportamento da CE do solo ainda tem sido pouco compreendido, devido aos diferentes resultados obtidos. Para estabelecer base agrônômica que justifique essas relações, torna-se necessário compreender melhor a dinâmica da CE do solo mediante análise multivariada que englobe vários atributos do solo que regulam a CE e sua relação com o crescimento de plantas.

É importante ressaltar que a CE do solo apresenta variações entre classes de solo, principalmente pelas variações de textura e MO. Mesmo dentro de uma mesma classe de solo, ela é sensível às variações de concentrações de nutrientes (HEINIGER; McBRIDE; CLAY, 2003; PERALTA et al., 2013).

Em razão do potencial de uso na agricultura como preditora da disponibilidade de nutrientes e do grau de fertilidade do solo, torna-se necessária melhor compreensão da dinâmica da CE e dos processos envolvidos na sua alteração em solos com variações nos teores de argila e MO, além da sua relação com o crescimento de plantas. Além disso, muitos trabalhos envolvendo análise de CE do solo apresentam erros de interpretação, principalmente quando se faz correlação simples entre a CE e atributos do solo de forma separada e, concomitantemente, vários outros atributos apresentam variações, o que leva a conclusões e a interpretações equivocadas, não demonstrando as verdadeiras causas de variação da CE do solo. Essa é uma das razões para relacionar o somatório da concentração de nutrientes [Nu], tendo em vista que a CE do solo é

controlada pela combinação de sais ou nutrientes solúveis (BREVIK; FENTON; LAZARI, 2006). Dessa forma, a análise multivariada representa ferramenta que permite a obtenção de conclusões mais amplas para avaliar simultaneamente as inter-relações da CE com vários atributos do solo, principalmente com os teores de argila e MO, pH, concentração de nutrientes [Nu] e, conseqüentemente, com o crescimento de plantas, tornando possível uma melhor visualização, interpretação e conclusões mais adequadas, além de permitir seu uso mais amplo na agricultura.

Objetivou-se avaliar o comportamento da CE em solos com teores contrastantes de argila, MO e fertilidade, e sua relação com os atributos de acidez, que foram modificados, dentro de cada solo, pelo uso de doses crescentes de carbonatos (CaCO_3 e MgCO_3) em experimento de incubação. Assim, buscou-se avaliar a relação de atributos de acidez com a CE e sua influência sobre o crescimento de milho. Buscou-se também avaliar a magnitude de variação da CE para solos não salinizados, com vistas ao seu uso como mais um índice de fertilidade.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Para a realização do experimento, foram coletadas amostras de dez solos da camada de 0 a 20 cm (Tabela 1), no sul do estado de Minas Gerais, com ampla faixa de variação na textura, níveis de fertilidade e teores de matéria orgânica. As amostras foram secas ao ar, destorroadas e peneiradas em peneira com malha de 2 mm e caracterizadas. O delineamento utilizado foi o inteiramente casualizado, em esquema fatorial, representado pela combinação de 10 solos x 5 níveis de saturação por bases (V) almejados, em três repetições, totalizando 150 parcelas experimentais, em vasos de 1,8 L, com a utilização de 1,3 kg de solo em cada parcela. Na caracterização química do solo foram analisados pH em água, condutividade elétrica (CE), Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , carbono total (CT), matéria orgânica (MO), nitrogênio total (N), NH_4^+ , NO_3^- , S-sulfato, K^+ , P, P-remanescente, Zn^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cu^{2+} e B e calculados o (Al+H), saturação por Al^{3+} (m), saturação por bases (V), a capacidade de troca de cátions (CTC) a pH 7 e efetiva, antes e após a aplicação dos tratamentos, de acordo com protocolos disponibilizados em Silva et al. (2009).

Tabela 1 Caracterização química e textura dos solos investigados, sob condições naturais

Solo ⁽¹⁾	pH em água	K ⁺ mg dm ⁻³	P mg dm ⁻³	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	t	T	V	m	CT	MO	N-total
OX	4,2	65	12	0,8	0,3	2,8	17	4,1	18	7	69	7,4	7,1	5,5
LVd1	4,3	51	1,8	0,6	0,2	1,9	15	2,8	16	6	68	4,6	6,2	4,5
RQ	5,2	39	14	0,4	0,1	0,6	4,0	1,24	6	14	53	0,9	1,6	1,1
LHd	5,5	101	4,2	3,2	1,2	0,4	7,9	5,1	12	35	8,3	6,5	7,1	5,9
SXd1	5,1	27	1,3	1,2	0,2	0,6	4,2	2,05	7	24	31	1,6	2,0	1,6
LVd2	4,7	40	1,9	0,4	0,1	1,0	7,1	1,68	1	8	63	2,7	3,2	3,3
CXd2	5,0	53	2,0	0,5	0,2	0,6	6,3	1,57	6	12	45	2,2	3,7	3,1
SXd2	5,6	95	1,9	2,5	0,5	0,2	3,8	3,57	1	46	5,7	2,8	3,4	3,1
CXd1	5,6	59	2,6	2,3	0,4	0,3	4,2	3,17	0	40	8,7	3,0	3,7	3,3
LVe	5,5	65	2,6	4,9	0,8	0,1	5,1	6,0	11	55	2,1	4,2	6,1	5,0

	CE μS cm ⁻¹	P-rem mg L ⁻¹	Zn ²⁺	Fe ²⁺	Mn ²⁺	Cu ²⁺	B	S	Argila	Silte	Areia	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻
OX	337	4,1	0,8	27	6,2	0,7	0,2	11	500	180	320	22	122
LVd1	100	6,4	1,1	149	5,6	1,2	0,1	12	750	110	140	33	33
RQ	35	41	0,6	79	3,7	0,3	0,15	1	40,0	30,0	930	22	28
LHd	76	7,3	2,2	47	16	0,7	0,17	5	510	150	340	35	23
SXd1	37	31	1,2	106	6,6	0,5	0,16	2	250	160	590	25	22
LVd2	62	21	0,6	87	3,7	0,9	0,1	11	500	130	370	42	27
CXd2	42	16	1,3	49	52	2,7	0,16	4	440	330	230	57	24
SXd2	69	32	1,3	123	16	0,7	0,29	5	150	100	750	42	27
CXd1	62	27	2,8	116	22	1,1	0,19	9	350	190	460	29	27
LVe	116	28	1,9	78	16	1,0	0,2	14	480	160	360	32	31

⁽¹⁾Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA, 2006). OX-Organossolo Háplico; LVd1-Latossolo Vermelho distrófico; RQ-Neossolo Quartzarênico; LHd-Latossolo Húmico distrófico; SXd1-Planossolo Háplico distrófico; LVd2-Latossolo Vermelho distrófico; CXd2-Cambissolo Háplico Tb distrófico; SXd2-Planossolo Háplico distrófico; CXd1-Cambissolo Háplico Tb distrófico; LVe-Latossolo Vermelho eutrófico. MO=matéria orgânica; CT=carbono total; P=extraível em solução de Mehlich-1; P-rem=fósforo remanescente; t=capacidade de troca de cátions efetiva; T=capacidade de troca de cátions a pH 7; CE=condutividade elétrica

Para a determinação do pH em água e da CE utilizou-se uma relação solo:H₂O de 1:2,5 (10 cm³ de TFSA mais 25 mL de H₂O), sendo a mistura solo-água agitada por trinta minutos, mantida em repouso por outros trinta minutos e agitada por trinta segundos. Em seguida, procedeu-se à leitura do pH e da CE. Os

teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} foram extraídos por KCl 1 mol L^{-1} ; os teores de P , K^+ , Fe^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} e Cu^{2+} foram extraídos com a solução Mehlich-1 (HCl $0,05 \text{ mol L}^{-1} + \text{H}_2\text{SO}_4$ $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$); os teores de B extraídos em água quente e os teores de MO extraídos por oxidação em $\text{Na}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ $4\text{N} + \text{H}_2\text{SO}_4$ 10N , sendo os teores de K determinados por espectrofotômetro de chama, de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe , Zn^{2+} , Mn^{2+} e Cu^{2+} , determinados por espectrofotometria de absorção atômica e de B , P , S e MO por colorimetria. A acidez potencial ($\text{H} + \text{Al}$) foi determinada de forma indireta pela medição do pH em SMP . Os teores de carbono total (CT) foram determinados por combustão seca em analisador marca Elementar modelo Vario TOC. O pH foi determinado com pHmetro e a CE determinada em condutivímetro TECNAL-TEC 4MP . Análise granulométrica do solo foi realizada pelo método de Bouyoucos (EMBRAPA, 1997), empregando-se NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ como dispersante químico na determinação da argila total.

