

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

**ÓXIDOS DE FERRO, MATÉRIA ORGÂNICA E ADSORÇÃO DE FÓSFORO
EM DOIS LATOSSOLOS SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO**

LUÍS DE FRANÇA DA SILVA NETO
Engenheiro-Agrônomo (UFPB)

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

Porto Alegre (RS), Brasil
Abril de 2006

Dedico aos meus pais
Ivandro de França da Silva e
Maria de Lourdes Pontes de França,
cuja herança que me legaram
tesouro nenhum poderá pagar.

AGRADECIMENTOS

A Deus pelo dom da vida e capacidade de sonhar cada vez mais alto.

À minha família, cujo amor atravessa qualquer distância física, por suas orações, promessas, lágrimas e esperanças depositadas em minha pessoa. À minha noiva Damiana, pela paciência e compreensão.

Ao professor Alberto Vasconcellos Inda Junior pela orientação, dedicação e entusiasmo com nosso trabalho. Ao professor Cimélio Bayer, pelo apoio constante.

Aos professores do Departamento de Solos, pela consolidação de meus conhecimentos, em especial ao professor João Mielniczuk, pela honra de ter sido seu aluno, e à professora Deborah Dick, pelas suas valiosas contribuições ao trabalho.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de mestrado.

Aos laboratoristas Adão Luiz, pela experiência e agradáveis conversas; Luis Antônio da Silveira (Tonho), pela presteza e debates sobre rock'n'roll; e ao secretário Jader Amaro, pela competência profissional e sensibilidade no tratamento dos discentes.

Aos amigos do pós, José Baptista, Henrique, Tatiana, Regilene, Carla Cepik, João Vieira, Carlos, João Paulo, Alaerto, Xavier e Karina. Aos bolsistas de graduação Alano, Alexandra, Luciana e Ana. À equipe de manejo do solo, em especial à Madalena, Paulo César, Josiléia, Michely, Júlio Salton e Frederico, pela ajuda durante a coleta das amostras dos solos e discussões.

À Jeane, um verdadeiro anjo que doa sua vida pela de seus amigos. À Fabíola, parceria tri-legal de festas e churras. À Lucietta Martorano pela amizade. À Verônica (*in memorian*), pela lição de vida.

Ao “irmão gêmeo” Samuel, companheiro de batalhas e vitórias do mestrado.

Aos colegas de apartamento Osmar e Alexandre, pela amizade, parceria e saudade que guardarei do “cafôfo do Xandão”.

Enfim, a todos aqueles que contribuiram de alguma maneira para o meu engrandecimento profissional e pessoal.

ÓXIDOS DE FERRO, MATÉRIA ORGÂNICA E ADSORÇÃO DE FÓSFORO EM DOIS LATOSSOLOS SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO¹

Autor: Luís de França da Silva Neto

Orientador: Prof. Alberto Vasconcellos Inda Junior

Co-orientador: Prof. Cimélio Bayer

RESUMO

Dois latossolos formados em ambientes distintos (Latossolo do Ambiente Dourados, MS = LAD); Latossolo do Ambiente Santo Ângelo, RS = LAS), foram avaliados quanto à alteração na dinâmica dos óxidos de ferro pedogênicos e da matéria orgânica em experimentos de longa duração sob sistema de plantio direto (SPD) e sistema de preparo convencional (SPC). Na camada superficial dos solos (CSS), os óxidos de ferro foram identificados e quantificados através de dissoluções seletivas (Fed, Feo); foram determinados os teores de carbono orgânico total (COT) e de carbono contido das frações da matéria orgânica do solo (MOS), obtidas por fracionamento químico; e a capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) foi estimada por isotermas de adsorção. A difratometria de raios-X (DRX) indicou predominância dos minerais caulinita e hematita. O SPD não alterou o teor médio de COT nos dois solos, porém alterou a proporção de CO contido nas diferentes frações da MOS, principalmente no LAD. Sob SPC os teores de Fed, Feo e a razão Feo/Fed não apresentaram relação com a profundidade na CSS. O SPD determinou um aumento significativo dos teores de Fed, Feo e da razão Feo/Fed ao longo da CSS no LAD, configurando uma alteração na dinâmica desses minerais, ao contrário do verificado no LAS sob SPD. A dinâmica diferencial dos óxidos de ferro entre os dois ambientes foi determinada, possivelmente, por condições climáticas e pedoambientais distintas, as quais favoreceram processos de dissolução reductiva/neoformação mais efetivos no LAD. A CMAP discriminou os sistemas de manejo somente no LAD, indicando a alteração na dinâmica dos óxidos de ferro nesse solo. A avaliação da dinâmica dos óxidos de ferro em ambientes pedogênicos antropizados amplia a utilização desses minerais como indicadores ambientais e pode contribuir para o melhor entendimento do comportamento do solo.

¹ Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (64 p.) Abril, 2006. Trabalho realizado com apoio financeiro do CNPq.

IRON OXIDES, ORGANIC MATTER AND PHOSPHATE ADSORPTION IN TWO OXISOLS UNDER DIFFERENT MANAGEMENT SYSTEMS¹

Author: Luís de França da Silva Neto
Adviser: Prof. Alberto Vasconcellos Inda Junior
Co-adviser: Prof. Cimélio Bayer

ABSTRACT

Two Brazilian Oxisols formed under different environmental conditions in Brazil (in Dourados, MT and Santo Ângelo, RS) were investigated for evaluating the alteration of the dynamics of pedogenic iron oxides and of organic matter in long term experiments under no till (NT) and conventional tillage (CT). In the surface soil layer (SSL), iron oxides were identified and quantified by selective dissolution (Fed, Feo), total organic carbon and carbon content in organic matter chemical compartments were quantified, and maximum capacity phosphorus adsorption (MCPA) was estimated by adsorption isotherms. X-ray diffraction indicated predominance of the minerals kaolinite and hematite. NT didn't affect the TOC content in the two soils, however it changed the proportion of C contained in the different fractions of the SOM mainly in LAD. Under NT, the contents of Fed, Feo, and the proportion Feo/Fed didn't showed any relationship with the depth of CSS. NT caused a significant increase of contents of Fed, Feo, and in the proportion Feo/Fed in SSL in LAD, indicating a change in the dynamics of those minerals, differently of LAS under NT. The different dynamics of iron oxides between the two environments was possibly determined by climatic and pedological conditions what favored more effective processes of reductive dissolution/neof ormation in LAD. MCPA discriminated the management systems only in LAD, indicating an alteration in the dynamics of iron oxides in that soil. The evaluation of the dynamics of iron oxides in pedogenic environments under anthropic influence enhanced the use of those minerals as environmental indicators and can contribute to the better understanding of the behavior of the soil.

¹ M.Sc. Dissertation in Soil Science – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (64 p.) April, 2006.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO	v
ABSTRACT	vi
RELAÇÃO DE TABELAS	ix
RELAÇÃO DE FIGURAS	x
RELAÇÃO DE APÊNDICES	xii
1 INTRODUÇÃO	01
2 REVISÃO DE LITERATURA	03
2.1 Evolução do manejo de solos no Brasil.....	03
2.2 Óxidos de ferro como indicadores pedoambientais.....	05
2.3 Alterações pedoambientais por sistemas de manejo do solo e os óxidos de ferro.....	08
3 HIPÓTESES	12
4 OBJETIVOS	12
5 MATERIAL E MÉTODOS	13
5.1 Solos.....	13
5.2 Locais de amostragem e coleta de amostras.....	14
5.3 Preparação das amostras de solos.....	16
5.4 Quantificação dos óxidos de ferro na fração argila.....	17
5.5 Concentração dos óxidos de ferro na fração argila.....	18
5.6 Difratometria de raios-X.....	18
5.7 Carbono orgânico total e fracionamento químico da matéria orgânica.....	18
5.8 Isotermas de adsorção de fósforo.....	21
5.9 Análise estatística.....	21
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
6.1 Difratometria de raios-X (DRX).....	22

6.2 Teores de ferro na fração argila.....	22
6.3 Carbono orgânico total (COT).....	28
6.4 Frações químicas da matéria orgânica do solo (MOS).....	29
6.5 Capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP).....	37
6.6 Dinâmica dos óxidos de ferro pedogênicos.....	39
7 CONCLUSÕES.....	47
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	48
9 APÊNDICES.....	57

RELAÇÃO DE TABELAS

	Página
01. Principais óxidos e oxihidróxidos de ferro encontrados no ambiente solo.....	05
02. Regressões entre a CMAP e o teor de C em frações da MOS na CSS do LAS sob SPD.....	41

RELAÇÃO DE FIGURAS

	Página
01. Localização dos municípios de Dourados - MS (1) e Santo Ângelo – RS (2), onde foram amostrados, respectivamente, os solos LAD e LAS.....	13
02. Condições climáticas normais na região de ocorrência do LAD (a) e LAS (b).....	15
03. Fluxograma do fracionamento químico da matéria orgânica do solo.....	20
04. Difratogramas de raios-X da fração argila desferrificada (a) e da fração ferro-concentrada (b) dos solos LAD e LAS.....	23
05. Teores médios de Fe_d (a), Fe_o (b) e da razão Fe_o/Fe_d (c) na camada superficial do solo nos ambientes (LAD e LAS) sob os dois sistemas de manejo (SPD e SPC).....	24
06. Teores de Fe_d (a), Fe_o (b) e a razão Fe_o/Fe_d (c) ao longo da camada superficial do LAD sob SPC (?) e SPD (!).....	26
07. Teores de Fe_d (a), Fe_o (b) e a razão Fe_o/Fe_d (c) ao longo da camada superficial do LAS sob SPC (?) e SPD (!).....	27
08. Teores de carbono orgânico total ao longo da CSS do LAD e do LAS sob dois sistemas de manejo.....	28
09. Teores de carbono orgânico nas frações da MOS ao longo da camada superficial do solo LAD sob SPC (a) e SPD (b).....	30
10. Razões entre o teor de carbono orgânico nas frações da MOS e o teor de COT ao longo da camada superficial do solo LAD sob SPC (a) e SPD (b).....	32
11. Teores de carbono orgânico nas frações da MOS ao longo da camada superficial do solo LAS sob SPC (a) e SPD (b).....	34
12. Razão entre os teores de carbono orgânico na fração ácidos húmicos e os teores na fração ácidos fúlvicos ao longo da CSS dos solos LAD (a) e LAS (b) sob os dois sistemas de manejo (SPD e SPC).....	36

13.	Capacidade máxima de adsorção de fósforo na fração argila ao longo da camada superficial dos solos LAD (a) e LAS (b) sob os dois sistemas de manejo (SPC e SPD).....	38
14.	Relações entre os teores de carbono orgânico total e os teores de Feo (a) e a razão Feo/Fed (b) ao longo da CSS dos solos LAD e LAS sob SPC e SPD.....	42
15.	Relações entre os teores carbono orgânico nas frações da MOS e os teores de Feo ao longo da CSS do solo LAD sob SPC (a) e SPD (b).....	43
16.	Relações entre os teores carbono orgânico nas frações da MOS e os valores da razão Feo/Fed ao longo da CSS do solo LAD sob SPC (a) e SPD (b).....	44
17.	Relações entre os teores carbono orgânico nas frações da MOS e os teores de Feo ao longo da CSS do solo LAS sob SPC (a) e SPD (b).....	45
18.	Relações entre os teores carbono orgânico nas frações da MOS e os valores da razão Feo/Fed ao longo da CSS do solo LAS sob SPC (a) e SPD (b).....	46

RELAÇÃO DE APÊNDICES

	Página
1. Curvas de dispersão da fração argila para diferentes energias de sonicação.....	58
2. Teores de Fed na fração argila ao longo da camada superficial dos solos LAD e LAS sob os dois sistemas de manejo (SPC e SPD).....	59
3. Teores de Feo na fração argila ao longo da camada superficial dos solos LAD e LAS sob os dois sistemas de manejo (SPC e SPD).....	59
4. Razão Feo/Fed na fração argila ao longo da camada superficial dos solos LAD e LAS sob os dois sistemas de manejo (SPC e SPD).....	60
5. Teores de carbono orgânico total e das frações da MOS ao longo da camada superficial dos solos LAD e LAS sob os dois sistemas de manejo (SPC e SPD).....	61
6. Razões entre o teor de carbono nas frações da MOS e o COT ao longo da camada superficial dos solos LAD e LAS sob os dois sistemas de manejo (SPC e SPD).....	62
7. Parâmetros das equações lineares da isoterma de Langmuir.....	63

1. INTRODUÇÃO

O uso de sistemas de preparo intensivo do solo em regiões tropicais e subtropicais resultou na degradação dos solos pela erosão. A recuperação da capacidade produtiva destes solos tem sido possível com a adoção de práticas conservacionistas, em especial o manejo do solo sob sistema de plantio direto. Este sistema, baseado na ausência de preparo do solo e na manutenção de uma cobertura vegetal permanente, não só mostrou-se eficiente no controle da erosão do solo, como determinou alterações no comportamento e qualidade do solo.

Tais alterações no sistema solo impulsionaram a busca por indicadores físicos, químicos e biológicos que permitissem o entendimento da nova dinâmica do solo, determinada pela mudança do sistema de preparo convencional para o sistema de plantio direto. Na camada superficial do solo sob plantio direto, o acúmulo de matéria orgânica determina maior umidade e tempo de residência da água, uma diminuição da temperatura máxima e de alterações na solução do solo, com reflexos na maior disponibilidade de nutrientes e na redução da atividade de íons tóxicos às plantas. A melhoria das condições bióticas favorece o desenvolvimento vegetal e a atividade de organismos, a recuperação da estrutura e a sustentabilidade do solo.

Muito embora o avanço da pesquisa em solos sob sistema de plantio direto tenha sido notável, o impacto deste na mineralogia solo necessita ser melhor entendido. Em solos altamente intemperizados de regiões tropicais e subtropicais, os óxidos de ferro pedogênicos são uma parcela expressiva do subsistema mineralógico. Neste contexto, constituem importante objeto de estudo, uma vez que são indicadores sensíveis de mudanças nas condições pedoambientais e são identificados, quantificados e caracterizados com relativa facilidade.

De acordo com o modelo atual da formação e ocorrência dos óxidos de ferro, uma vez formados, estes minerais apresentam alta estabilidade termodinâmica e baixa solubilidade, persistindo no solo por longos períodos de tempo. Entretanto, os óxidos de ferro podem tornar-se instáveis frente a mudanças das condições pedoambientais em que foram formados. Neste sentido, deve-se considerar que o advento do sistema de plantio direto altera fatores importantes (umidade e concentração de ligantes orgânicos) envolvidos nos mecanismos das principais reações dissolutivas dos minerais óxidos de ferro no ambiente pedogênico, a redução e a complexação.

Dada a importância dos óxidos de ferro nas propriedades físicas e químicas de solos tropicais e subtropicais, alterações na dinâmica desses minerais via processos de dissolução e neoformação, podem afetar o comportamento químico e físico do solo. Sendo assim, o presente trabalho objetivou caracterizar a dinâmica dos óxidos de ferro pedogênicos e da matéria orgânica na camada superficial de solos sob SPD em experimentos de longa duração e a relação desta com a adsorção de fósforo no solo.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Evolução do manejo de solos no Brasil

O avanço da agricultura no Brasil ocorreu com o uso de sistemas de preparo intensivo do solo para a implantação das culturas, que se caracterizaram pelo revolvimento do solo com máquinas e implementos agrícolas uma ou duas vezes ao ano, pela incorporação ao solo dos resíduos da cultura anterior e pela ausência de cobertura vegetal de proteção ao solo. Denominado como sistema de preparo convencional (SPC), esse sistema foi adaptado de regiões temperadas e, aliado às características climáticas das regiões tropicais e subtropicais, como por exemplo, temperaturas elevadas e chuvas de alta erosividade, favoreceu a degradação dos solos pela compactação do solo, redução dos teores de matéria orgânica, deterioração da estrutura e ocorrência de erosão (Wünsche et al., 1980).

Paralelamente, em resposta ao intenso processo de degradação do solo no SPC, a pesquisa em ciência do solo voltou-se para o desenvolvimento de práticas conservacionistas de manejo do solo baseadas na redução da mobilização, na cobertura vegetal permanente e no acúmulo de matéria orgânica (Wünsche et al., 1980; Mielniczuk et al., 1983). Tanto a evolução no desenvolvimento destas práticas como na adoção por parte dos agricultores foram graduais e, dentre estas, o sistema de plantio direto (SPD) consolidou-se como prática de manejo e conservação do solo nas regiões sul e centro-oeste do Brasil. Este sistema teve como premissa a ausência de preparo do solo e a manutenção de uma cobertura vegetal na superfície do solo, objetivando inicialmente a redução das perdas de solo por erosão (Mielniczuk et al., 2003), uma vez que a cobertura vegetal sob a superfície do solo dissipa a energia do impacto das gotas de chuva, evitando a primeira fase do processo erosivo, que constitui a desagregação da estrutura do solo.

Alcançado este objetivo, houve uma contínua expansão deste sistema de preparo do solo no Brasil (Mielniczuk et al., 2003) e, mais recentemente, a pesquisa voltou-se para o entendimento e quantificação dos efeitos deste novo sistema sobre indicadores de caráter físico (Tormena et al., 2004; Assis e Lanças, 2005), químico (Teixeira et al., 2003) e biológico (Mendes et al., 2003), buscando determinar seu efeito sobre o comportamento/qualidade do solo (Vezzani, 2001). Em solos sob SPD, a manutenção da cobertura do solo e o acúmulo de matéria orgânica determinam, entre outras, o aumento na umidade e a diminuição da temperatura do solo. Essas alterações pedoambientais resultam em mudanças na química do solo (Salet et al., 1999; Ciotta et al., 2002), na atividade e biomassa microbiana do solo (Vargas e Scholles, 1998; Mendes et al., 2003; Balota et al., 2004).

Neste sentido, a mudança de sistema de manejo acompanhou também uma mudança na qualidade do solo, com reflexos na sua fertilidade (Anghinoni e Salet, 1998; Oliveira et al., 2002; Lopes et al., 2004). Sob esta ótica, o sistema solo, definido como o resultado de complexas interações entre minerais, plantas e microrganismos, e submetidos aos fluxos de energia e matéria, é capaz de se auto-organizar em estados crescentes de ordem e desenvolver propriedades emergentes (Vezzani, 2001). As propriedades emergentes que surgiram em solos após a mudança do SPC para o SPD foram a recuperação e estabilização da estrutura (Silva e Mielniczuk, 1997; Costa et al., 2003), a redução da atividade de íons tóxicos às plantas, como o alumínio, devido à complexação com ligantes orgânicos (Salet et al., 1999), a maior disponibilidade de nutrientes, como o nitrogênio (Bayer et al., 1998), cálcio, magnésio e fósforo (Anghinoni et al., 2002; Carballo, 2004) e a melhoria das condições bióticas favoráveis ao desenvolvimento vegetal (Tótola e Chaer, 2002).

Embora várias características químicas, físicas e biológicas do solo já tenham sido e continuem sendo estudadas em solos de regiões tropicais e subtropicais, pouco se sabe sobre a influência da mudança de sistema de manejo (SPC para SPD) na mineralogia desses solos, a qual é composta predominantemente por diferentes proporções de argilominerais do tipo 1:1 (caulinita), óxidos de ferro e alumínio (Kämpf e Curi, 2003).

2.2. Óxidos de ferro como indicadores pedoambientais

Os óxidos de ferro pedogênicos, termo que abrange óxidos, hidróxidos e oxihidróxidos, são minerais formados a partir da liberação dos íons ferro pelo intemperismo de minerais primários (litogênicos) e secundários (pedogênicos). Os minerais desse grupo caracterizam-se por serem indicadores sensíveis de condições pedoambientais e de processos pedogenéticos (Schwertmann e Taylor, 1989). Esta característica decorre da ampla ocorrência desses minerais em solos do mundo inteiro, em concentrações que variam de 1 a mais de 500 g Fe kg⁻¹ de solo, dependendo do teor de ferro no material de origem e grau de intemperização do solo (Kämpf e Curi, 2000).

Os óxidos de ferro constituem vários tipos minerais (Tabela 1), os quais formam-se sob condições pedoambientais específicas, representadas por combinações de propriedades do solo como temperatura, umidade, teor de matéria orgânica e composição da solução (pH, Eh, concentração e tipo de íons, carbono orgânico dissolvido, concentração e estado de oxidação do ferro), as quais são resultado dos fatores que atuam na formação do solo (Schwertmann e Taylor, 1989; Inda Junior, 2002). Em adição, a utilização dos óxidos de ferro como indicadores pedoambientais e de processos pedogenéticos tem como vantagem a facilidade com que estes minerais são identificados, quantificados e caracterizados.

TABELA 1. Principais óxidos e oxihidróxidos de ferro encontrados no ambiente solo.

Fórmula	Mineral
α - Fe ₂ O ₃	Hematita
γ - Fe ₂ O ₃	Maghemita
α - FeOOH	Goethita
γ - FeOOH	Lepidocrocita
Fe ₃ O ₄	Magnetita
Fe ₅ HO ₈ . 4H ₂ O	Ferrihidrita
Fe ²⁺ , Fe ³⁺ (OH) ₂ CO ₅ (H ₂ O)	Green rust

Adaptado de Inda Junior, 2002

Uma propriedade morfológica notável dos solos que constitui um indicativo da presença ou ausência dos óxidos de ferro é a cor. A cor do solo varia conforme o tipo de óxido de ferro presente ou proporções entre eles, bem como conforme a forma de distribuição destes minerais no solo (homogênea, segregações), tendo importância destacada em vários sistemas de classificação de solos (Soil Survey Staff, 1998; Embrapa, 1999). Esta relação tem sido verificada pela variação da proporção dos minerais hematita e goethita (razão Hm/Hm+Gt) em nível regional (Kämpf e Schwertmann, 1983), ao longo de hidroseqüências de solos (Curi e Franzmeier, 1984; Santana, 1984) e climoseqüências (Kämpf e Schwertmann, 1983), bem como entre diferentes horizontes de um mesmo perfil de solo (Almeida et al., 2000). Já a ausência de óxidos de ferro no solo também constitui um indicativo de condições pedoambientais, normalmente representadas por processos intensos de redução no solo (Schwertmann e Taylor, 1989).

A diversidade pedoambiental condiciona não só a formação de diferentes tipos de óxidos de ferro, mas também variações mineralógicas dentro de um mesmo tipo mineral, as quais são indicativos de condições pedogenéticas específicas (assinatura pedogênica). Cristais de óxidos de ferro sintetizados ou formados em ambientes geológicos apresentam uma expressiva cristalinidade (ordenamento, tamanho e morfologia dos cristais), ao passo que cristais formados no ambiente pedogênico, devido à presença de inibidores da cristalização, são normalmente menos cristalinos (Schwertmann, 1988; Inda Junior, 2002).

Dentre os principais inibidores da cristalização dos óxidos de ferro destaca-se a matéria orgânica, cujos grupos funcionais bloqueiam o crescimento dos cristais devido à alta afinidade que possuem com sítios superficiais desses minerais (Schwertmann, 1966). Para cristais de goethita formados em diferentes pedoambientes, o aumento do conteúdo de matéria orgânica, associado ao aumento da taxa de liberação de ferro pelo intemperismo, determina uma diminuição da cristalinidade, evidenciada pelo alargamento das reflexões desse mineral em difratogramas de raios-X (Schwertmann, 1988). Da mesma forma que a matéria orgânica, ânions como o silício (SiO_3^{2-}) e o fósforo (PO_4^{3-}) também bloqueiam o crescimento cristalino

nos planos onde são preferencialmente adsorvidos (Schwertmann e Taylor, 1989).

Um índice freqüentemente empregado na estimativa da cristalinidade dos óxidos de ferro em solos é a razão entre o teor de ferro relativo aos óxidos de ferro de baixa cristalinidade (ex. ferrihidrita) e o teor de ferro relativo a totalidade dos óxidos de ferro pedogênicos (razão Fe_o/Fe_d), sendo seu aumento correspondente à diminuição da cristalinidade dos óxidos de ferro pedogênicos (Schwertmann e Kampf, 1983; Campbell e Schwertmann, 1984; Motta e Kämpf, 1992).

Por outro lado, a substituição isomórfica do ferro por outros cátions nos octaedros estruturais determina alterações nas dimensões da rede cristalina. Destaque neste sentido tem sido dado à substituição isomórfica do ferro pelo alumínio em cristais de hematita e goethita (Schwertmann et al., 1979; Schulze e Schwertmann, 1984), onde o aumento desta substituição está relacionado a pedoambientes altamente intemperizados, onde a alta atividade do alumínio é determinada pelo baixo pH ou menor concentração de silício passível de combinar com o alumínio na solução do solo (Fitzpatrick e Schwertmann, 1982; Schwertmann e Kämpf, 1985).

Nas últimas décadas, vários estudos têm relacionado os diferentes tipos e características de cada tipo dos óxidos de ferro com as condições do pedoambiente atual e pretérito (Torrent et al., 1980; Fitzpatrick e Schwertmann, 1982; Curi e Franzmeier, 1984; Schwertmann e Kämpf, 1985). Com base nestes estudos, Schwertmann e Taylor (1989) propuseram o paradigma atual da formação e ocorrência dos óxidos de ferro, o qual tem norteado as pesquisas com esse grupo mineral. Conforme este modelo, depois de formados, os óxidos de ferro podem persistir no solo por longos períodos de tempo, dado à alta estabilidade termodinâmica e baixa solubilidade. Entretanto, alterações nas condições pedoambientais em que foram formados podem determinar a instabilidade e dissolução dos mesmos, bem como a reprecipitação (neoformação) de novos tipos na busca de um novo equilíbrio (Kampf e Curi, 2000).

Esta dinâmica dos óxidos de ferro, determinada por processos de dissolução/neoformação, tem permitido a interpretação de mudanças pedoambientais ao longo da gênese dos solos. Exemplos disso são os estudos

de Fitzpatrick e Schwertmann (1982) e Kämpf (1988), que observaram diferentes graus de substituição por alumínio e cristalinidade entre goethitas presentes em segregações e nódulos de ferro e as goethitas presentes na matriz do solo. Da mesma forma, alguns estudos de difratometria de raios-X sugerem a coexistência de cristais com diferentes substituições por alumínio, como decorrência de alterações na atividade do alumínio durante a pedogênese (Motta e Kämpf, 1992; Muggler, 1998), fato constatado por In da Junior e Kämpf (2005). Utilizando dissoluções seletivas dos óxidos de ferro presentes em solos altamente intemperizados, In da Junior e Kämpf (2005) discriminaram cristais de goethita com diferentes características cristalográficas (diâmetro médio dos cristais e substituição por alumínio) coexistindo em populações heterogêneas de cristais.

De maneira geral, os solos de regiões tropicais e subtropicais caracterizam-se pelo avançado estágio de intemperização, onde os óxidos de ferro são predominantemente cristalinos, com destaque aos tipos hematita e goethita, ocorrendo somente baixas concentrações de óxidos de ferro de baixa cristalinidade (ferrihidrita), representados comumente por valores da razão Fe_o/Fe_d inferiores a 0,10 (Dick, 1986; Kämpf, 1988; In da Junior e Kämpf, 2005). A ocorrência destes, associada ao aporte de metodologias cada vez mais sensíveis para a caracterização mineralógica desses minerais e a existência de experimentos de longa duração conduzidos sob diferentes sistemas de preparo do solo, permite que a mineralogia do solo possa voltar seus estudos para ao entendimento da interferência antrópica em áreas cultivadas (Karathanasis e Wells, 1989; Azevedo, 1993; Kämpf e Curi, 2000).

2.3. Alterações pedoambientais por sistemas de manejo do solo e os óxidos de ferro

Uma interferência antrópica recente (a partir da década de 1970) tem sido a substituição progressiva do SPC pelo SPD em solos tropicais e subtropicais brasileiros. No SPD, a deposição de resíduos de culturas na superfície do solo e o seu não revolvimento diminuem a taxa de decomposição da matéria orgânica comparativamente ao SPC (Lovato, 2001). Em adição, ocorre aumento da umidade e do tempo de residência da água na camada superficial do solo, devido à redução da evapotranspiração, além da diminuição

da temperatura máxima do solo (Bragagnolo e Mielniczuk, 1990; Salton e Mielniczuk, 1995; Costa et al., 2003).

Experimentos de longa duração demonstram que o SPD promoveu aumentos no conteúdo de matéria orgânica na camada mais superficial do solo (Bayer, 1996; Lovato, 2001; Bayer et al., 2004; Salton, 2006). Estes aumentos de matéria orgânica estão relacionados com: (i) o tipo de solo, onde aqueles de textura argilosa associada a minerais de carga variável determinam taxas de decomposição mais lentas comparativamente aquelas verificadas em solos arenosos e menos intemperizados (Bayer, 1996), provavelmente, devido a maior capacidade de proteção física da matéria orgânica nos primeiros; (ii) o sistema e manejo das culturas, os quais determinam a quantidade e a qualidade do resíduo vegetal adicionado ao solo (Lovato, 2001; Pillon, 2000; Bayer et al., 2000); e (iii) as condições ambientais onde os solos estão inseridos (Van Wambeke, 1992).