O experimento foi conduzido em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras, MG, por um período de 35 dias. Com base na caracterização química (Tabela 1), foram aplicadas doses de carbonato de cálcio (CaCO_3) e de carbonato de magnésio (MgCO_3), respectivamente, na proporção de 3:1, visando elevar a saturação por bases para cinco níveis crescentes (Tabela 2), sendo o cálculo da necessidade de calagem feito de acordo com Raij et al. (1983). Após a mistura com o corretivo de acidez, os solos permaneceram incubados por 30 dias, mantendo-se, durante esse período, a umidade foi mantida próxima de 70% da capacidade de campo.

Tabela 2 Doses de carbonatos ($\text{CaCO}_3+\text{MgCO}_3$) aplicadas nos dez solos

Solo ⁽¹⁾	⁽²⁾ Dose de $\text{CaCO}_3+\text{MgCO}_3$ (t ha ⁻¹)				
	Controle	1	2	3	4
OX	0	9,5	14,5	19,5	24,5
LVd1	0	3,4	6,9	10,3	16,0
RQ	0	0,4	0,7	1,1	1,8
LHd	0	3,4	6,7	13,3	16,6
SXd1	0	0,7	1,7	2,2	3,1
LVd2	0	0,9	2,0	4,2	5,2
CXd2	0	0,4	1,5	2,6	4,3
SXd2	0	0,6	1,4	2,1	2,9
CXd1	0	0,7	1,4	2,1	2,8
LVe	0	0,6	1,1	2,2	3,3

⁽¹⁾Sistema Brasileiro de classificação de solos (Embrapa, 2006). ⁽²⁾Relação estequiométrica de 3:1, considerando-se o poder de neutralização de cada carbonato. OX-Organossolo Háplico; LVd1-Latossolo Vermelho distrófico; RQ-Neossolo Quartzarênico; LHd-Latossolo Húmico distrófico; SXd1-Planossolo Háplico eutrófico; LVd2-Latossolo Vermelho distrófico; CXd2-Cambissolo Háplico Tb distrófico; SXd2-Planossolo Háplico distrófico; CXd1-Cambissolo Háplico Tb distrófico; LVe-Latossolo Vermelho eutrófico

Após o período de incubação, as adubações com N, P, K e micronutrientes (B, Zn, Fe, Cu e Mn) foram realizadas para níveis recomendados para cultivo em vasos, de acordo com Novais, Neves e Barros (1991), indicadas para ambientes controlados. A adubação com P foi realizada utilizando-se duas fontes de P, sendo 40% com $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ e 60% com KH_2PO_4 , visando adicionar 250 mg kg⁻¹ de P no NQ e SXd2 e 400 mg kg⁻¹ de P nos demais solos, após a aplicação de carbonatos em níveis crescentes e incubação dos solos, por 30 dias. A adubação com K foi realizada somente no NQ e SXd2, com adição de 114 mg kg⁻¹, utilizando a fonte KCl, tendo em vista que a adubação com K para os demais solos foram supridos com a adição de 60% de P com a fonte de KH_2PO_4 . As adubações com N visaram a adição de 300 mg kg⁻¹, sendo 100 mg kg⁻¹ no plantio, com adição de 50 mg kg⁻¹ de N como NH_4NO_3 e 50 mg kg⁻¹ de N na forma de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, seguidas de mais duas adubações de cobertura, cada uma com 100 mg kg⁻¹ de NH_4NO_3 , aos 7 e 14 dias após plantio. As adubações com micronutrientes

constaram de adição de 6 mg kg⁻¹ de Zn, 5,5 mg kg⁻¹ de Mn, 4 mg kg⁻¹ de Fe, 2 mg kg⁻¹ de Cu e 1 mg kg⁻¹ de B, utilizando-se as seguintes fontes: ZnSO₄.7H₂O, MnCl₂.4H₂O, FeSO₄.7H₂O, CuSO₄.5H₂O e H₃BO₃. A semeadura foi realizada com duas sementes de milho híbrido DKB 390 VT PRO 2 por vaso, à profundidade de 2 cm. Após a emergência, foi realizado o desbaste, remanescendo uma planta em cada vaso.

As determinações dos pesos de massa seca total (MST) foram efetuadas a partir do material seco em estufa a 70 °C. Ao final do período experimental, as plantas foram colhidas e lavadas em água deionizada e subdivididas com corte das raízes e parte aérea, e acondicionadas em sacos de papel. As plantas subdivididas foram pesadas em balança de precisão (0,001g) e o resultado expresso em gramas por planta (g vaso⁻¹). Também foram analisadas as concentrações de nutrientes [Nu] em cada solo e nas suas determinações foram considerados a soma dos teores de N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, Fe, Mn, Cu, B e H⁺+Al³⁺, em mg kg⁻¹.

Os dados foram submetidos à análise de variância com aplicação do teste F, a 5% de probabilidade e, quando significativo, realizou-se análise de regressão, utilizando-se o software SISVAR (FERREIRA, 2014).

Análise de componentes principais (ACP)

Visando avaliar as inter-relações entre as principais variáveis que influenciam a CE do solo, como pH, [Nu], MO, argila e sua relação com a produção de MST de plantas de milho, foi realizada análise de componentes principais (ACP), por meio do software Chemoface versão 1.4 (NUNES et al., 2012). Foram utilizados dados dos tratamentos correspondentes aos dez solos e cinco níveis de carbonatos (CaCO₃+MgCO₃) aplicados em cada solo, empregando uma matriz do tipo 50 tratamentos x 6 variáveis. Para avaliar a adequação dos dados a ACP, foram realizados os testes prévios de esfericidade de Bartlett, para

avaliar a força de correlações entre as variáveis e de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), para avaliar a adequação dos valores de entrada das variáveis e assegurar a aplicação do conjunto de dados a ACP. Além disso, consideraram-se os modelos cujos componentes retidos sintetizaram a variância acumulada acima de 80%.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Grau de fertilidade do solo

Na Tabela 3 estão apresentados os resultados de pH, macro e micronutrientes, saturação por bases, teores de alumínio (Al^{+3}), somatório das concentrações de nutrientes $\Sigma[Nu]$, argila, MO e condutividade elétrica (CE) de cada tratamento, considerando os cinco níveis de carbonatos aplicados nos dez solos. Verifica-se, de modo geral, ampla variação na fertilidade dos solos, em razão das variações nos valores de pH (4,5-6,8), argila (40-750 g kg^{-1}), MO (1-8 dag kg^{-1}), CE (325-792 $\mu S cm^{-1}$) e $\Sigma[Nu]$ (809-3.533 mg dm^{-3}).

Tendo em vista que os tratamentos são as doses de carbonatos ($CaCO_3+MgCO_3$) em cada solo, nota-se que as maiores modificações entre os tratamentos se devem aos atributos de acidez, como os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} , valores de pH e V, que são os principais responsáveis pelas modificações nas concentrações de [Nu] e CE. Os demais nutrientes foram adicionados visando alcançar níveis adequados para o crescimento de plantas, conforme a recomendação para experimentos em vasos em ambientes controlados (NOVAIS; NEVES; BARROS, 1991). Os demais nutrientes também apresentaram alterações, tendo em vista que a disponibilidade deles depende da alteração do pH e dos teores de argila e MO, fatores que influenciam a sua dinâmica de modo diferenciado em cada solo (FERNÁNDEZ; HOEFT, 2012; SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007).

Tabela 3 Análise de fertilidade do solo dos cinquenta tratamentos, referente a dez solos, com cinco níveis crescentes de carbonatos

T ¹	pH	P	K	Ca	Mg	Al	V	Zn	Fe	Mn	Cu	B	S	N ²	MO	CE	Σ[Nu] ³
	água	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	%	%	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	dag kg ⁻¹	μS cm ⁻¹	mg dm ⁻³
OX - argila (500 g kg ⁻¹)																	
1	4,5	75	230	1,4	0,3	2,5	10	5,1	35	20	1,4	0,8	43	144	8,1	467	1279
2	5,3	83	244	5,5	1,9	0,3	37	5,5	36	26	1,2	0,8	55	144	8,1	545	2085
3	5,7	85	250	8,3	2,7	0,1	58	5,3	32	28	1,1	0,9	67	144	7,8	565	2699
4	5,9	86	258	10	3,5	0,1	69	5,2	27	28	0,9	0,9	72	144	7,7	553	3194
5	5,9	95	254	12	4,1	0,1	75	4,6	25	26	0,8	1,1	78	144	7,6	518	3533
LVd1 - argila (750 g kg ⁻¹)																	
6	4,8	81	236	1,2	0,2	0,9	12	5,4	150	13	2,2	1,0	73	66	5,5	418	1139
7	5,3	90	258	2,7	0,8	0,3	31	6,0	145	14	2,3	0,9	76	66	5,6	566	1418
8	5,5	86	248	4,1	1,3	0,2	45	5,1	92	13	1,8	0,9	77	66	5,7	580	1657
9	5,8	89	256	5,3	1,9	0,2	60	5,7	93	14	1,8	0,9	82	66	5,4	597	1969
10	6,1	72	239	7,5	2,2	0,1	82	5,7	88	13	1,6	0,7	84	66	5,9	683	2370
RQ - argila (40 g kg ⁻¹)																	
11	5,3	151	277	0,5	0,0	0,3	34	7,8	146	12	3,1	0,4	75	50	1,2	501	883
12	5,4	177	299	0,9	0,1	0,2	43	8,7	155	13	3,6	0,3	79	50	1,1	538	1011
13	5,6	164	288	1,1	0,2	0,1	56	7,9	149	13	2,6	0,3	84	50	1,0	553	1025
14	5,8	162	295	1,6	0,4	0,1	58	8,4	143	14	2,6	0,3	84	50	1,1	573	1145
15	6,0	151	286	1,9	0,5	0,1	71	7,8	120	13	2,6	0,3	86	50	1,0	592	1187
LHd - argila (510 g kg ⁻¹)																	
16	5,1	80	277	4,1	1,6	0,4	39	7,4	62	29	1,4	0,6	65	57	7,6	598	1714
17	5,3	83	284	5,4	1,9	0,1	49	7,1	54	27	1,4	0,7	65	57	7,3	590	1982
18	5,3	89	285	7,4	2,3	0,1	59	6,8	50	25	1,2	0,6	64	57	7,3	608	2430
19	5,8	85	285	8,6	2,9	0,1	75	6,9	54	28	1,1	0,8	67	57	7,1	632	2702
20	6,0	73	283	9,6	3,8	0,0	81	6,1	48	29	1,0	0,7	63	57	7,2	650	2973
SXd1 - argila (250 g kg ⁻¹)																	
21	5,4	190	273	1,5	0,2	0,3	51	8,0	150	13	2,9	1,0	69	47	1,9	410	1130
22	5,4	199	269	1,7	0,3	0,2	59	7,8	150	13	2,7	1,0	69	47	1,8	423	1165
23	5,7	202	287	2,3	0,5	0,2	69	8,2	111	13	2,4	1,1	74	47	1,8	481	1294
24	5,9	199	282	2,7	0,7	0,1	77	8,5	97	13	2,4	1,0	75	47	1,8	472	1363
25	6,2	188	273	3,2	0,9	0,1	83	7,8	88	13	2,2	1,0	74	47	1,8	493	1464
LVd2 - argila (500 g kg ⁻¹)																	
26	5,3	110	239	0,7	0,1	0,3	27	5,7	86	7,4	2,5	0,9	74	69	3,1	367	809
27	5,4	125	257	1,2	0,2	0,2	37	6,5	90	8,6	2,6	1,0	74	69	3,0	422	951
28	5,5	123	263	1,9	0,5	0,1	47	6,7	88	9,6	2,5	1,0	75	69	3,1	466	1122
29	6,0	110	239	2,8	0,9	0,1	59	5,9	97	9,4	2,3	1,0	69	69	3,0	511	1318
30	6,2	110	249	3,2	1,2	0,0	73	5,8	91	9,5	2,1	1,1	68	69	3,0	523	1418
CXd2 - argila (440 g kg ⁻¹)																	
31	5,8	93	263	0,8	0,1	0,1	26	6,5	57	5,4	4,5	1,0	58	81	3,1	325	858
32	5,9	93	272	0,9	0,2	0,1	36	7,0	55	9,1	4,8	1,0	57	81	3,1	338	901
33	6,2	93	261	1,7	0,5	0,1	54	6,4	51	9,2	4,4	0,9	57	81	3,1	340	1082
34	6,5	99	271	2,4	0,7	0,0	64	6,8	50	9,8	4,3	1,1	56	81	3,1	371	1245
35	6,8	97	264	3,1	0,9	0,0	76	6,5	51	9,9	4,2	1,0	56	81	3,1	415	1405

Tabela 3, conclusão

T ¹	pH	P	K	Ca	Mg	Al	V	Zn	Fe	Mn	Cu	B	S	N ²	MO	CE	Σ[Nu] ³
água		mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	%		mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	dag kg ⁻¹	μS cm ⁻¹	mg dm ⁻³
SXd2 - argila (150 g kg ⁻¹)																	
36	5,1	90	291	3,0	0,7	0,2	59	6,7	155	31	2,3	0,4	59	69	3,2	622	1418
37	5,1	99	294	3,5	0,8	0,1	63	7,3	158	30	2,5	0,4	62	69	3,3	648	1559
38	5,5	98	284	3,6	0,9	0,1	64	6,4	129	29	2,0	0,3	64	69	3,1	663	1554
39	5,7	98	287	3,9	1,1	0,1	71	6,7	132	29	2,1	0,4	69	69	3,0	685	1643
40	5,7	88	280	4,1	1,2	0,1	75	6,5	92	26	1,4	0,3	69	69	3,1	692	1622
CXd1 - argila (350 g kg ⁻¹)																	
41	4,8	104	248	3,2	0,5	0,3	53	7,7	109	31	2,6	1,0	58	56	3,2	459	1368
42	5,1	113	255	3,6	0,6	0,2	57	9,0	148	36	2,7	1,1	60	56	3,0	464	1524
43	5,3	108	252	3,8	0,8	0,2	62	8,6	124	34	2,4	0,9	58	56	3,1	464	1533
44	5,5	110	249	4,2	0,9	0,2	67	8,4	108	33	2,3	0,8	54	56	3,2	470	1620
45	5,7	110	248	4,5	1,1	0,1	71	8,1	96	32	2,1	0,8	63	56	3,1	480	1671
LVe - argila (480 g kg ⁻¹)																	
46	5,6	82	253	5,4	1,0	0,1	65	6,4	76	25	1,9	0,9	60	63	5,5	637	1811
47	5,6	93	257	5,5	1,1	0,1	66	6,9	81	26	1,8	0,7	60	63	5,4	669	1870
48	5,7	89	257	5,8	1,2	0,1	69	6,7	74	25	1,8	0,8	69	63	5,4	701	1943
49	5,8	88	251	6,5	1,3	0,1	72	6,9	80	25	1,7	0,9	65	63	5,4	757	2069
50	6,1	88	252	6,8	1,4	0,1	76	6,4	70	23	1,6	1,0	79	63	5,6	792	2149

¹T= tratamentos; ²N-mineral= (NH₄⁺+NO₃⁻); ³Σ[Nu]= somatório das concentrações de N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, Fe, Mn, Cu, B e H⁺+Al³⁺; CE= condutividade elétrica; MO=matéria orgânica do solo. OX-Organossolo Háplico; LVd1-Latossolo Vermelho distrófico; RQ-Neossolo Quartzarênico; LHD-Latossolo Húmico distrófico; SXd1-Planossolo Háplico distrófico; LVd2-Latossolo Vermelho distrófico; CXd2-Cambissolo Háplico Tb distrófico; SXd2-Planossolo Háplico distrófico; CXd1-Cambissolo Háplico Tb distrófico; LVe-Latossolo Vermelho eutrófico

Análise de componentes principais

Sabe-se que a CE do solo é um atributo que tem relação complexa e dinâmica com vários atributos do solo e, por isso, a compreensão de seu comportamento no solo tem sido limitada e, muitas vezes, com resultados contraditórios. Dessa forma, foi realizada a análise de componentes principais (ACP) com as principais variáveis que influenciam a CE do solo, como pH, [Nu], argila e MO, dos cinquenta tratamentos, visando um melhor entendimento

das suas inter-relações e relação da CE e de outros fatores com a MST (Tabela 4).

Tabela 4 Pesos das componentes, variância explicada e acumulada das variáveis de solo (CE, argila, MO, Σ [Nu] e pH) e MST

C	Pesos						VE (%)	VA (%)
	CE	MST	Argila	MO	Σ [Nu]	pH		
C1	0,23	-0,18	0,86	0,94	0,70	*	50	80
C2	0,82	0,82	0,22	0,18	0,58	*	30	

¹Em negrito os pesos das componentes mais elevados ($\geq 0,70$). C=componentes (C1 e C2). CE=condutividade elétrica; MST=massa seca total; MO=matéria orgânica; Σ [Nu]=somatório das concentrações de N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, Fe, Mn, Cu, B e H+Al; VE=variação explicada em cada componente; VA=variação acumulada na ACP. *=variável excluída para adequar os dados à ACP pelo teste KMO. n=50

Observa-se, pelos dados da Tabela 4, que a ACP apresentou variância acumulada de 80% em duas componentes, sendo que a primeira componente (C1) explicou a maior proporção da variação dos dados analisados, com valor de 50% e a segunda componente (C2) explicou a variação dos dados com valor de 30%.