Estas alterações verificadas na camada superficial de solos tropicais e subtropicais submetidos ao SPD podem afetar a dinâmica dos óxidos de ferro pedogênicos (Kämpf e Curi, 2000). Isto se deve ao fato de que aumentos no conteúdo de matéria orgânica, umidade e atividade microbológica favorecem as principais reações dissolutivas dos óxidos de ferro no ambiente pedogênico, a redução e a complexação (Schwertmann, 1991). A dissolução redutiva ocorre em pedoambientes saturados com água (ausência de O_2) a partir da transferência enzimática de elétrons pelos microrganismos (principalmente bactérias anaeróbicas) para o Fe^{3+} na superfície dos óxidos de ferro. A redução do Fe^{3+} para Fe^{2+} gera uma desestabilização estrutural e, conseqüentemente, o deslocamento do Fe^{2+} para a solução do solo. Por sua vez, a complexação envolve a adsorção de ligantes orgânicos na superfície dos óxidos de ferro, os quais podem tanto inibir como favorecer a dissolução do mineral. No processo de dissolução complexativa, os complexos formados são efetivos quanto ao enfraquecimento das ligações $Fe^{3+}-O$, determinando o deslocamento do complexo metal-orgânico para a solução do solo.

O novo pedoambiente estabelecido pela mudança no sistema de preparo do solo, podendo apresentar microsítios redutores e maior concentração de ligantes orgânicos, pode ter efeito sobre a mineralogia dos óxidos de ferro (Kämpf e Curi, 2000). Schwertmann e Kämpf (1983) verificaram

que processos dissolutivos de óxidos de ferro cristalinos como a hematita e a goethita, determinados pelo transporte de sedimentos de locais oxidantes para locais redutores ou por mudanças pedoambientais, causam um rejuvenescimento dos óxidos de ferro. Como consequência e indicativo do novo ambiente, novos óxidos de ferro de natureza variada e menor cristalinidade, refletida por aumentos da razão Feo/Fed, são formados no mesmo local ou redistribuídos no interior do solo ou na paisagem.

Embora ainda não avaliado, o rejuvenescimento dos óxidos de ferro ou a depleção destes por processos de dissolução/neoformação na camada superficial de solos sob SPD, podem causar modificações no comportamento de solos tropicais e subtropicais, principalmente daqueles que possuem elevados conteúdos de óxidos de ferro, devido à importância fundamental destes minerais nas propriedades físicas (Oades e Waters, 1991; Pinheiro-Dick e Schwertmann, 1996; Duiker et al., 2003) e químicas (Mesquita Filho e Torrent, 1993; Fontes e Weed, 1996) desses solos.

Tal importância decorre da expressiva participação destes minerais na área superficial específica (ASE) do solo. Em Latossolos do Brasil, onde predominam óxidos de ferro cristalinos (representados por baixos valores da razão Feo/Fed), os valores de ASE relativos aos cristais de goethita (45 a 170 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$) são freqüentemente superiores aos da hematita (25 a 75 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$) (Schwertmann e Kämpf, 1985; Fontes e Weed, 1996; Inda Junior e Kämpf, 2005). Já a ferrihidrita, presente em concentrações muito baixas, apresenta valores de ASE que variam entre 150 e 600 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$, dada a baixa cristalinidade de seus cristais (Schwertmann, 1988).

Este parâmetro dos óxidos de ferro tem estreita relação com a adsorção de ânions, principalmente o fosfato. Esta reação envolve a formação de complexos bidentados, através de troca de ligantes, onde um íon PO_4^{3-} desloca um par de OH^- da superfície do óxido de ferro (Novais e Smyth, 1999). Não obstante o tipo de óxido de ferro presente no solo, tem-se constatado que a expressiva amplitude da capacidade de adsorção de fósforo tem maior relação com a ASE desses minerais (Peña e Torrent, 1984; Torrent et al., 1990; Fontes e Weed, 1996).

Neste sentido, mudanças pedoambientais na camada superficial de solos, determinadas pela substituição do sistema de preparo do solo, podem

causar alterações na mineralogia dos óxidos de ferro, bem como no comportamento químico e físico dos mesmos.

3. HIPÓTESES

Neste contexto, foram elaboradas as seguintes hipóteses para este estudo:

O SPD altera a dinâmica da matéria orgânica do solo, bem como dos óxidos de ferro pedogênicos por reações dissolutivas de redução e complexação, comparativamente ao SPC. As alterações na dinâmica dos óxidos de ferro sob SPD alteram a adsorção de fósforo na fração argila do solo.

4. OBJETIVOS

Para verificar as hipóteses do estudo delineou-se os seguintes objetivos:

Geral:

Caracterizar o teor e a distribuição da matéria orgânica e dos óxidos de ferro na camada superficial de solos sob SPD em experimentos de longa duração e a relação desta com a adsorção de fósforo no solo, comparativamente ao SPC.

Específicos:

- identificar os óxidos de ferro presentes nos solos;
- quantificar o teor e a distribuição do carbono orgânico total e das frações matéria orgânica do solo na camada superficial dos solos sob SPD e SPC;
- quantificar o teor de óxidos de ferro pedogênicos e de óxidos de ferro de baixa cristalinidade ao longo da camada superficial de solos sob SPD e SPC;
- determinar a capacidade máxima de adsorção de fósforo na fração argila ao longo da camada superficial dos solos sob SPD e SPC.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. Solos

Este estudo foi baseado em amostras de solo coletadas em dois Latossolos Vermelhos Distroféricos típicos (Embrapa, 1999) formados em ambientes distintos (Figura 1). O primeiro, denominado como Latossolo do ambiente Dourados (LAD), localiza-se na Estação Experimental da Embrapa Agropecuária Oeste, no município de Dourados, estado de Mato Grosso do Sul. O segundo, denominado de Latossolo do ambiente Santo Ângelo (LAS), localiza-se no Centro de Atividades Agrícolas e Florestais da Cooperativa Tríticola de Santo Ângelo (COTRISA), no município de Santo Ângelo, estado do Rio Grande do Sul.



FIGURA 1. Localização dos municípios de Dourados - MS (1) e Santo Ângelo – RS (2), onde foram amostrados, respectivamente, os solos LAD e LAS.

De acordo com a classificação de Köppen, as condições climáticas normais na região de ocorrência do LAD enquadram-se no tipo climático Cwa. A temperatura média anual é de 22,2 °C, a média do mês mais quente é de 25,3 °C e do mês mais frio, de 17,6 °C. A precipitação média anual é de 1409 mm, com as médias mensais variando entre 38,1 e 176,5 mm, e a evapotranspiração média anual é de 1355 mm (Amaral et al., 2000) (Figura 2 a). Na região do LAS, o tipo climático é o Cfa, a temperatura média anual é de 19,6 °C, a média do mês mais quente é de 25 °C e do mês mais frio, de 14 °C. A precipitação média anual é de 1713 mm, com as médias mensais variando entre 120 e 189 mm, e a evapotranspiração média anual é de 1312,3 mm (IPAGRO, 1989) (Figura 2 b).

A geologia em ambos os ambientes é constituída por rochas ígneas extrusivas básicas que cobriram a Bacia Sedimentar do Paraná (Cretáceo Inferior), sendo denominada como Formação Serra Geral, a qual domina a porção centro-meridional do Mato Grosso do Sul e estende-se pelos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. O material de origem dos solos estudados é formado por produtos da alteração do basalto subjacente aos mesmos. O LAD ocorre em áreas com predomínio de relevo plano com declives de até 3 %, circundadas por encostas muito suaves, com pendentes de centenas a milhares de metros e declives quase sempre variáveis de 3 a 5 % (Amaral et al., 2000). O LAS situa-se em relevo ondulado a suave ondulado, formado por elevações com centenas de metros de comprimento e declives que variam de 3 a 10 % (BRASIL, 1973).

5.2. Locais de amostragem e coleta de amostras

As amostras de solo foram coletadas em experimentos de longa duração (18 anos no LAD e 26 anos no LAS) em áreas sob SPD e SPC, cultivados na sucessão de culturas trigo/soja, calcareadas. Anteriormente à instalação dos experimentos, em ambas as áreas, o solo havia sido cultivado em SPC com sucessão de culturas trigo/soja por mais de 10 anos.

Em cada solo, foram abertas trincheiras, nas quais coletou-se camadas de 1 cm até os 10 cm de profundidade e camadas de 2,5 cm de 10 a 20 cm de profundidade, totalizando 14 amostras em cada sistema de manejo. Cada amostra com aproximadamente 1 kg, foi obtida de uma amostra

composta formada a partir da mistura das repetições experimentais (3 no LAD e 2 no LAS) em cada local.

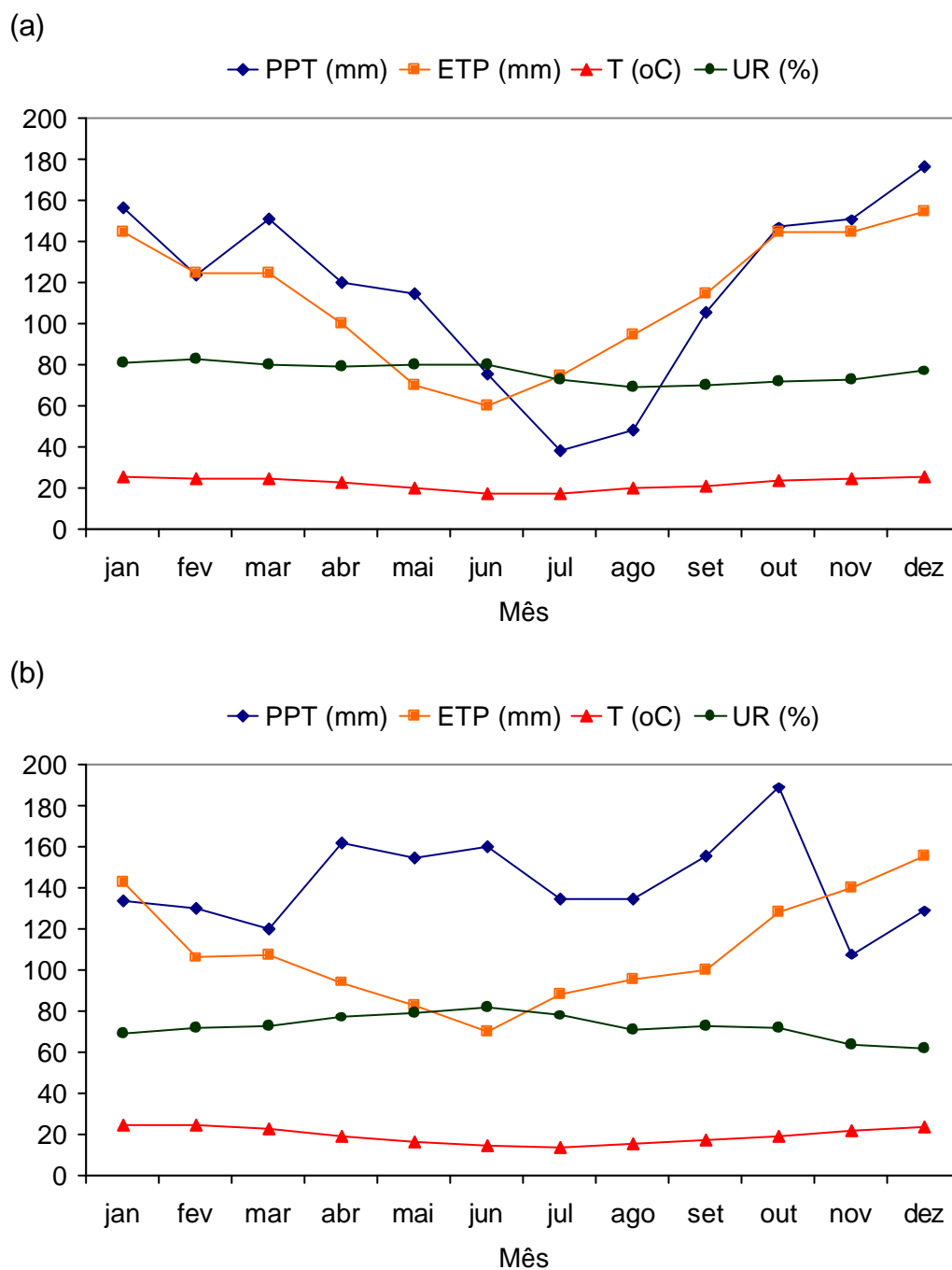


FIGURA 2. Condições climáticas normais na região de ocorrência do LAD (a) e do LAS (b). Fontes: (a) Amaral et al., 2000 (b) IPAGRO, 1989.

5.3. Preparação das amostras de solo

As amostras foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneiras com malha de 2mm para obtenção da fração terra fina seca ao ar (TFSA).

A fração argila do solo ($\varnothing < 0,002$ mm) foi separada das demais a partir da dispersão das partículas por ultra-som, e coletada por sedimentação. A dispersão por ultra-som é um método físico de dispersão do solo, onde a energia elétrica de alta frequência é convertida em vibrações mecânicas que são transmitidas diretamente para a amostra e são intensificadas pela sonda em contato com a mesma. Neste processo ocorre a formação de bolhas microscópicas (cavitação), que implodem contra os agregados de solo, liberando energia e promovendo a dispersão da amostra. A utilização desta metodologia para dispersar as amostras, em detrimento ao uso de dispersantes químicos (por ex. solução de NaOH), objetivou evitar possíveis danos na superfície dos minerais óxidos de ferro.

A energia de dispersão adequada para cada solo foi determinada no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do Departamento de Solos, utilizando-se níveis crescentes de energia (curvas de calibração), em suspensões de 20 g de TFSA e 80 mL de água destilada. A completa dispersão das partículas em cada solo foi verificada através da estabilização do teor de argila na curva de dispersão (ponto de inflexão da curva) (Apêndice 1). A energia de dispersão para cada solo foi obtida da equação $y = a (1 - e^{-bx})$, definida como sendo a energia necessária para dispersar 99 % do teor de argila indicado pelo parâmetro a da equação que descreveu as curvas de dispersão. Desta forma foram utilizadas energias de 410 J mL^{-1} para o LAD e 415 J mL^{-1} para o LAS, para extrair, respectivamente, 596 e 711 g kg^{-1} de solo.

O ultra-som utilizado foi um Vibracel, marca SONICS, modelo VC 750, com uma sonda de 136 mm de comprimento e 13 mm de diâmetro.

Após definidas as energias de dispersão para cada solo, as amostras foram dispersas, sendo a fração areia coletada por peneiramento úmido (malha 0,053 mm) e a fração argila coletada por sifonamento em provetas de 1 L após a sedimentação da fração silte, conforme a Lei de Stokes. A fração argila em suspensão foi floculada com HCl 1 mol L^{-1} , lavada com

solução etanol/água na proporção 1:1, seca em estufa a 60 °C, destorroada e acondicionada em frascos de vidro.

5.4. Quantificação dos óxidos de ferro na fração argila

As dissoluções seletivas dos óxidos de ferro foram realizadas no Laboratório de Química do Departamento de Solos. O ferro relativo aos óxidos de ferro pedogênicos (Fe_d) foi extraído com ditionito-citrato-bicarbonato de sódio a 80 °C, em duas extrações sucessivas (Mehra e Jackson, 1960; Inda Junior e Kämpf, 2003). Nesta extração, são utilizados três sais: ditionito de sódio ($Na_2S_2O_4$), utilizado para dissolver os óxidos de ferro pela redução do Fe^{3+} a Fe^{2+} ; citrato de sódio ($Na_3C_6H_5O_7 \cdot 2H_2O$), que atua complexando os íons Fe^{2+} na solução extratora; e bicarbonato de sódio ($NaHCO_3$), utilizado para tamponar a reação em pH próximo a 7. Em cada extração de 15 minutos, adicionou-se 1 g de ditionito de sódio, parcelado em três alíquotas ($\cong 0,33$ g), a 0,2 g de argila contida em 40 mL de solução citrato de sódio 0,3 mol L⁻¹ ($Na_3C_6H_5O_7 \cdot 2H_2O$) : bicarbonato de sódio 1 mol L⁻¹ ($NaHCO_3$), na razão 8:1, em tubo de centrifuga com 50 mL de volume. Após a adição de cada alíquota de ditionito de sódio, a suspensão foi agitada manualmente com uma espátula por 1 minuto. A temperatura de extração foi mantida a 80 °C em banho-maria. Ao fim de cada etapa de extração, a suspensão foi centrifugada a 3000 rpm por 10 minutos, o extrato foi completado a 50 mL e armazenado em frascos plásticos.

O ferro referente aos óxidos de ferro de baixa cristalinidade (Fe_o) foi extraído com solução de oxalato de amônio ($(NH_4)_2C_2O_4 \cdot H_2O$) 0,2 mol L⁻¹ a pH 3, no escuro (Schwertmann, 1964). Em uma única extração, 0,2 g de argila e 40 mL de solução de oxalato de amônio foram adicionadas em tubo plástico de 50 mL de volume, recoberto com papel alumínio para evitar a incidência direta de luz na solução e fechado com tampas. As suspensões foram agitadas por 2 horas em agitador horizontal e, ao final, centrifugadas a 2000 rpm por 5 min. O sobrenadante coletado foi completado a 50 mL em balão volumétrico.

Os teores de ferro solubilizados pelos dois extratores foram determinados por espectroscopia de absorção atômica (EAA). O resíduo mineral remanescente da extração com DCB (argila desferrificada) foi armazenado para análise mineralógica por difratometria de raios-X (DRX).

5.5. Concentração dos óxidos de ferro da fração argila

A concentração dos minerais óxidos de ferro foi realizada através do tratamento da fração argila (amostra composta, 0 a 20 cm) com solução de NaOH 5 mol L⁻¹ (Kämpf e Schwertmann, 1982). Em beaker de teflon foram adicionados 3 g de argila e 300 mL de solução NaOH 5 M. Após fervura por uma hora em chapa de aquecimento, as suspensões foram decantadas, sendo o sobrenadante descartado e as amostras lavadas (duas vezes com HCl 0,5 mol L⁻¹ e duas com etanol), secadas e armazenadas para análise mineralógica por DRX.

5.6. Difratometria de raios-X (DRX)

A identificação dos minerais constituintes da fração argila dos solos (amostra composta de 0 a 20 cm) foi realizada no Laboratório de Raios-X do Departamento de Solos por difratometria de raios-X em Difratomômetro da marca Philips, com radiação de FeK e filtro de Fe, em voltagem de 30 kV e corrente de 30 mA. Os difratogramas de raios-X foram obtidos em lâminas não orientadas da fração argila desferrificada (intervalo de 4 a 50 °2θ) e da fração ferro concentrada (intervalo de 25 a 60 °2θ).

5.7. Carbono orgânico total e fracionamento químico da matéria orgânica

A determinação do carbono orgânico total (COT) do solo foi realizada em amostras de 0,3 g de TFSA, após moagem em gral de ágata ($\varnothing < 0,1$ mm), por combustão seca em analisador de carbono SHIMADZU 500 (TOC), onde o CO₂ gerado é quantificado em detector de infravermelho.

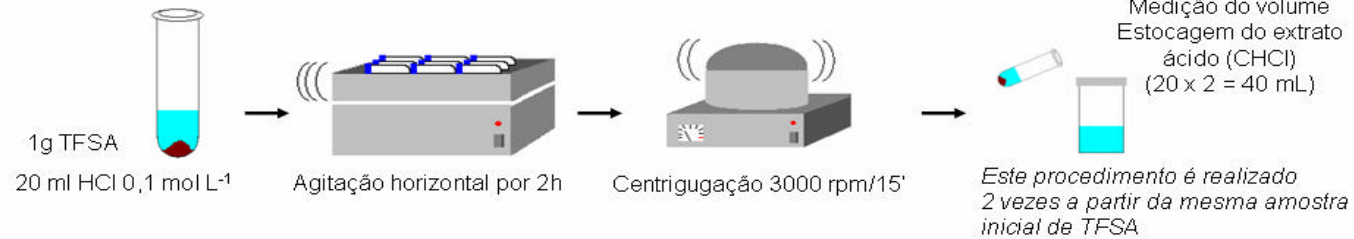
O fracionamento químico da matéria orgânica do solo foi realizado em amostras de oito profundidades distribuídas na camada de 0 a 20 cm (0-1, 2-3, 4-5, 6-7, 8-9, 10-12,5, 15-17,5 e 17,5 a 20 cm), segundo metodologia descrita por Dick et al. (1998), adaptada de Swift (1996) (Figura 3). A extração das diferentes frações da matéria orgânica foi dividida em três etapas: a primeira etapa extraiu o carbono relativo aos compostos orgânicos de baixo peso molecular (CHCl), a segunda etapa extraiu o carbono relativo às substâncias húmicas (CSH) e a terceira etapa consistiu da separação das substâncias húmicas em ácidos húmicos (CAH) e fúlvicos (CAF). A fração

humina, que é aquela insolúvel aos procedimentos anteriores (fração residual de carbono - CR) foi obtida pela diferença entre o COT e as demais frações extraídas (CHCl e CSH). Da mesma maneira, o teor de CAH foi obtido por diferença entre CSH e CAF.

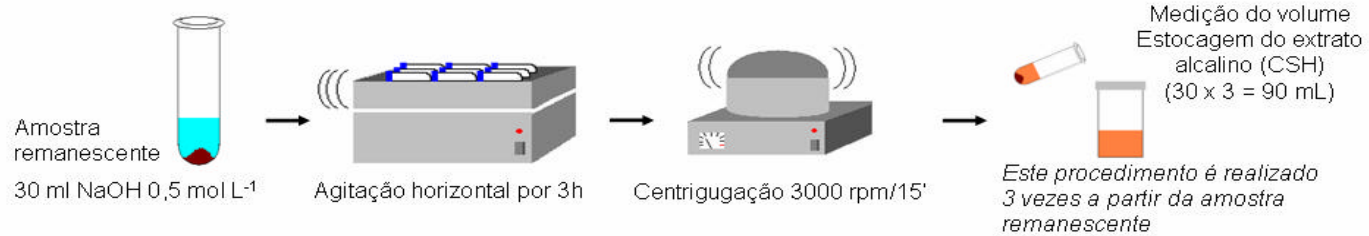
Em tubos plásticos de centrífuga adicionou-se 1 g de TFSA e 20 mL de solução HCl 0,1 mol L⁻¹. As suspensões foram agitadas em agitador horizontal por 2 horas e centrifugadas a 3000 rpm por 5 minutos. O sobrenadante (contendo CHCl) foi acondicionado em frascos plásticos de 100 mL. Esta primeira etapa foi repetida e o sobrenadante misturado ao da primeira extração. Na segunda etapa, nos tubos contendo os resíduos das extrações anteriores, adicionou-se 30 mL de solução NaOH 0,5 mol L⁻¹, agitou-se em agitador horizontal por 3 horas e centrifugou-se a 3000 rpm durante 5 minutos. Esta segunda etapa foi realizada três vezes (até tornar o sobrenadante límpido), extraindo-se 90 mL de solução contendo CSH. Antes de passar para a terceira etapa, retirou-se uma alíquota de 10 mL da solução de CSH para análise desta fração e acondicionou-se em frascos plásticos de 30 mL. O restante da solução CSH (80 mL) foi acondicionado em beakers de 250 mL e utilizado na terceira etapa (separação das substâncias húmicas em ácidos húmicos e fúlvicos). O pH das amostras após o tratamento de extração do CSH encontrava-se em torno de 12, e foi reduzido para pH 2 pela acidificação das amostras com HCl 0,4 mol L⁻¹ e HCl 0,1 mol L⁻¹. Em seguida, as amostras acidificadas permaneceram em repouso por 12 horas. Neste período, os ácidos húmicos precipitaram na forma de um gel de coloração marrom e os ácidos fúlvicos permaneceram em solução de coloração amarela dourada. O CAF foi separado por centrifugação a 3000 rpm durante 5 minutos e acondicionado em frascos plásticos de 100 mL.

Os teores de CHCl, CSH e CAF foram determinados em colorímetro VARIAN 634 no espectro visível a 580 nm após 4 horas de reação a 60 °C em solução ácida de dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇ em H₂SO₄ 5,0 mol.L⁻¹) (1 mL:1 mL) (Tinsley, 1950). A curva padrão foi construída em glicose de 0 a 200 mg L⁻¹.

1ª Etapa: Extração de Compostos Orgânicos de Baixo Peso Molecular (CHCI)



2ª Etapa: Extração das Substâncias Húmicas CSH



3ª Etapa: Separação de Ácidos Húmicos e Fúlvicos (CAH e CAF)



FIGURA 3. Fluxograma do fracionamento químico da matéria orgânica do solo.

5.8. Isotermas de Adsorção de Fósforo

As isotermas de adsorção de fósforo foram realizadas na fração argila do solo, das mesmas camadas que se realizou o fracionamento químico da matéria orgânica, segundo metodologia descrita por Fontes e Weed (1996). As isotermas foram construídas a partir de soluções de fosfato de potássio (KH_2PO_4) em seis concentrações (0, 10, 20, 40, 80 e 160 mg P L⁻¹) em KCl 0,02 mol L⁻¹ com duas repetições por ponto. Em tubos plásticos de centrífuga de 50 mL adicionou-se 0,1 g de argila e 10 mL de solução de fósforo (6 soluções diferentes por amostra), mantendo a proporção 1:100. As suspensões foram agitadas em agitador horizontal por 2 horas e em seguida centrifugadas a 3000 rpm durante 5 minutos. Os sobrenadantes foram analisados para o teor de fósforo conforme Murphy e Riley (1962). Nesta etapa, uma alíquota de 5 mL do sobrenadante centrifugado foi colocada em copo plástico transparente e adicionou-se 1 mL de solução reagente (ácido sulfúrico, molibdato de amônio, ácido ascórbico e antimonil tartarato de potássio) (Tedesco et al., 1995). Após um período de reação de 30 minutos, os extratos foram analisados em colorímetro VARIAN 634 no espectro visível a 882 nm, e a adsorção de fósforo foi calculada pela diferença entre a concentração inicial e final de fósforo em solução. A capacidade máxima de adsorção de fósforo (C_{MAP} ou P_{max}) foi calculada aplicando-se aos dados a equação de Langmuir, onde o parâmetro "K" representou a energia de ligação e o "b" a capacidade máxima de adsorção.

5.9. Análise estatística

A verificação estatística de relações entre os teores de ferro com a profundidade do solo, teores de carbono orgânico total, carbono orgânico nas diferentes frações da matéria orgânica do solo e capacidade máxima de adsorção de fósforo, foi realizada através de análises de regressão simples com auxílio do programa Microsoft Excel 2000.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. Difratometria de raios-X (DRX)

A DRX indicou que a mineralogia da fração argila é semelhante nos dois solos. Nos difratogramas da fração argila desferrificada, as reflexões identificaram a caulinita como argilomineral predominante (Figura 4 a), com a presença de reflexões pouco intensas de quartzo no LAS. Na fração ferro concentrada, as reflexões mostraram que o óxido de ferro predominante foi a hematita, associada a menores proporções de maghemita (Figura 4 b). Considerando que a hematita ocorre sempre associada a goethita em ambiente pedogênico, a não identificação de goethita nos difratogramas dos solos em estudo, foi devida possivelmente à baixa concentração desse mineral nas amostras.

6.2. Teores de ferro na fração argila

Os teores médios de ferro relativo à totalidade dos óxidos de ferro pedogênicos (Fed) na fração argila da CSS em ambos ambientes foram semelhantes. O LAD sob SPD apresentou um teor médio de ferro de 123 g kg^{-1} , aproximadamente 10 % superior aos teores obtidos no mesmo solo sob SPC ($112,3 \text{ g kg}^{-1}$) e no LAS sob SPD ($112,2 \text{ g kg}^{-1}$) e SPC ($110,2 \text{ g kg}^{-1}$) (Figura 5 a). Os teores médios de ferro relativo aos óxidos de ferro de baixa cristalinidade (Feo) foram de 8,4 e $6,9 \text{ g kg}^{-1}$, respectivamente, para a CSS sob SPD e SPC do LAD; e 4,6 e $5,2 \text{ g kg}^{-1}$, para a CSS sob SPD e SPC do LAS, respectivamente (Figura 5 b).