Na Figura 1 é apresentada a ACP, sendo a componente 1 (C1) representada pelo eixo horizontal e a componente 2 (C2) representada pelo eixo vertical e, quanto maior as distâncias da origem do eixo, maiores são os valores das correlações (pesos das componentes). Na ACP da Figura 1, foram adicionadas as seis variáveis representadas pelo pH, CE, Σ [Nu], MO, argila e MST, dos cinquenta tratamentos, no entanto, a variável pH foi retirada para adequar os dados à ACP pelo teste KMO. Notam-se, na C1, fortes correlações positivas entre argila, MO e Σ [Nu] e, na C2, observa-se elevada correlação positiva entre MST e CE. Este resultado demonstra que, em solos que apresentam maiores teores de argila e MO, maiores são as concentrações de nutrientes Σ [Nu] e a produção de MST é dependente de maiores valores de CE, resultante de maiores concentrações de nutrientes no solo.

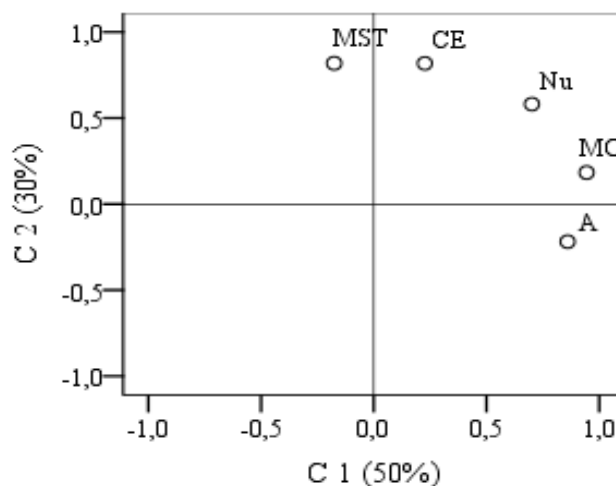


Figura 1 Análise de componentes principais de variáveis relacionadas com a condutividade elétrica (CE) do solo e a massa seca total (MST), em dez solos, em função de cinco níveis crescentes de $(\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3)$. A=argila; MO=matéria orgânica; $\Sigma[\text{Nu}]$ = somatório das concentrações de N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, Fe, Mn, Cu, B e H+Al, convertidos em mesma unidade; n=50

Diante dos resultados observados na ACP, fica evidente a relação entre a MST e a CE do solo. Este resultado se deve ao fato de a CE do solo representar a quantidade de solutos inorgânicos disponíveis em solução aquosa, podendo refletir a quantidade de nutrientes prontamente disponíveis para as plantas (BREVIK; FENTON; LAZARI, 2006; PERALTA; COSTA, 2013), tendo em vista que a metodologia de determinação da CE em laboratório, geralmente, utiliza uma relação de solo:água de 1:2,5. De acordo com Smith e Doran (1996), a CE do solo reflete a quantidade de nutrientes solúveis.

Dessa forma, existe potencial para que a CE seja utilizada como indicador do grau de fertilidade do solo, tendo em vista que se correlaciona com a MST, mas cabe ressaltar a importância do equilíbrio dos nutrientes no crescimento das plantas.

Atributos de acidez e massa seca

As aplicações de doses de carbonatos ($\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$) nos dez solos promoveram aumentos significativos no pH, V, Ca^{2+} e Mg^{2+} , com exceção do solo OX, que apresentou aumento exponencial para o V em função das doses de corretivo (Figura 2), conforme se verifica nas equações de regressão apresentadas na Tabela 5. Esses resultados foram semelhantes aos obtidos por Fageria, Santos e Moreira (2010) e Prado e Natale (2008). Os aumentos no pH são atribuídos à neutralização dos íons H^+ pelos íons OH^- na fase sólida do solo (QUAGGIO, 2000) e pela ocupação dos sítios de troca pelos cátions acompanhantes dos carbonatos adicionados via CaCO_3 e MgCO_3 , provocando aumentos nos valores de V, em função da adição de Ca e Mg em níveis crescentes (SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007). Nota-se que o comportamento dos atributos de acidez em função de doses de carbonatos foi específico para cada solo, devido às suas características intrínsecas, em especial as variações contrastantes dos teores de argila e MO, que determinam o seu poder tampão (WEAVER et al., 2004; XU et al., 2012).

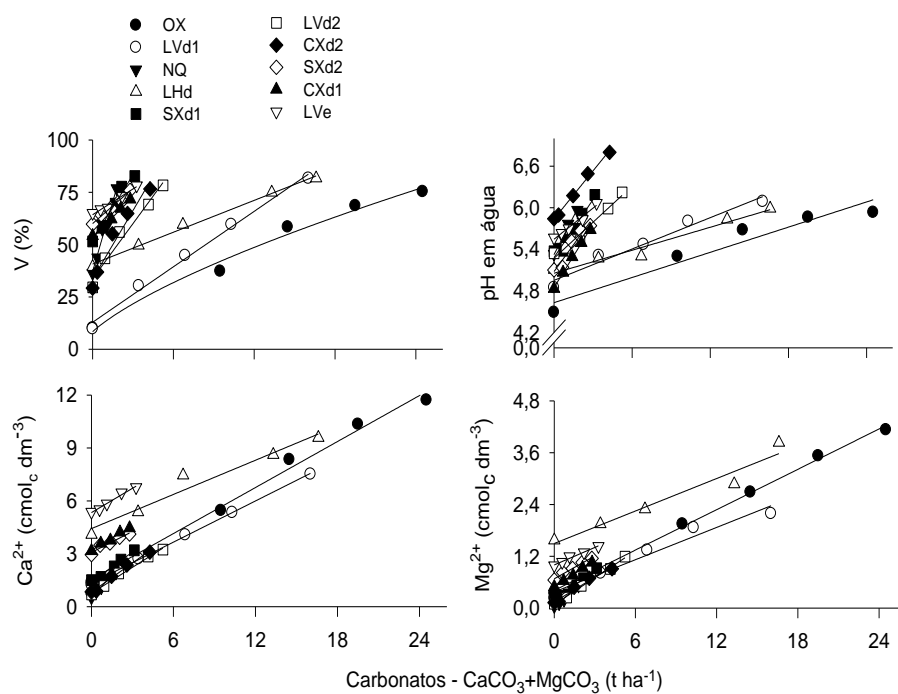


Figura 2 Efeito de doses de $\text{CaCO}_3+\text{MgCO}_3$ (3:1) sobre os atributos de acidez (pH , Ca^{2+} , Mg^{2+} e V), em dez solos. OX-Organossolo Háplico; LVd1-Latossolo Vermelho distrófico; RQ-Neossolo Quartzarênico; LHd-Latossolo Húmico distrófico; SXd1-Planossolo Háplico distrófico; LVd2-Latossolo Vermelho distrófico; CXd2-Cambissolo Háplico Tb distrófico; SXd2-Planossolo Háplico distrófico; CXd1-Cambissolo Háplico Tb distrófico; LVe-Latossolo Vermelho eutrófico

Tabela 5 Equações provenientes da Figura 3, que relacionam os atributos de acidez (V, pH, Ca²⁺ e Mg²⁺), em função de doses de carbonatos (CaCO₃+MgCO₃), em dez solos

V – saturação por bases vs dose carbonatos			pH em água vs dose carbonatos		
Solo	Equação matemática	R ²	Solo	Equação matemática	R ²
OX	V=8,3694*(1 + Car) ^{0,6863**}	0,98	OX	pH=4,6290***+0,0606**Car	0,93
LVd1	V=12,8586**+4,4193**Car	0,99	LVd1	pH=4,9517***+0,0754**Car	0,96
RQ	V=37,0667**+22,3115**Car	0,97	RQ	pH=5,3217***+0,3673**Car	0,98
LHd	V=40,6737**+2,5386**Car	0,99	LHd	pH=5,0541***+0,0553**Car	0,96
SXd1	V=52,1223**+10,4047**Car	0,98	SXd1	pH=5,2807***+0,2793**Car	0,96
LVd2	V=33,6359**+8,7977**Car	0,97	LVd2	pH=5,2700***+0,1737**Car	0,97
CXd2	V=33,5191**+10,9272**Car	0,95	CXd2	pH=5,8361**+0,2321**Car	0,99
SXd2	V=60,0082**+5,6307**Car	0,99	SXd2	pH=5,0776***+0,2588**Car	0,93
CXd1	V=53,4995**+6,4185**Car	0,99	CXd1	pH=4,8465***+0,3046**Car	0,99
LVe	V=64,2454**+4,1112**Car	0,98	LVe	pH=5,5444***+0,1499**Car	0,98