Na média, os valores da razão Feo/Fed ($< 0,07$) indicaram a predominância de óxidos de ferro cristalinos (hematita e maghemita) (Figura 5 c) com baixos conteúdos de ferrihidrita, conforme mostraram as análises de DRX desses solos e estudos com óxidos de ferro em Latossolos de diversas

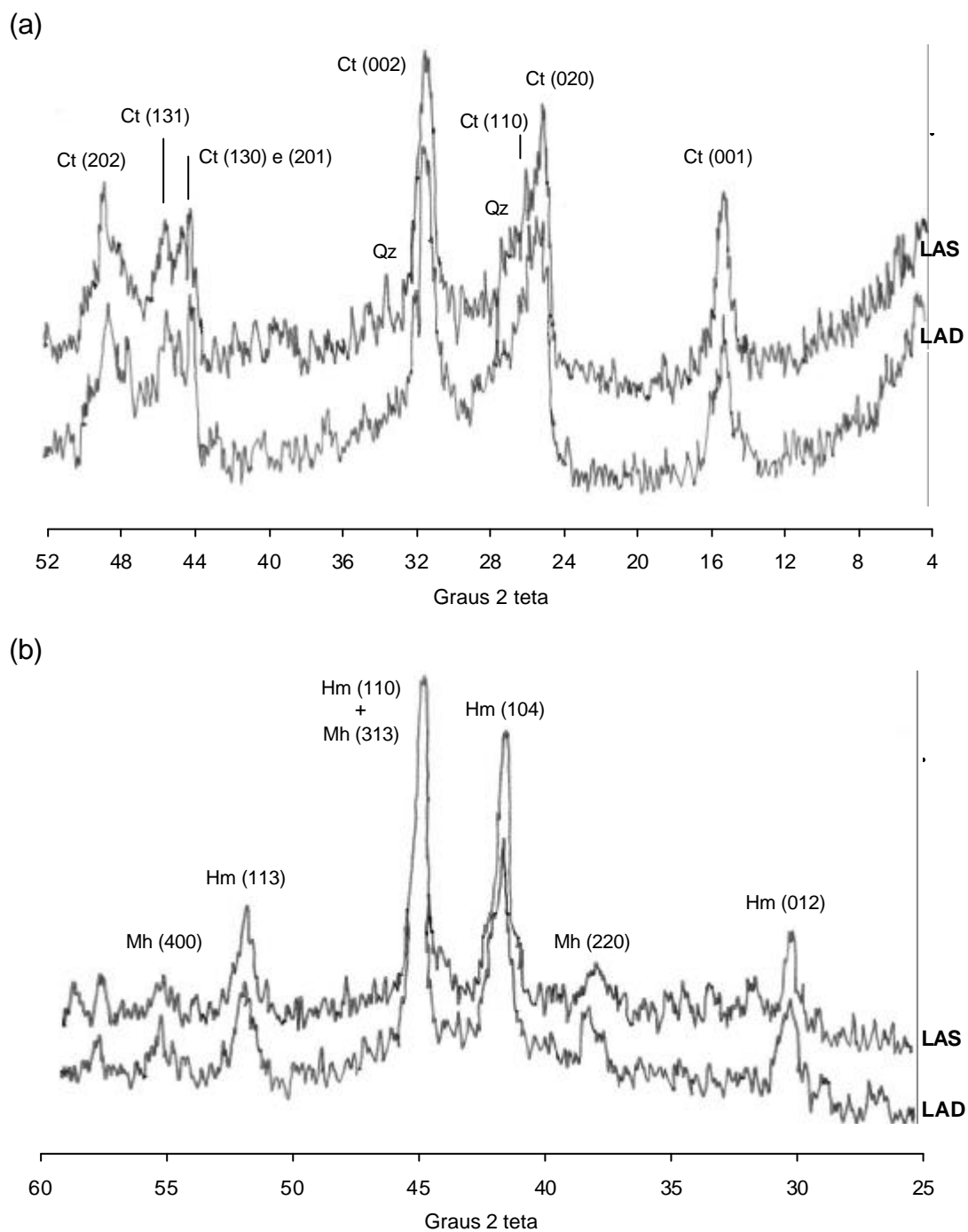


FIGURA 4. Difratoqramas de raios-X da fração argila desferrificada (a) e da fração ferro concentrada (b) da CSS no LAD e LAS.
 Ct – caulinita, Qz – quartzo, Hm – hematita, Mh – maghemita.

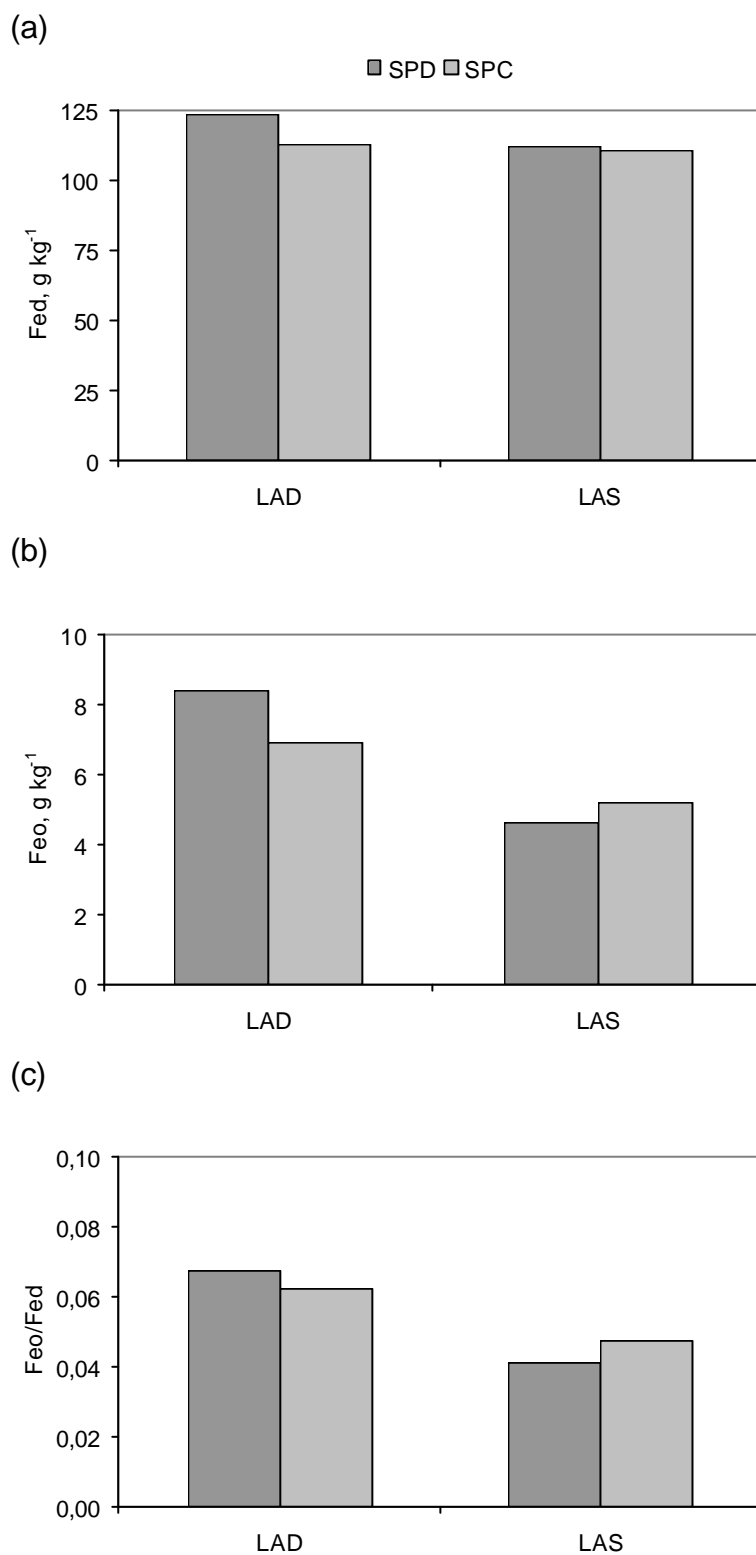


Figura 5. Teores médios de Fe_d (a), Fe_o (b) e da razão Fe_o/Fe_d (c) na fração argila da camada superficial dos solos LAD e LAS sob os dois sistemas de manejo (SPD e SPC).

regiões do Brasil (Dick, 1986; Inda Junior e Kämpf, 2005). O sistema de manejo não afetou a proporção de ferro relativa a cristais de baixa cristalinidade (ferrihidrita) nos diferentes ambientes. Entretanto, no LAD a proporção de ferro nestas formas (razões 0,067 para o SPD e 0,062 para o SPC) foi superior a obtida no LAS (razões 0,041 para o SPD e 0,047 para o SPC).

Os teores de Fed e Feo nas 14 profundidades da CSS sob os dois sistemas de manejo (SPC e SPD) serão apresentados por ambiente (LAD e LAS).

No LAD sob SPC, os teores de Fed, Feo e a razão Feo/Fed não mostraram relação significativa com a profundidade da CSS (Figura 6 a, b, c), devido à intensa mobilização do solo realizada durante o preparo do mesmo neste sistema de manejo.

No LAD sob SPD, os teores de Fed e Feo aumentaram significativamente com o aumento da profundidade na CSS (Figura 6 a, b). Conforme a equação de regressão, o incremento dos teores destas formas de ferro, entre a porção superior (0 - 1 cm) e a porção inferior (17,5 - 20 cm) da CSS, foi de 18 % para o Fed (de 114 para 134 g kg⁻¹) e 48 % para o Feo (de 6,9 para 10,2 g kg⁻¹). O incremento de ferro proporcionalmente maior em formas de baixa cristalinidade ficou evidenciado pelo aumento, também significativo, da razão Feo/Fed com o aumento da profundidade (de 0,057 para 0,081) (Figura 6 c).

No LAS, ao contrário do verificado no LAD sob SPD, os teores de Fed e Feo, bem como os valores da razão Feo/Fed, não apresentaram relações significativas com o aumento da profundidade na CSS em ambos os sistemas de manejo, conforme pode ser verificado pela relativa uniformidade dos valores no perfil dessa camada (Figura 7 a, b, c).

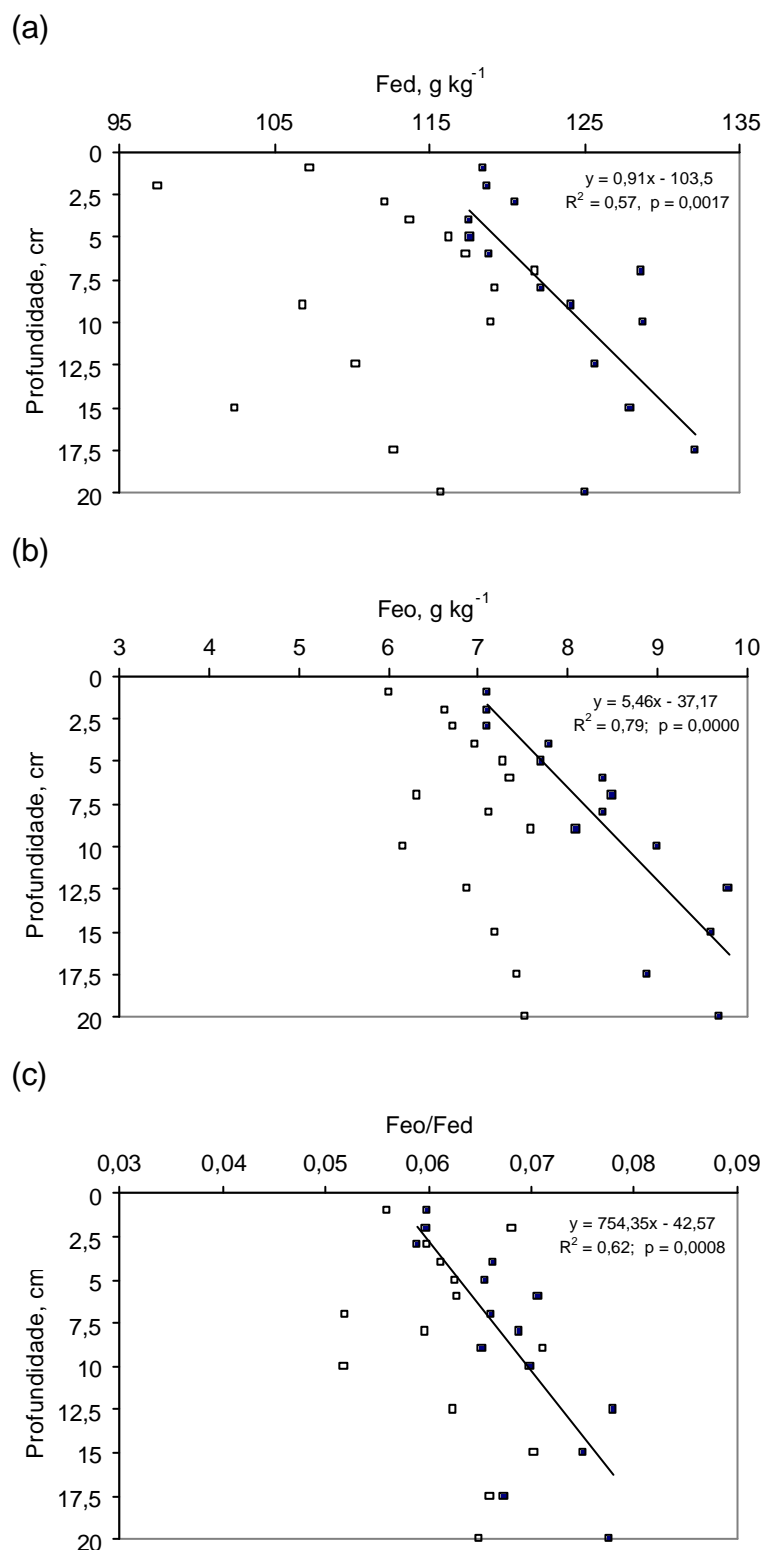


FIGURA 6. Teores de Fed (a), Feo (b) e a razão Feo/Fed (c) na fração argila ao longo da camada superficial do solo LAD sob SPC (?) e SPD (□).