Ca ²⁺ em água vs dose carbonatos			Mg ²⁺ em água vs dose carbonatos		
Solo	Equação matemática	R ²	Solo	Equação matemática	R ²
OX	Ca=1,5365*+0,4349**Car	0,99	OX	Mg=0,4086*+0,1559**Car	0,99
LVd1	Ca=1,3227**+0,3894**Car	0,99	LVd1	Mg=0,3720*+0,1247**Car	0,95
RQ	Ca=0,5689**+0,7982**Car	0,97	RQ	Mg=0,0246*+0,2767**Car	0,98
LHd	Ca=4,4259**+0,3232**Car	0,95	LHd	Mg=1,4958**+0,1254**Car	0,95
SXd1	Ca=1,4007**+0,5651**Car	0,98	SXd1	Mg=0,1791*+0,2297**Car	0,97
LVd2	Ca=0,7581**+0,4903**Car	0,99	LVd2	Mg=0,0813*+0,2071**Car	0,99
CXd2	Ca=0,8233**+0,5510**Car	0,99	CXd2	Mg=0,1401*+0,1916**Car	0,97
SXd2	Ca=3,0751**+0,3956**Car	0,94	SXd2	Mg=0,6769**+0,1766**Car	0,99
CXd1	Ca=3,1911**+0,4614**Car	0,98	CXd1	Mg=0,4867**+0,2055**Car	0,99
LVe	Ca=5,3337**+0,4592**Car	0,98	LVe	Mg=0,9987**+0,1351**Car	0,98

ns, * e ** = não significativo, significativo a 5% e a 1%, respectivamente, pelo teste F. OX-Organossolo Háplico; LVd1-Latossolo Vermelho distrófico; RQ-Neossolo Quartzarênico; LHd-Latossolo Húmico distrófico; SXd1-Planossolo Háplico distrófico; LVd2-Latossolo Vermelho distrófico; CXd2-Cambissolo Háplico Tb distrófico; SXd2-Planossolo Háplico distrófico; CXd1-Cambissolo Háplico Tb distrófico; LVe-Latossolo Vermelho eutrófico

Os valores de CE dos solos se relacionaram de forma positiva com os teores de Ca²⁺, Mg²⁺, os valores de V e com a concentração de nutrientes [Nu]. E as relações foram específicas para cada solo, sendo ajustadas equações lineares, logarítmica e de potência ao conjunto de dados relacionados, com exceção do OX, cujos dados se ajustaram a modelo matemático quadrático, para todas as relações testadas (Figura 3), com as equações matemáticas apresentadas na Tabela 6. Os

aumentos na CE se devem, principalmente, aos acréscimos nos teores de Ca^{+2} e Mg^{+2} , resultantes da aplicação de carbonatos. Aumentos da CE do solo em função da aplicação de calcário também foram constatados por Amaral et al. (2004) e Chaves et al. (1997).

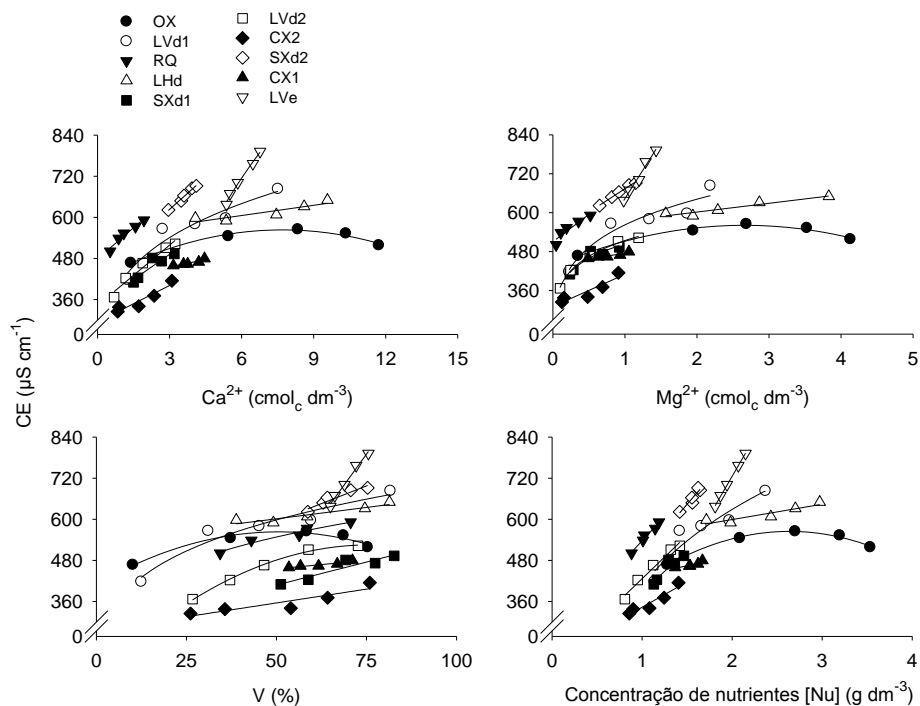


Figura 3 Efeito dos atributos de acidez (pH, Ca^{2+} , Mg^{2+} e V) e da concentração de nutrientes [Nu]= somatório das concentrações de N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, Fe, Mn, Cu, B e H+Al, sobre a condutividade elétrica do solo (CE), em dez solos. * e ** = significativos a 5% e a 1%, respectivamente, pelo teste F. OX-Organossolo Háplico; LVd1-Latossolo Vermelho distrófico; RQ-Neossolo Quartzarênico; LHd-Latossolo Húmico distrófico; SXd1-Planossolo Háplico distrófico; LVd2-Latossolo Vermelho distrófico; CXd2-Cambissolo Háplico Tb distrófico; SXd2-Planossolo Háplico distrófico; CXd1-Cambissolo Háplico Tb distrófico; LVe-Latossolo Vermelho eutrófico

Nos solos NQ, LHd, SXd1, LVd2, CX2, SXd2, CXd1, nos quais se verificou ajuste linear entre a CE e as concentrações de Ca^{+2} no solo, as

magnitudes de variações de CE englobaram a faixa de 9,9 a 63 $\mu\text{S cm}^{-1}$, para cada 1 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de Ca^{+2} aumentado nos solos. No OX, que ajustou em modelo quadrático, o valor máximo alcançado de CE alcançado foi de 563 $\mu\text{S cm}^{-1}$, para a concentração de 7,7 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de Ca^{+2} no solo e, na medida que os teores de Ca^{+2} são aumentados neste solo, os valores de CE são diminuídos. O LVd1, que se ajustou ao modelo de potência à magnitude de variação observada, é de 39 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para cada 1 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de Ca^{+2} aumentado no solo. No LVe que se ajustou ao modelo logarítmico nota-se aumento de 115 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para cada 1 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de Ca^{+2} aumentado no solo.

As magnitudes dos aumentos de CE observadas em função das concentrações de Mg^{+2} no solo também foram específicas para cada solo, com ajustes lineares para o RQ, LHd, CXd2, SXd2, CX1 e LVe, que variaram de 27 a 352 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para cada 1 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de Mg^{+2} aumentado nos solos (Figura 4). Para os solos LVd1, SXd1 e LVd2 as magnitudes de variação da CE ficam entre 73 a 115 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para cada 1 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de Mg^{+2} aumentado, enquanto no OX o ajuste do modelo foi de forma quadrática, com o valor máximo alcançado de 561 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para a concentração de 2,7 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de Mg^{+2} e, na medida que os teores de Mg^{+2} são aumentados neste solo, os valores de CE são diminuídos. As magnitudes dos aumentos da CE em função dos aumentos nos valores de V e [Nu] são devido aos aumentos nos teores de Ca e Mg, tendo em vista que, em cada solo, os demais nutrientes foram adicionados em quantidades iguais e por isso essas relações apresentaram comportamentos semelhantes. O comportamento diferenciado e as variações nas magnitudes observadas para os aumentos da CE em função das concentrações de Ca e Mg no solo se devem a uma série de fatores que ocorrem no solo devido aos valores de pH, CTC, teores de argila, MO e composição da MO em solo, que interferem nas reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução (McBRIDE; SAUVÉ; HENDERSHOT, 1997; MEURER, 2007).