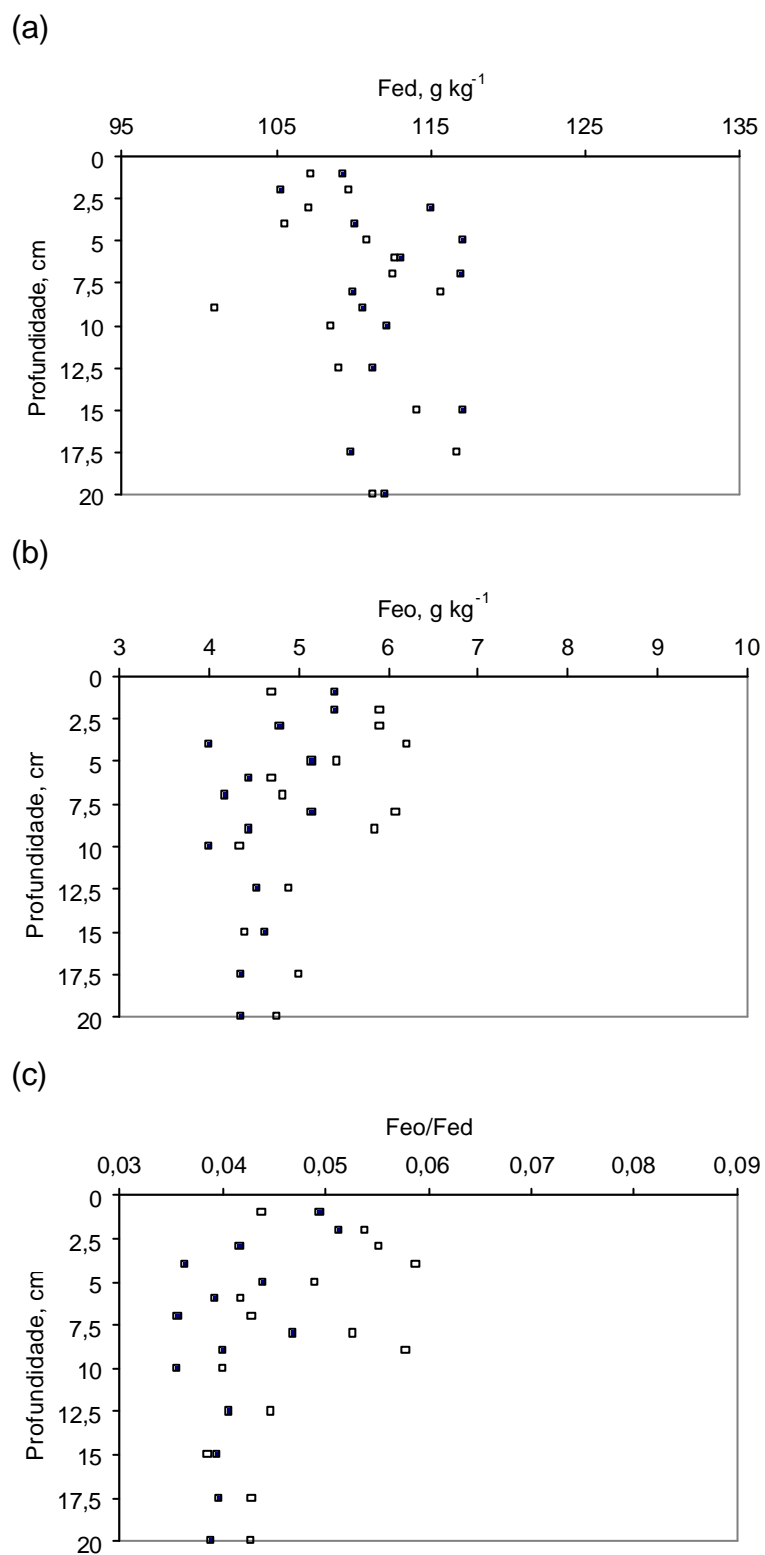


FIGURA 7. Teores de Fed (a), Feo (b) e a razão Feo/Fed (c) na fração argila ao longo da camada superficial do solo LAS sob SPC (?) e SPD (!).

6.3. Carbono orgânico total (COT)

Os teores de COT foram maiores na CSS do LAS em comparação ao LAD nos dois sistemas de manejo (Figura 8). No LAS a menor temperatura média anual determinada por uma estação fria bem definida (Figura 2), certamente favorece uma atividade microbiológica menos intensa, conseqüentemente uma taxa mais lenta de decomposição da MOS. Nos dois solos, os teores de COT decaíram em profundidade independentemente do sistema de manejo utilizado. No LAD, os teores de COT ao longo da CSS não diferiram entre os sistemas de manejo, com teores médios de 18,0 e 17,7 g kg⁻¹, respectivamente, para o SPC e SPD. Esta similaridade entre os teores de COT, determinados pelos dois sistemas de manejo, tem sido verificada em outros experimentos de longa duração em solos da região do cerrado brasileiro (Freitas et al., 2000; Roscoe e Buurman, 2003), sendo atribuída ao elevado teor de argila e à mineralogia caulínica/oxídica destes, bem como a dificuldade no estabelecimento de culturas para cobertura do solo durante o período mais seco (maio a setembro) (Lamas e Staut, 2005).

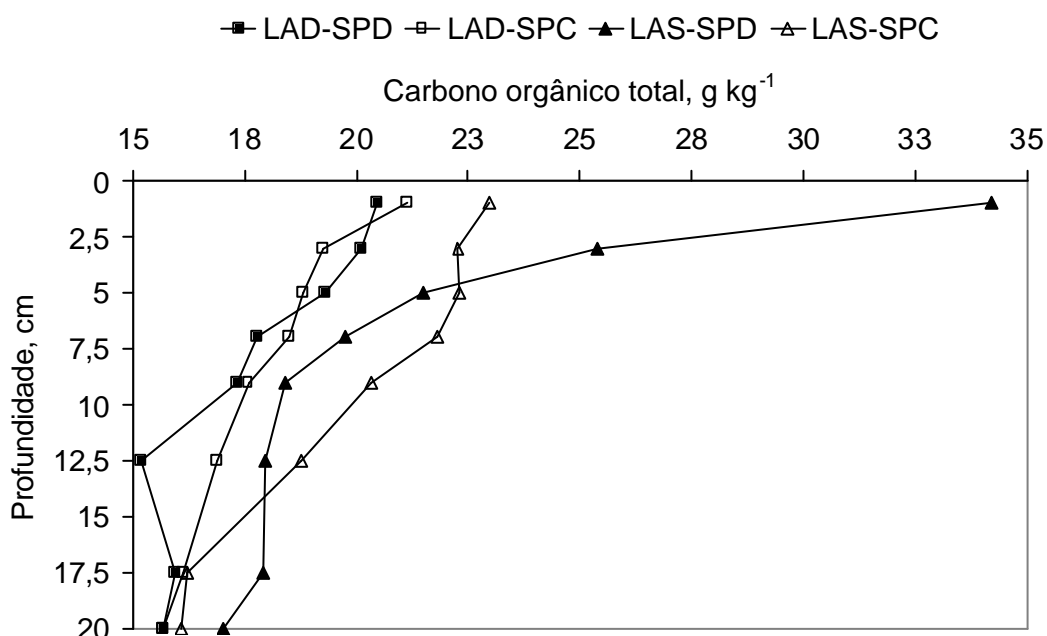


FIGURA 8. Teores de carbono orgânico total na fração terra fina seca ao ar ao longo da CSS dos solos LAD e LAS sob os dois sistemas de manejo (SPD e SPC).

No LAS, os teores de COT diferiram ao longo da CSS conforme o sistema de manejo utilizado, embora os teores médios nas CSS tenham sido semelhantes (20,1 e 21,5 g kg⁻¹, respectivamente, para o SPC e SPD). A CSS sob SPD apresentou teores superiores de COT até a profundidade de 2,5 cm, comparativamente ao SPC. Nesta camada, o aporte de MO é maior do que a capacidade dos microrganismos em metabolizá-la, justificando a diferença com relação ao COT em profundidades maiores (Perez et al, 2004). Entre 5 e 12,5 cm, os teores de COT foram maiores na CSS sob SPC, devido à incorporação dos resíduos culturais, da superfície para o interior da CSS, que ocorre neste sistema de manejo. A partir dessa profundidade os teores foram semelhantes nos dois sistemas de manejo do solo.

6.4. Frações químicas da matéria orgânica do solo (MOS)

Os teores de carbono orgânico (CO) contido nas diferentes frações da MOS e as razões (proporções) destes com o teor de COT de oito profundidades da CSS sob os dois sistemas de manejo (SPC e SPD) são mostrados, respectivamente, nas figuras 9 e 10, para o LAD, e figuras 11 e 12, para o LAS. A descrição dos resultados foi realizada sempre da primeira profundidade (0 – 1 cm) para a última profundidade (17,5 – 20 cm) da CSS.

No LAD o fracionamento químico da MOS mostrou uma predominância de CO na fração humina (CR) independente do sistema de manejo utilizado (Figura 9 a, b). Os teores de CR tenderam a diminuir com a profundidade da CSS do solo. Em solos tropicais intensamente intemperizados é comum verificar-se maiores teores de CR em comparação com as demais frações da MOS (CHCl, CAF, CAH) (Marchiori Junior e Melo, 2000; Cunha et al., 2001; Canellas et al., 2003; Souza e Mello, 2003; Dick et al., 2005). Esta predominância da fração humina está relacionada à composição mineralógica caulínica/oxídica desses solos, bem como a reações de desidratação do solo no período mais seco que favorecem as interações organo-minerais, aumentando a proteção dos grupos funcionais de fácil decomposição da fração humina (Dick et al., 2005).

O SPD aumentou o teor médio de CR (11,0 g kg⁻¹) em relação aquele verificado sob SPC (8,5 g kg⁻¹), ao mesmo tempo em que diminuiu o

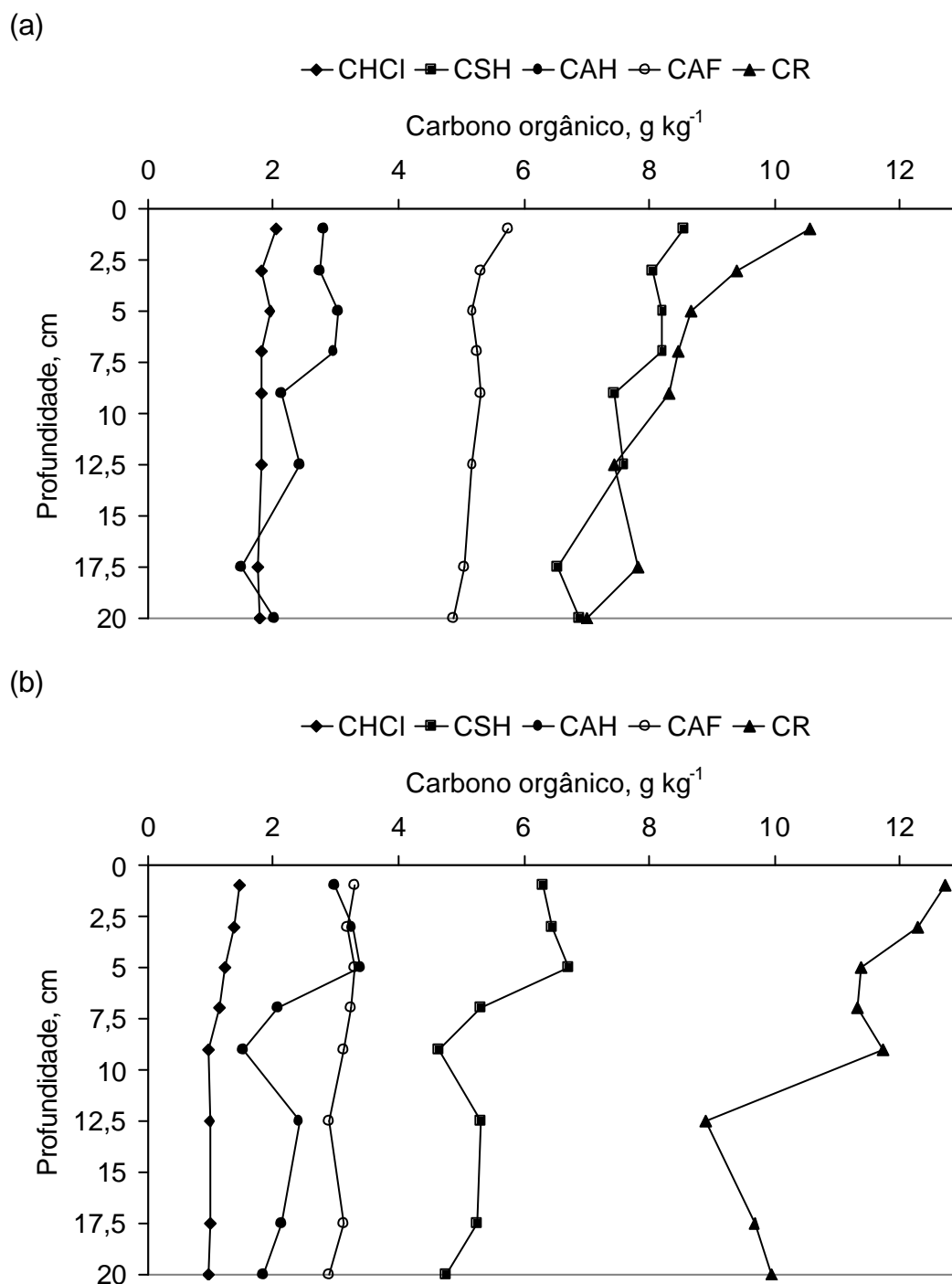


FIGURA 9. Teores de carbono orgânico nas frações da MOS ao longo da camada superficial do solo LAD sob SPC (a) e SPD (b). CHCI – compostos orgânicos de baixo peso molecular, CSH – substâncias húmicas, CAH – ácidos húmicos, CAF – ácidos fúlvicos, CR – fração residual (humina).

teor médio de carbono em substâncias húmicas (CSH) de $7,7 \text{ g kg}^{-1}$ para $5,6 \text{ g kg}^{-1}$. O menor teor de CR sob SPC pode estar relacionado à exposição daqueles grupos funcionais de fácil decomposição presentes na fração húmica devido à homogeneização da CSS em sistemas de preparo intensivo. Além disso, a mobilização do solo determina a ruptura de agregados diminuindo também a proteção física da fração húmica presente no interior dos agregados.

Observando os teores de CO das frações que compõem a fração CSH (ácidos húmicos (AH) e ácidos fúlvicos (AF)), verificou-se que a diminuição do teor de CSH na CSS sob SPD, comparativamente à CSS sob SPC, foi devida somente à diminuição nos teores de CAF de $5,2 \text{ g kg}^{-1}$ para $3,1 \text{ g kg}^{-1}$, respectivamente, uma vez que o teor médio de CAH praticamente não foi alterado pelo SPD ($2,5 \text{ g kg}^{-1}$) em relação ao verificado na CSS sob SPC ($2,4 \text{ g kg}^{-1}$). Estes resultados estão de acordo com estudos realizados por Cunha et al. (2001) e Novotny et al. (1999), que verificaram maiores teores de CAF em solos submetidos a SPC. Isto pode ser devido ao não revolvimento do solo no SPD, fato que favorece a continuidade do processo de humificação e a maior proporção de CR, enquanto a ativação da microbiota do solo determinada pelo revolvimento do solo sob SPC favorece a formação de frações menos humificadas (Gregorich et al., 2000), quer pela restrição na formação da fração húmica ou pela solubilização dessa em ácidos fúlvicos e compostos orgânicos de baixo peso molecular (Mendonça et al., 1991; Gregorich et al., 2000).

Os menores teores de CO obtidos através do fracionamento químico da MOS foram aqueles relativos à fração dos compostos orgânicos de baixo peso molecular (CHCI). Estes foram menores na CSS sob SPD (teor médio de $1,2 \text{ g kg}^{-1}$), onde decresceram até a profundidade de 8 – 9 cm e permanecendo constantes a partir desta; em relação aos obtidos sob SPC (teor médio de $1,9 \text{ g kg}^{-1}$). A diminuição dos teores de CHCI sob SPD poderia ser um reflexo da evolução química contínua dos compostos orgânicos (CHCI → CAF → CAH → CR), condicionada pela humificação, a qual seria alterada pelo revolvimento do solo em SPC (CHCI ↔ CAF ↔ CAH ↔ CR) (Canellas et al., 2003).

As proporções do COT relativas às diferentes frações da MOS no LAD mostraram-se similares ao longo da CSS sob ambos os sistemas de manejo (Figura 10 a, b). Entretanto, comparando-se as razões obtidas na CSS

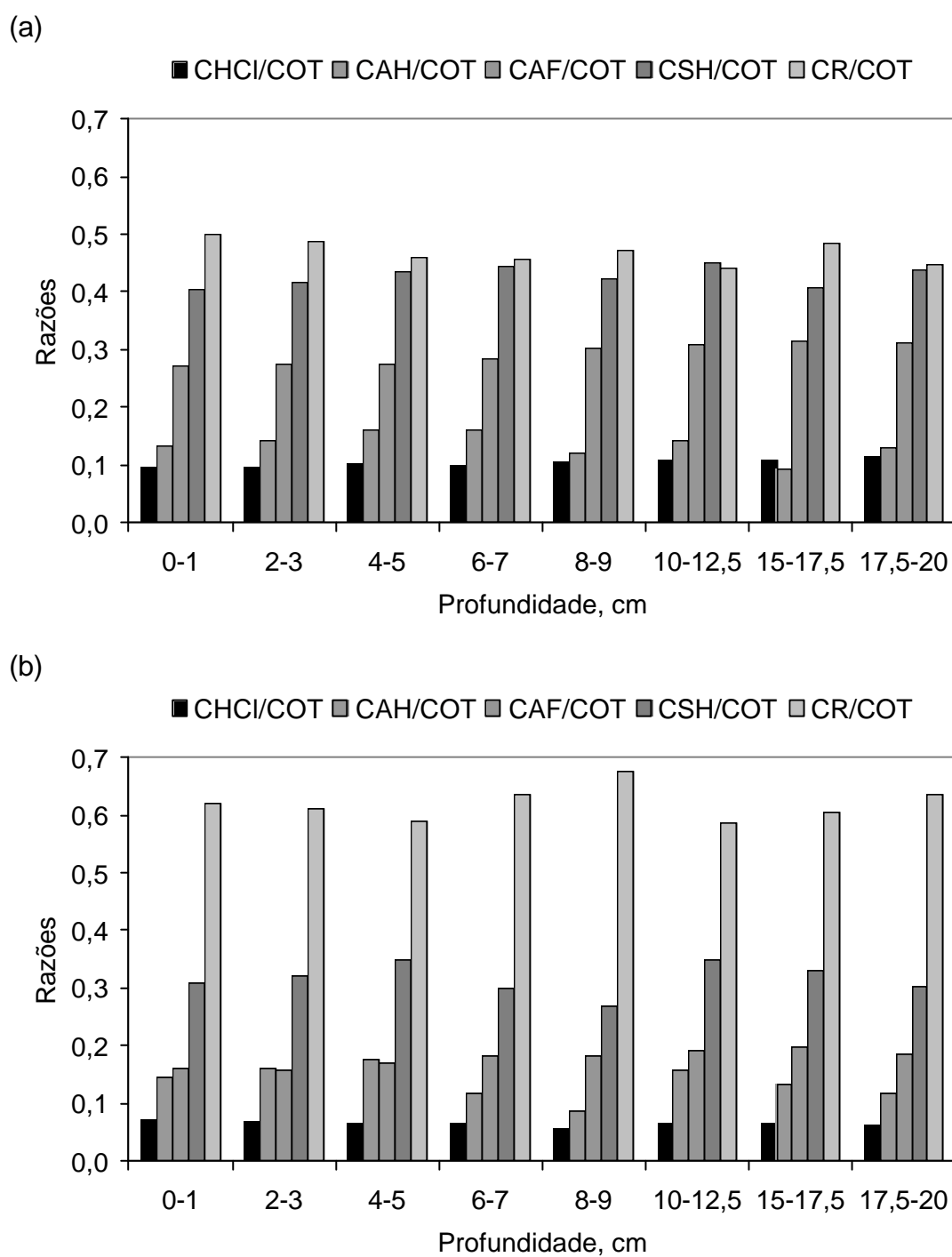


FIGURA 10. Razões entre o teor de carbono orgânico nas frações da MOS e o teor de COT ao longo da camada superficial do solo LAD sob SPC (a) e SPD (b).

nos dois sistemas de manejo, observou-se que o SPD alterou tais proporções em relação ao SPC. Na média dos valores obtidos em cada profundidade, a proporção de CR aumentou de 47 para 62 %, resultado este que mostrou estar associado a diminuições das proporções de CSH e CHCl de, respectivamente, 43 e 10 % para 32 e 6 %. Considerando que nos dois sistemas de manejo a proporção média de CAH foi de 14 %, a diminuição na proporção de CSH verificada sob SPD foi devida somente a redução da proporção de CAF de 29 para 18 %.

No LAS, o fracionamento da MOS também mostrou uma predominância da fração humina (CR) na CSS sob os dois sistemas de manejo (Figura 11 a, b), reforçando a ocorrência da interação organo-mineral como determinante na humificação da MOS. O teor médio de CR não foi alterado pela mudança do sistema de manejo (11,2 e 11,4 g kg⁻¹, respectivamente para SPC e SPD) conforme verificado no LAD, embora o SPD tenha proporcionado um aumento dos teores de CR na profundidade de 0 a 3 cm, sendo que a partir dessa os teores de CR foram superiores no SPC.

A diferente dinâmica dos teores de CR verificada entre os dois ambientes, a qual diferiu entre os sistemas de manejo no LAD e praticamente não foi alterada entre os sistemas de manejo no LAS, pode estar relacionada ao teor de argila em cada solo (596 g kg⁻¹ no LAD e 711 g kg⁻¹ no LAS), bem como a fatores climáticos (Figura 2) que influenciam as reações de desidratação e conseqüentemente favorecem a formação e estabilização da fração humina. Quanto aos últimos, deve ser destacada a distribuição da precipitação pluviométrica, a qual no LAD é caracterizada por uma estação chuvosa (outubro a maio) e outra seca (junho a setembro), enquanto no LAS caracteriza-se por ser uniforme ao longo de todo ano; e a temperatura média, cuja amplitude entre o mês mais quente e o mês mais frio é maior no LAS (11,0 °C) em relação ao LAD (7,7 °C).

Os teores de CSH apresentaram uma distribuição semelhante na CSS nos dois sistemas de manejo, sendo o teor médio sido superior no SPD (8,7 g kg⁻¹) comparativamente ao SPC (7,6 g kg⁻¹). O maior teor de CSH sob SPD refletiu pequenos acréscimos determinados por este sistema de manejo nos teores médios de CAH e CAF (respectivamente, 3,7 e 5,0 g kg⁻¹) em

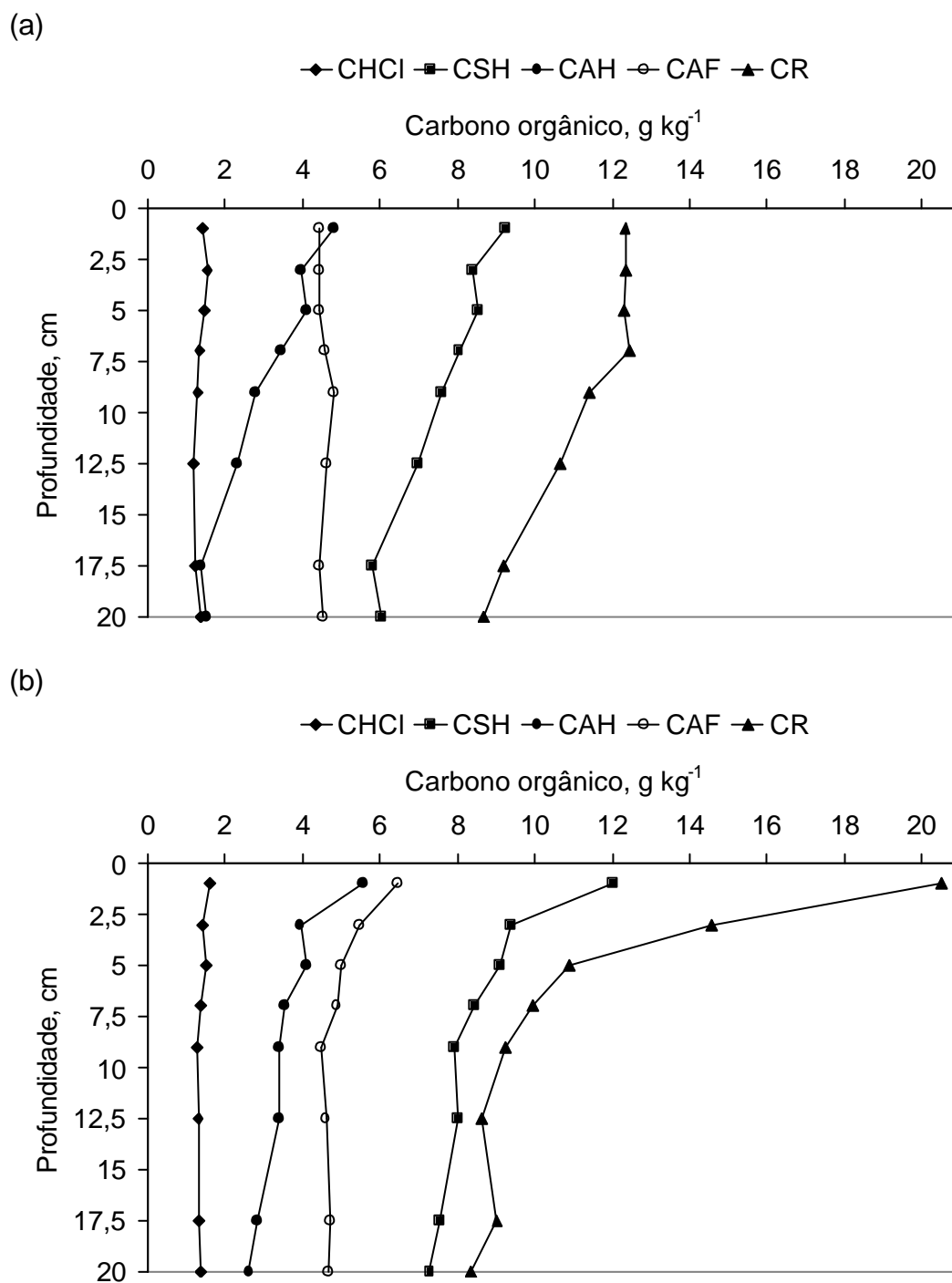


FIGURA 11. Teores de carbono orgânico nas frações da MOS ao longo da camada superficial do solo LAS sob SPC (a) e SPD (b).

relação ao SPC (respectivamente, 3,0 e 4,5 g kg⁻¹). O teor médio de CHCl não foi alterado pela mudança do sistema de manejo (1,4 g kg⁻¹) e mostrou uma distribuição constante em ambas as CSS no LAS.

No LAS, algumas frações da MOS tiveram suas proporções de CO em relação ao COT alteradas ao longo da CSS sob ambos os sistemas de manejo (Figura 12 a, b) ao contrário do comportamento praticamente constante destas verificado na CSS do LAD. As proporções médias de CR e CSH foram, respectivamente, de 56 e 38 % no SPC e de 52 e 41 % no SPD. Enquanto sob SPC as proporções foram relativamente constantes ao longo da CSS, sob SPD ocorreram a diminuição na proporção de CR (60 para 51 %) e o aumento na proporção de CSH (35 para 42 %) até a profundidade de 5 cm, sendo que a partir desta essas proporções mostraram somente pequena variação. Isto pode ser devido à atividade microbiana ser mais intensa nesta camada, ocorrendo maior continuidade no processo de degradação do material orgânico e sua estabilização no solo, o que é dificultado com o aumento da profundidade da CSS (Souza e Mello, 2003). Além disso, como o clima onde está inserido o LAS é mais frio que o do LAD, seu efeito no aumento da proporção de CR é menor e diminui ainda mais com o aumento da profundidade.

A proporção média de CAF foi de 23 e 24 %, respectivamente, para o SPC e SPD, sendo que o comportamento desta proporção mostrou-se crescente (entre 19 e 28 %) com o aumento da profundidade da CSS sob ambos sistemas de manejo. Este aumento da proporção de CAF ao longo da CSS sob os dois sistemas de manejo pode estar relacionado à mobilidade desta fração na solução do solo, uma vez que constitui agregados supramoleculares de menor tamanho. Comportamento inverso foi apresentado pela proporção de CAH no SPC (proporção média de 15 %), a qual diminuiu de 21 para 9 %, e permaneceu constante ao longo da CSS sob SPD (proporção média de 17 %). A fração ácidos húmicos (CAH) constitui agregados supramoleculares de maior tamanho e densidade, fato que pode ter determinado a ausência de incremento proporcional desta fração em profundidade. A proporção de CHCl mostrou aumento de 3 % com o aumento da profundidade da CSS nos dois sistemas de manejo.