Tabela 6 Equações provenientes da Figura 4, que relacionam atributos de acidez (pH, Ca^{2+} , Mg^{2+} e V) e a [Nu], sobre a condutividade elétrica do solo (CE), em dez solos

CE vs Ca^{2+}			CE vs Mg^{2+}		
Solo	Equação matemática	R ²	Solo	Equação matemática	R ²
OX	$\text{CE}=417,4^{**}+37,86^{*}\text{Ca}-2,45^{*}\text{Ca}^2$	0,98	OX	$\text{CE}=434,67^{**}+94,934^{*}\text{Mg}-17,84^{*}\text{Mg}^2$	0,98
LVd1	$\text{CE}=413,9639^{**}\text{Ca}^{0,2431^{**}}$	0,93	LVd1	$\text{CE}=562,2229^{**}\text{Mg}^{0,1902^{**}}$	0,91
RQ	$\text{CE}=478,7270^{**}+60,4542^{**}\text{Ca}$	0,95	RQ	$\text{CE}=510,2417^{**}+168,5878^{*}\text{Mg}$	0,89
LHd	$\text{CE}=545,5779^{**}+9,9480^{*}\text{Ca}$	0,82	LHd	$\text{CE}=547,9125^{**}+26,9755^{*}\text{Mg}$	0,92
SXd1	$\text{CE}=344,8342^{**}+49,0293^{*}\text{Ca}$	0,86	SXd1	$\text{CE}=503,5383^{**}\text{Mg}^{0,1336^{**}}$	0,91
LVd2	$\text{CE}=342,4402^{**}+58,7601^{**}\text{Ca}$	0,96	LVd2	$\text{CE}=513,9196^{**}\text{Mg}^{0,1437^{**}}$	0,99
CXd2	$\text{CE}=294,5377^{**}+35,4524^{*}\text{Ca}$	0,90	CXd2	$\text{CE}=310,8933^{**}+98,8866^{*}\text{Mg}$	0,86
SXd2	$\text{CE}=435,7834^{**}+62,4839^{**}\text{Ca}$	0,98	SXd2	$\text{CE}=529,9380^{**}+143,5000^{**}\text{Mg}$	0,99
CXd1	$\text{CE}=412,5448^{**}+14,2616^{*}\text{Ca}$	0,88	CXd1	$\text{CE}=442,2416^{**}+32,3169^{**}\text{Mg}$	0,88
LVe	$\text{CE}=-412,063^{**}+628,578^{*}\ln(\text{Ca})$	0,99	LVe	$\text{CE}=291,4687^{**}+351,6887^{**}\text{Mg}$	0,98

CE vs V – saturação por bases			CE vs [Nu] – concentração de nutrientes		
Solo	Equação matemática	R ²	Solo	Equação matemática	R ²
OX	$\text{CE}=409,67^{**}+6,0612^{*}\text{V}-0,06^{*}\text{V}^2$	0,96	OX	$\text{CE}=192^{*}+282,5^{**}[\text{Nu}]-53,56^{**}[\text{Nu}]^2$	0,99
LVd1	$\text{CE}=235,7919^{**}\text{V}^{0,2380^{**}}$	0,94	LVd1	$\text{CE}=407,7449^{**}+318,7108^{*}\ln([\text{Nu}])$	0,89
RQ	$\text{CE}=232,2044^{**}\text{V}^{0,2196^{**}}$	0,96	RQ	$\text{CE}=253,5545^{**}+283,6354^{**}[\text{Nu}]$	0,97
LHd	$\text{CE}=535,0073^{**}+1,3277^{*}\text{V}$	0,88	LHd	$\text{CE}=509,7278^{**}+44,7421^{*}[\text{Nu}]$	0,85
SXd1	$\text{CE}=273,9030^{**}+2,6830^{*}\text{V}$	0,88	SXd1	$\text{CE}=382,96768^{*}[\text{Nu}]^{0,7937^{*}}$	0,89
LVd2	$\text{CE}=142,03^{*}+10,116^{*}\text{V}-0,067^{*}\text{V}^2$	0,99	LVd2	$\text{CE}=172,9973^{**}+253,4187^{**}[\text{Nu}]$	0,98
CXd2	$\text{CE}=275,0966^{**}+1,6132^{*}\text{V}$	0,83	CXd2	$\text{CE}=194,4279^{**}+148,6294^{*}[\text{Nu}]$	0,90
SXd2	$\text{CE}=387,8998^{**}+4,1271^{*}\text{V}$	0,92	SXd2	$\text{CE}=482,1006^{**}[\text{Nu}]^{0,7136^{*}}$	0,90
CXd1	$\text{CE}=404,1879^{**}+1,0173^{*}\text{V}$	0,88	CXd1	$\text{CE}=373,4538^{**}+60,7693^{*}[\text{Nu}]$	0,81
LVe	$\text{CE}=-297,7710^{*}+14,5056^{**}\text{V}$	0,99	LVe	$\text{CE}=-182,7487^{**}+454,0759^{**}[\text{Nu}]$	0,99

Efeito dos atributos de acidez (pH, Ca^{2+} , Mg^{2+} e V) e da concentração de nutrientes [Nu]= somatório das concentrações de N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, Fe, Mn, Cu, B e H+Al, sobre a condutividade elétrica do solo (CE), em dez solos. * e ** = significativos a 5 e 1%, respectivamente, pelo teste F. OX-Organossolo Háplico; LVd1-Latossolo Vermelho distrófico; RQ-Neossolo Quartzarênico; LHd-Latossolo Húmico distrófico; SXd1-Planossolo Háplico distrófico; LVd2-Latossolo Vermelho distrófico; CXd2-Cambissolo Háplico Tb distrófico; SXd2-Planossolo Háplico distrófico; CXd1-Cambissolo Háplico Tb distrófico; LVe-Latossolo Vermelho eutrófico

A massa seca total (MST), relacionou-se com os valores de V do solo, sendo verificado melhor ajuste de modelos quadráticos apenas para os solos LVd2, CXd2 e LVe (Figura 4) e os demais solos apresentaram comportamentos específicos, com relações variáveis entre valores de V a MST, expressas por equações linear, logarítmica, exponencial e potência. A relação entre a MST e a CE do solo apresentaram relações significativas, a 5% de probabilidade apenas

nos solos LVd1, NQ, SXd1, LVd2 e SXd2, com relações de forma linear para o LVd1 e SXd2, logarítmica para o SXd1 e quadrática para o NQ e LVd2.

Os aumentos da MST devem-se, principalmente, à neutralização da acidez do solo, que possibilita maior disponibilidade em solo e absorção de nutrientes (VITTI; LIMA; CICARONE, 2006), aumentos dos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} no solo, em função da aplicação de carbonatos ($\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$), tendo em vista que os demais nutrientes foram supridos em condições ideais para o crescimento do milho.

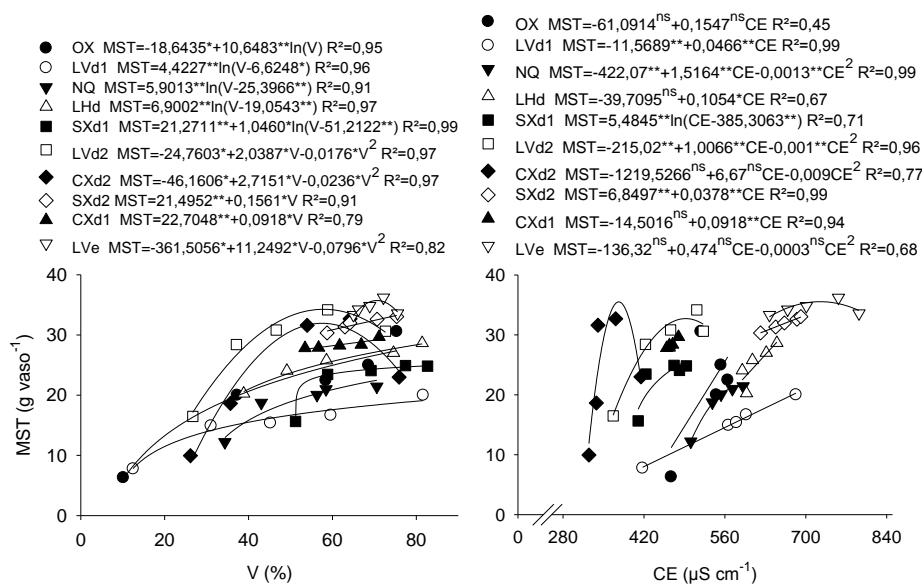


Figura 4 Efeito da saturação por bases (V) e da condutividade elétrica (CE) do solo do solo sobre a produção de massa seca total (MST) de plantas de milho, em dez solos. ^{ns}, * e ** = não significativo, significativos a 5% e a 1%, respectivamente, pelo teste F. OX-Organossolo Háplico; LVd1-Latossolo Vermelho distrófico; RQ-Neossolo Quartzarênico; LHd-Latossolo Húmico distrófico; SXd1-Planossolo Háplico distrófico; LVd2-Latossolo Vermelho distrófico; CXd2-Cambissolo Háplico Tb distrófico; SXd2-Planossolo Háplico distrófico; CXd1-Cambissolo Háplico Tb distrófico; LVe-Latossolo Vermelho eutrófico

Diversos fatores do solo podem explicar o comportamento da MST em função dos aumentos nos valores de saturação por bases (V) e CE do solo. Dentre esses fatores, a alteração dos valores de pH, a disponibilidade e os teores de macro e micronutrientes, levando-se em consideração o equilíbrio entre eles, a real disponibilidade de nutrientes na solução do solo é influenciada pelos teores de argila e de MO contrastantes entre os solos. Além disso, as reações de sorção/precipitação, oxidação/redução, complexação e atividade microbiana regulam a disponibilidade de nutrientes para as plantas (McBRIDE; SAUVÉ; HENDERSHOT, 1997; MEURER, 2007; NOVAES et al., 2007; PAVINATO; ROSELEM, 2008).

Verifica-se que os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} apresentados no NQ ($\text{Ca}^{2+}=0,9$ e $\text{Mg}^{2+}=0,5 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) ficaram abaixo dos níveis críticos estabelecidos na literatura, que são de $2,4 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, para o Ca^{2+} e de $0,9 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, para o Mg^{2+} (RIBEIRO; GUIMARÃES; ALVAREZ V, 1999). Este resultado pode ser justificado em função da utilização do método de saturação por bases para a recomendação da necessidade de calagem, tendo em vista que o método leva em consideração a CTC a pH 7 (T). Assim, em solos com baixa CTC, como é o caso do NQ, que apresentou CTC de $4,6 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (Tabela 1), mesmo elevando-se a saturação por bases a 71% (Tabela 3), valor esse considerado ideal para a cultura do milho, os nutrientes como o Ca e Mg podem não ser supridos em quantidades necessárias pelas plantas. Em um trabalho realizado por Guarçoni, Alvarez e Camilo (2007), foi calculada a necessidade de calagem utilizando o método de saturação por bases (RAIJ et al., 1983) e o método de neutralização de Al^{3+} e elevação dos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} (ALVAREZ V; RIBEIRO, 1999). Guarçoni, Alvarez e Camilo (2007) concluíram que o método de saturação por bases não seria suficiente em suprir às plantas de café quantidades desejadas de Ca e Mg, na maioria dos casos. Por outro lado, o método de neutralização de Al^{3+} e elevação dos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} , apesar da vantagem de fornecer Ca e Mg em

quantidades adequadas para a cultura, em alguns casos, pode ocorrer excesso de calcário e elevar o pH do solo para valores acima do recomendado para as plantas.

4 CONCLUSÕES

- a) A CE do solo correlaciona-se de forma positiva com a MST e com a concentração de nutrientes $\sum[\text{Nu}]$, que é dependente dos teores de argila e matéria orgânica do solo.
- b) A CE do solo é aumentada em função de acréscimos nos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} , com relações e magnitudes diferenciadas para cada solo, tendo em vista que a CE varia de 9,9 a 115 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para cada 1 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de Ca^{+2} , aumentado nos solos e de 27 a 352 $\mu\text{S cm}^{-1}$, para cada 1 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de Mg^{+2} acrescido nos sete solos investigados.
- c) A massa seca total do milho é aumentada em função das doses crescentes de carbonatos ($\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$), de forma diferenciada em cada solo, devido às variações na textura, teores de MO e graus de fertilidade de cada solo.
- d) A necessidade de calagem determinada pelo método de saturação por bases para o Neossolo Quartzarênico não fornece teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} suficientes para o crescimento de plantas de milho, quando visa elevar a saturação por bases a 70%.

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq, pelo financiamento da pesquisa (processo número 308592/2011-5) e a concessão de bolsas de pesquisa aos autores deste estudo. Às bolsistas de iniciação científica Laís Botelho de Lima e Laura Beatriz Batista de Melo, pela ajuda na realização de parte das análises laboratoriais.

REFERÊNCIAS

AIMRUN, W. et al. Bulk soil electrical conductivity as an estimator of nutrients in the maize cultivated land. **European Journal of Scientific Research**, Victoria, v. 31, p. 37-51, 2009.

AIMRUN, W. et al. Spatial variability of bulk soil electrical conductivity in a Malaysian paddy field: Paddy. **Water and Environment Journal**, Oxford, v. 5, p. 113-121, 2007.

ALVAREZ V, V. H.; RIBEIRO, A. C. Calagem. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V, V. H. (Ed.). **Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa, MG: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. p. 43-60.

AMARAL, A. S. et al. Movement of lime particles in the profile of an Inceptisol under no-tillage. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, p. 359-367, 2004.

BREVIK, E.; FENTON, T.; LAZARI, A. Soil electrical conductivity as a function of soil water content and implications for soil mapping. **Precision Agriculture**, Dordrecht, v. 7, p. 393-404, 2006.

BRONSON, K. F. et al. Apparent electrical conductivity, soil properties and spatial covariance in the U.S. southern high plains. **Precision Agriculture**, Dordrecht, v. 6, p. 297-311, 2005.

CORWIN, D. L. et al. Monitoring management-induced spatio-temporal changes in soil quality through soil sampling directed by apparent electrical conductivity. **Geoderma**, Amsterdam, v. 131, p. 369-387, 2006.

CORWIN, D. L.; LESCH, S. M. Characterizing soil spatial variability with apparent electrical conductivity: I. Survey protocols. **Computers and Electronics in Agriculture**, New York, v. 46, p. 103-133, 2005.

DAVIS, J. G. et al. Using electromagnetic induction to characterize soils. **Better Crops with Plant Food**, Atlanta, n. 4, p. 42-51, 1997.

DORAN, J. W. et al. Influence of cropping/tillage management on soil fertility and quality of former CRP land in the central high plains. In: THE GREAT PLAINS SOIL FERTILITY CONFERENCE, 1., 1996, Manhattan. **Proceedings...** Manhattan: Potash & Phosphate Institute, 1996. p. 205.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2006. 306 p.

EIGENBERG, R. A. et al. Electrical conductivity monitoring of soil condition and available N with animal manure and a cover crop. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 88, p. 183-193, 2002.

EZRIN, M. H. et al. Rice yield prediction using apparent electrical conductivity of paddy soils. **European Journal of Scientific Research**, Victoria, v. 37, p. 575-590, 2009.

FAGERIA, N. K.; SANTOS, A. B.; MOREIRA, A. Yield, nutrient uptake and changes in soil chemical properties as influenced by liming and iron application in common bean in a no-tillage system. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 41, p. 1740-1749, 2010.

FERNANDES, L. A. et al. Fertilidade do solo, nutrição mineral e produtividade da bananeira irrigada por dez anos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, p. 1575-1581, 2008.

FERNÁNDEZ, F. G.; HOEFT, R.G. Managing soil pH and crop nutrients. In: NAFZIGER, E. D. (Ed.). **Illinois agronomy handbook**. 24th ed. Urbana: University of Illinois, 2009. p. 91-112.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a guide for its Bootstrap procedures in multiple comparisons. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 38, p. 109-112, 2014.

FRITZ, R. M. et al. Field comparison of two soil electrical conductivity measurement systems. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON PRECISION AGRICULTURE, 4., St. Paul, 1998. **Proceedings...** St. Paul: ASA/CSSA/SSSA, 1998. p. 1211-1217.

GUARÇONI M., A.; ALVAREZ V., V. H.; CAMILO, N. F. P. Avaliação e validação de algoritmo utilizado para determinar a necessidade de calagem em lavouras de café. In: Simpósio de Pesquisa dos Cafés do Brasil, 5., 2007, Águas de Lindóia. **Anais...** Águas de Lindóia: EMBRAPA, 2007. 1 CD-ROM.

HEINIGER, R. W.; McBRIDE, R. G.; CLAY, D. E. Using electrical conductivity to improve nutrient management. **Agronomy Journal**, Madison, v. 95, p. 508-519, 2003.

JAYNES, D. B.; KASPAR, T. C.; COLVIN, T. S. Economically optimal nitrogen rates of corn: management zones delineated from soil and terrain attributes. **Agronomy Journal**, Madison, v. 103, n. 4, p. 1026–1035, 2011.

JOHNSON, C. K. et al. Field-scale electrical conductivity mapping for delineating soil condition. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 65, p. 1829-1837, 2001.

JOHNSON, C. K. et al. Site-specific management zones based on soil electrical conductivity in a semiarid cropping system. **Agronomy Journal**, Madison, v. 95, p. 303-315, 2003.

JOHNSON, C.; ESKRIDGE, K.; CORWIN, D. Apparent soil electrical conductivity: applications for designing and evaluating field-scale experiments. **Computers and Electronics in Agriculture**, New York, v. 46, p. 181-202, 2005.

KAFFKA, S. R. et al. Site-specific management insalt-affected sugar beat fields using electromagnetic induction. **Computer and Electronics in Agriculture**, New York, v. 46, p. 329-350, 2005.

KITCHEN, N. R. et al. Delineating productivity zones on claypan soil fields using apparent soil electrical conductivity. **Computer and Electronics in Agriculture**, New York, v. 46, p. 285-308, 2005.

KRAVCHENKO, A. N. et al. Relationship among crop grain yield, topography, and soil electrical conductivity studied with cross-correlograms. **Agronomy Journal**, Madison, v. 95, p. 1132-1139, 2003.

LESCH, S. M.; CORWIN, D. L.; ROBINSON, D. A. Apparent soil electrical conductivity mapping as an agricultural management tool in arid zone soils. **Computer and Electronics in Agriculture**, New York, v. 46, p. 351-378, 2005.

LI, Y. et al. Determination of potential management zones from soil electrical conductivity, yield and crop data. **Journal of Zhejiang University Science B**, Zhejiang, v. 9, p. 68-76, 2008.

LUND, E. D.; WOLCOTT, M. C.; HANSON, G. P. Applying nitrogen site-specifically using soil electrical conductivity maps and precision agriculture technology. **Scientific World**, New York, v.1, p.767-776, 2001.

MACHADO, P. L. O. A. et al. Electrical conductivity mapping in relation to clay of a Ferralsol under no tillage system. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, p. 1023-1031, 2006.

MEURER, E. J. Fatores que influenciam o crescimento e o desenvolvimento da plantas. In: NOVAIS, R. F. et al. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 991 p.

McBRIDE, R. A.; GORDON, A. M.; SHRIVE, S. C. Estimating forest soil quality from terrain measurements of apparent electrical conductivity. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 54, p. 290-293, 1990.

McBRIDE, M.; SAUVÉ, S.; HENDERSHOT, W. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 48, p. 337-346, 1997.

MORARI, F.; CASTRIGNANÒ, A.; PAGLIARIN, C. Application of multivariate geostatistics in delineating management zones within a gravelly vineyard using geo-electrical sensors. **Computers and Electronics in Agriculture**, New York, v. 68, p. 97-107, 2009.

MORAL, F. J.; TERRÓN, J. M.; SILVA, J. R. M. Delineation of management zones using mobile measurements of soil apparent electrical conductivity and multivariate geostatistical techniques. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 106, p. 335-343, 2010.

NOVAIS, R. F. et al. **Fertilidade do Solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2007.

NOVAIS, R. F.; NEVES, J. C. L.; BARROS, N. F. Ensaio em ambiente controlado. In: OLIVEIRA, A. J. et al. **Método de pesquisa em fertilidade de solos**. Brasília: Embrapa-SEA, 1991. p. 189-253.

NUNES, C. A. et al. Chemoface: a novel free user-friendly interface for chemometrics. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, São Paulo, v. 23, p. 2003-2010, 2012.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, p. 911-920, 2008.

PATRIQUIN, D. G. et al. On-farm measurements of pH, electrical conductivity and nitrate in soil extracts for monitoring coupling and decoupling of nutrient cycles. **Biological Agriculture and Horticulture**, Oxon, v. 9, p. 231-272, 1993.

PERALTA, N. R. et al. Delineation of management zones with measurements of soil apparent electrical conductivity in the southeastern pampas. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 93, p. 205–218, 2013.

PERALTA, N. R.; COSTA, J. L. Delineation of management zones with soil apparent electrical conductivity to improve nutrient management. **Computers and Electronics in Agriculture**, New York, v. 99, p. 218-226, 2013.

PERALTA, N. R. et al. Delineation of management zones to improve nitrogen management of wheat. **Computers and Electronics in Agriculture**, New York, v. 110, p. 103–113, 2015.

PRADO, R. M.; NATALE, W. Effect of liming on the mineral nutrition and yield of growing guava trees in a typic Hapludox soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 39, p. 2191-2204, 2008.

QUAGGIO, J. A. **Acidez e calagem em solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2000. 111 p.

RAIJ, B. V. et al. Alumínio trocável e Saturação em bases como critério para recomendação de calagem. **Bragantia**, Campinas, v. 42, p. 149-156, 1983.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V, V. H. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa, MG: CFSEMG, 1999. 359 p.

SILVA, F. C. et al. Análises químicas para avaliação da fertilidade do solo. In: _____. (Ed.). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa comunicação para transferência de tecnologia, 2009. p. 107-184, cap. 3.

SOUSA, D. M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S. A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R. F. et al. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2007. p. 206-266.

SUDDUTH, K. A. et al. Relating apparent electrical conductivity to soil properties across the north-central USA. **Computers and electronics in agriculture**, New York, v. 46 p. 263-283, 2005.

SMITH, J. L.; DORAN, J. W. Measurement and use of pH and electrical conductivity for soil quality analysis. In: DORAN, J. W.; JONES, A. J. (Ed.). **Methods for assessing soil quality**. Madison: SSSA, 1996. (Special Publication, 49).

VITTI, G. C.; LIMA, E.; CICARONE, F. Calcium, magnesium and sulfur. In: FERNANDES, M. S. (Ed.). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p. 299-325.

VITHARANA, U. W. A. et al. Key soil and topographic properties to delineate potential management classes for precision agriculture in the European loess area. **Geoderma**, Amsterdam, v. 143, p. 206-215, 2008.

WEAVER, A. R. et al. Mapping soil pH buffering capacity of selected fields in the coastal plain. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, p. 662-668, 2004.

WELLER, U. et al. Mapping clay content across boundaries at the landscape scale with electromagnetic induction. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 71, p. 1740-1747, 2007.

WILLIAMS, B. G.; HOEY, D. The use of electromagnetic induction to detect the spatial variability of the salt and clay content of soils. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 25, p. 21-27, 1987.

XU, R. K. et al. pH buffering capacity of acid soils from tropical and subtropical regions of China as influenced by incorporation of crop straw biochars. **Journal of Soils and Sediments**, Berlin, v. 12, p. 494-502, 2012.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O entendimento do comportamento da CE do solo é de grande importância para agricultura, devido às inúmeras vantagens que esse atributo tem e às possibilidades de uso, que englobam desde o monitoramento da fertilidade do solo até a recomendação de corretivos e fertilizantes. Diante dos modelos gerados para a predição do poder tampão de acidez e da necessidade de calagem, a partir dos valores de CE do solo torna-se necessário testar e calibrar esses modelos em campo, visando atingir os valores alvo de pH e de saturação por bases para as culturas. Em posse das relações observadas entre a CE do solo e os atributos de fertilidade e de acidez, abre-se a possibilidade de prever o grau de fertilidade do solo mediante o cálculo do índice de fertilidade do solo, por atributos variados do solo, que podem ser utilizados para prever o crescimento de plantas.

Outro aspecto relevante foi compreender as relações existentes entre os atributos de acidez e afertilidade do solo e da solução do solo, em diversos solos, que apresentaram variações na textura e no teor de matéria orgânica. Nesse sentido, torna-se necessário avaliar e relacionar as concentrações de nutrientes disponíveis na solução do solo com os teores e acúmulos de nutrientes na biomassa das plantas. Assim, compreender a relação de nutrientes disponíveis no solo e a real disponibilidade em solução do solo torna-se relevante para corrigir limitações que não possibilitam que a produtividade potencial de sistemas de produção diversificados seja alcançada, pois se sabe que a dinâmica de transferência de nutrientes entre a fase sólida e a líquida é diferenciada para cada solo. Tendo em vista que existe demanda em extratores de solução do solo de baixo custo, eficientes e de fácil operação, foi desenvolvido o extrator *Suolo Acqua*, de modo a viabilizar pesquisas e a utilização pelos técnicos e agricultores. O extrator tem potencial de uso no campo, dado que sua performance equipara-se ao extrator referência no mercado.

Assim, o conhecimento dos nutrientes disponíveis em solução do solo é de grande importância, pois é na fase líquida do solo que os nutrientes e outros elementos químicos estão prontamente disponíveis e são transferidos às plantas. Por isso, mais estudos, além deste, precisam ser desenvolvidos para compreender a dinâmica e os processos de fornecimento dos nutrientes da fase sólida para a líquida do solo e sua relação com a nutrição e o crescimento de plantas.