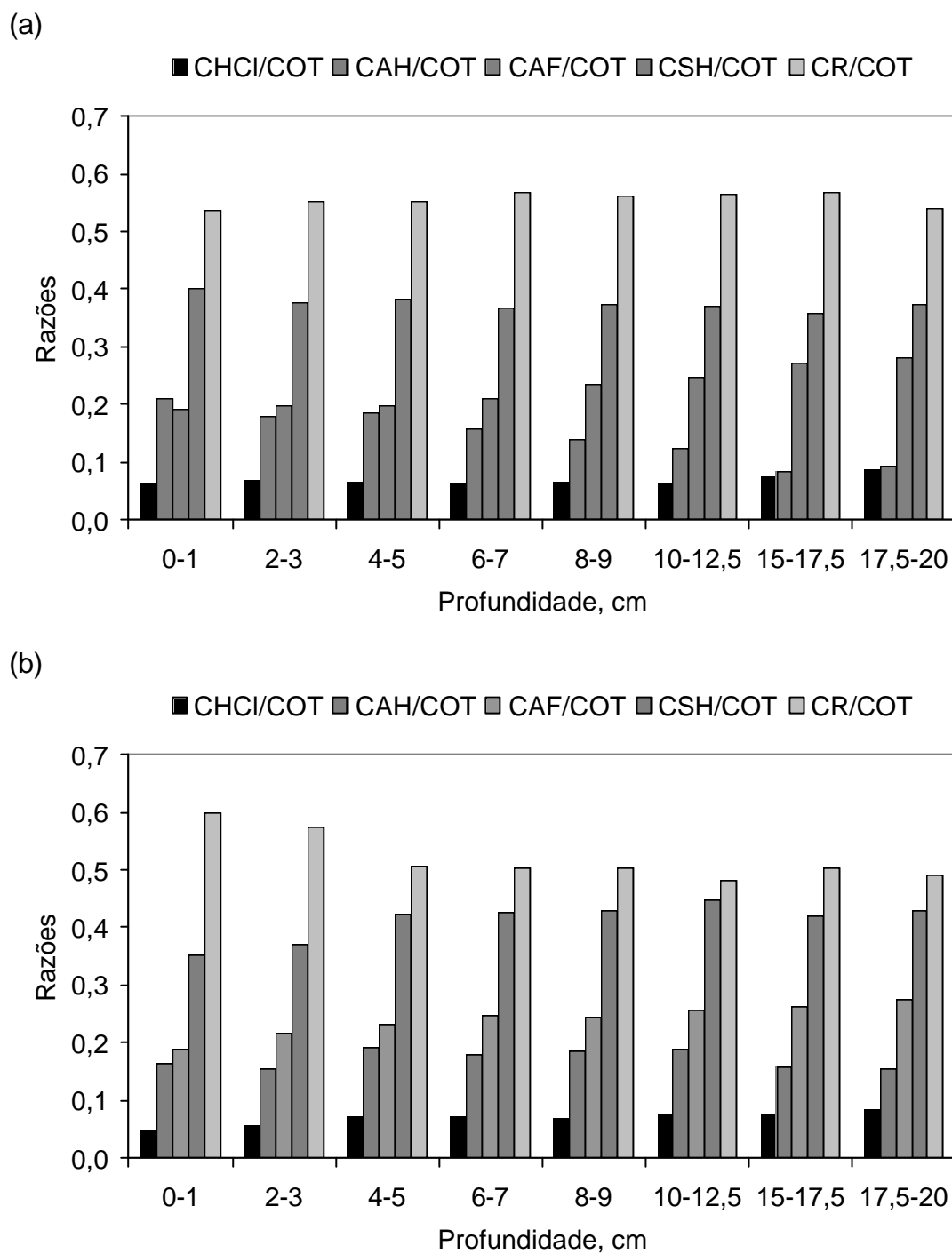


FIGURA 12. Razões entre o teor de carbono orgânico nas frações da MOS e o teor de COT ao longo da camada superficial do solo LAS sob SPC (a) e SPD (b).

6.5. Capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) na fração argila

Os valores da CMAP na fração argila de oito profundidades da CSS sob os dois sistemas de manejo (SPC e SPD) são mostrados na figura 13 e no apêndice 7. A determinação desta propriedade (CMAP) foi realizada com a finalidade de se ter um indicativo químico da possível alteração na dinâmica dos óxidos de ferro e da MOS, muito embora esta propriedade também tenha interesse na fertilidade do solo.

No LAD, o valor médio da CMAP na CSS foi de 3217 mg P kg⁻¹ sob SPC, sendo superior ao obtido sob SPD, o qual foi de 2646 mg P kg⁻¹. A distribuição dos valores da CMAP nos dois sistemas de manejo foi relativamente constante ao longo da CSS, com os valores variando entre 3077 e 3356 mg P kg⁻¹ no SPC e entre 2326 e 2917 mg P kg⁻¹ no SPD (Figura 13 a).

De acordo com Silva et al. (1997), diferentes sistemas de manejo podem alterar a CMAP no solo, dependendo da dinâmica entre os subsistemas orgânico e mineral. Neste sentido, a discriminação dos dois sistemas de manejo obtida a partir dos valores de CMAP no LAD reforça as sensíveis alterações verificadas na dinâmica dos óxidos de ferro pedogênicos e das frações da MOS neste ambiente, muito embora as regressões lineares simples entre a CMAP e as variáveis mineralógicas e da matéria orgânica não apresentaram significância no LAD.

No LAS, a CMAP média foi de 3177 mg P kg⁻¹ sob SPC, sendo, entretanto, um pouco inferior à CMAP média obtida sob SPD (3520 mg P kg⁻¹), contrariando os resultados verificados no LAD. Os valores desta propriedade mostraram uma maior dispersão ao longo da CSS sob ambos os sistemas de manejo, com amplitudes entre 3077 e 4049 mg P kg⁻¹ no SPD e 2584 e 3704 mg P kg⁻¹ no SPC (Figura 13 b). O fato da CMAP não ter discriminado os dois sistemas de manejo no LAS corroborou com a dinâmica similar dos óxidos de ferro pedogênicos e das frações da MOS neste solo sob ambos os sistemas de manejo.

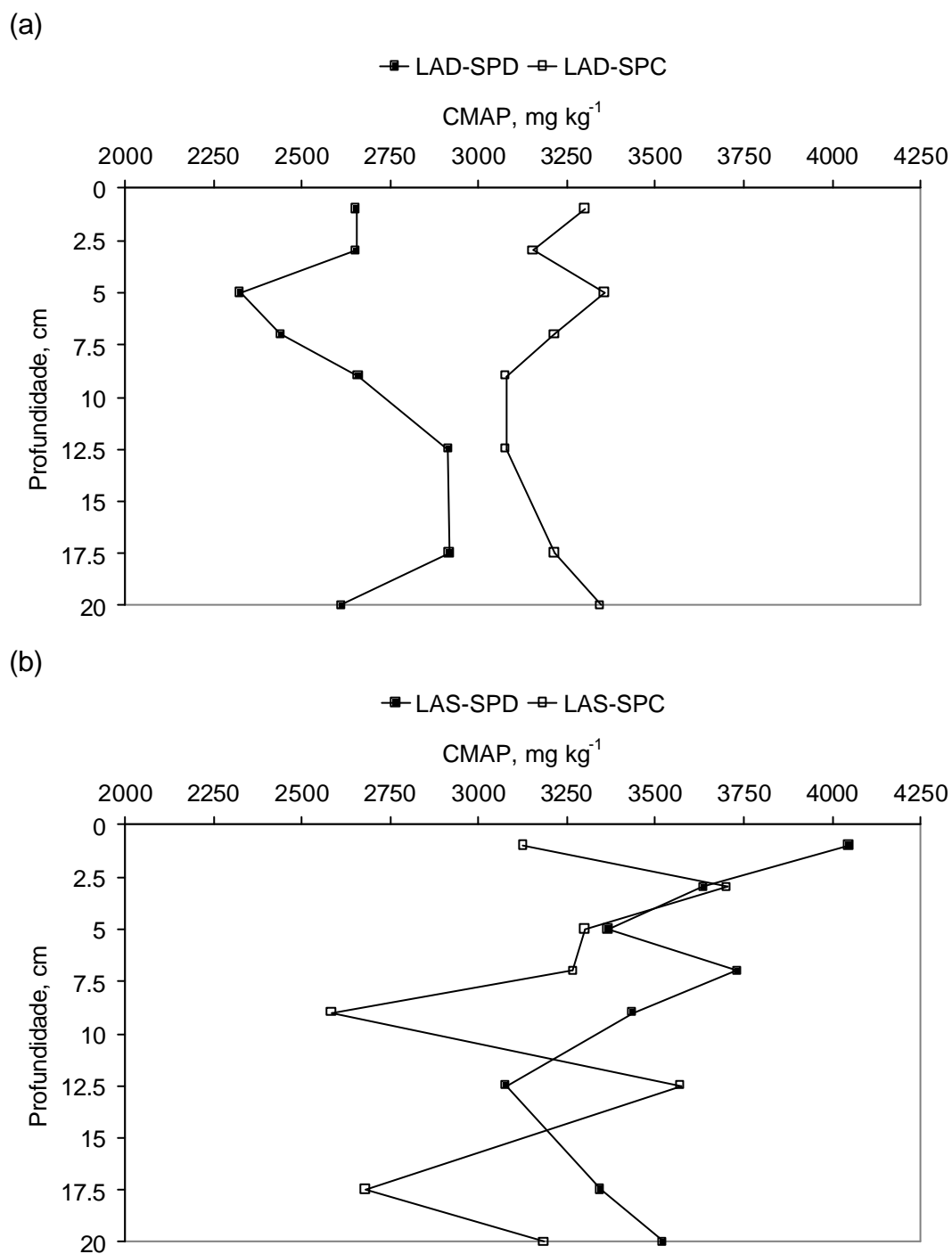


FIGURA 13. Capacidade máxima de adsorção de fósforo na fração argila ao longo da camada superficial dos solos LAD (a) e LAS (b) sob os dois sistemas de manejo (SPC e SPD).

As análises de regressão linear simples entre a CMAP e as variáveis mineralógicas relacionadas aos óxidos de ferro pedogênicos (Fed, Feo e Feo/Fed), bem como as variáveis relacionadas a MOS (COT, CHCl, CAF, CAH, CSH e CR), não indicaram relações significativas no LAD sob ambos sistemas de manejo e no LAS sob SPC. No LAS sob SPD a CMAP apresentou relações significativas com o teor de COT e o teor de CO nas frações da MOS (exceto CAH) (Tabela 2).

TABELA 2. Regressões entre a CMAP e o teor de CO em frações da MOS na CSS do LAS sob SPD.

Equação da reta	R ²	p
CMAP (mg P kg ⁻¹) = 39,5 x g kg ⁻¹ COT + 2670	0,61	0,0214
CMAP (mg P kg ⁻¹) = 1749 x g kg ⁻¹ CHCl + 1050	0,51	0,0466
CMAP (mg P kg ⁻¹) = 141 x g kg ⁻¹ CSH + 2292	0,55	0,0364
CMAP (mg P kg ⁻¹) = 358 x g kg ⁻¹ CAF + 1716	0,65	0,0158
CMAP (mg P kg ⁻¹) = 55 x g kg ⁻¹ CR + 2891	0,63	0,0189

6.6. Dinâmica dos óxidos de ferro pedogênicos

Nos dois solos (LAD e LAS), a condição inicial para instalação dos experimentos sob SPC e SPD era de áreas que vinham sendo conduzidas há pelo menos 10 anos sob SPC, portanto com a CSS intensamente mobilizada. A homogeneização causada pelo SPC nos dois solos se refletiu na ausência de relações significativas entre os teores de ferro (Fed, Feo) e da razão Feo/Fed com a profundidade na CSS (Figuras 6 e 7), as quais representaram nesse estudo a dinâmica inicial dos óxidos de ferro pedogênicos.

A adoção do SPD nos dois solos alterou a dinâmica dos óxidos de ferro pedogênicos em relação ao SPC somente no LAD (Figuras 6 e 7). O aumento significativo dos teores de Fed em profundidade pode ter sido determinado pelos seguintes fatores: (i) transporte em suspensão (eluviação) de cristais de hematita e maghemita em macroporos contínuos entre agregados ou daqueles formados por canais de raízes e pela atividade da meso e macrofauna característicos de solos sob SPD (Gassen e Kocchann, 1998; Wuest, 2001), (ii) processos de dissolução da hematita e maghemita e neoformação de ferrihidrita, com posterior transformação à hematita (Hm e Mh

→ Fh → Hm) (Schwertmann, 1988; Schwertmann e Taylor, 1989). Este último foi evidenciado pelo aumento significativo dos teores de Feo e da razão Feo/Fed com o aumento da profundidade da CSS.

Conforme observado anteriormente, os teores de COT e das frações da MOS em geral diminuem com a profundidade. Portanto, o incremento dos teores de Feo e da razão Feo/Fed no LAD sob SPD contrariaram o modelo pedogênico de formação dos óxidos de ferro (Schwertmann e Taylor, 1989). Este considera que a formação de cristais com baixa cristalinidade (Feo), principalmente a ferrihidrita, é favorecida pela presença de inibidores da cristalinidade, principalmente a MOS, fato que tem sido verificado entre horizontes de um mesmo perfil, bem como entre horizontes de solos formados sob ambientes distintos (Dick e Kämpf, 1984; Motta e Kämpf, 1992; Dick et al., 2005).

Essa discordância com o modelo verificada na CSS sob SPD no LAD também foi observada entre os dois ambientes (LAD x LAS). Embora na média da CSS os teores de Fed tenham sido semelhantes nos solos sob ambos os sistemas de manejo (Figura 5 a), os teores médios de Feo e da razão Feo/Fed, indicativos da presença de ferrihidrita em solos, foram superiores nas CSS do LAD em comparação ao LAS (Figura 5 b, c), mesmo que o último tenha apresentado teores médios um pouco superiores de COT e de carbono nas diferentes frações da MOS (Figuras 8, 9 e 12).

Tais desvios em relação ao modelo podem estar relacionados em maior grau com as condições atmosféricas e pedoambientais distintas entre os dois ambientes (LAD e LAS). Sendo assim, apesar da dinâmica da MOS (COT e CO nas frações) ter sido sensível à mudança do sistema de manejo em ambos os ambientes, esta parece ter sido menos expressiva no sentido de influenciar as alterações verificadas na dinâmica dos óxidos de ferro pedogênicos através de processos dissolutivos por reações de complexação, as quais são inferiores cineticamente às reações redutivas (Schwertmann, 1991).

No LAD, a ocorrência bem definida de um período chuvoso e temperaturas elevadas ao longo do ano, contrastam com uma distribuição pluviométrica mais regular e com a ocorrência de invernos com temperaturas baixas no LAS (Figura 2). Neste contexto, a ocorrência de microsítios

saturados por longos períodos de tempo, associada a maior atividade microbiana estariam determinando um processo de dissolução redutiva dos óxidos de ferro ($\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$) mais efetivo na CSS do LAD (Schwertmann, 1991). Uma vez reoxidados os microsítios (período seco), o Fe^{2+} pode precipitar na forma de ferrihidrita configurando uma nova dinâmica (rejuvenescimento) dos óxidos de ferro pedogênicos (Schwertmann e Kämpf, 1983).

A nova dinâmica dos óxidos de ferro estabelecida predominantemente por reações de redução/oxidação no LAD sob SPD inverteu a relação clássica positiva (modelo) entre os teores de Feo e da razão Feo/Fed com o conteúdo de COT (Figura 14 a, b), bem como com os teores de CO nas frações da MOS (Figuras 15 e 16). Estas inversões não foram constatadas no LAS, onde as relações mostraram-se positivas sob SPD (Figuras 14 a, b, 17 e 18), mesmo considerando a pouco expressiva diferença nos conteúdos de COT entre os dois ambientes (LAD e LAS).

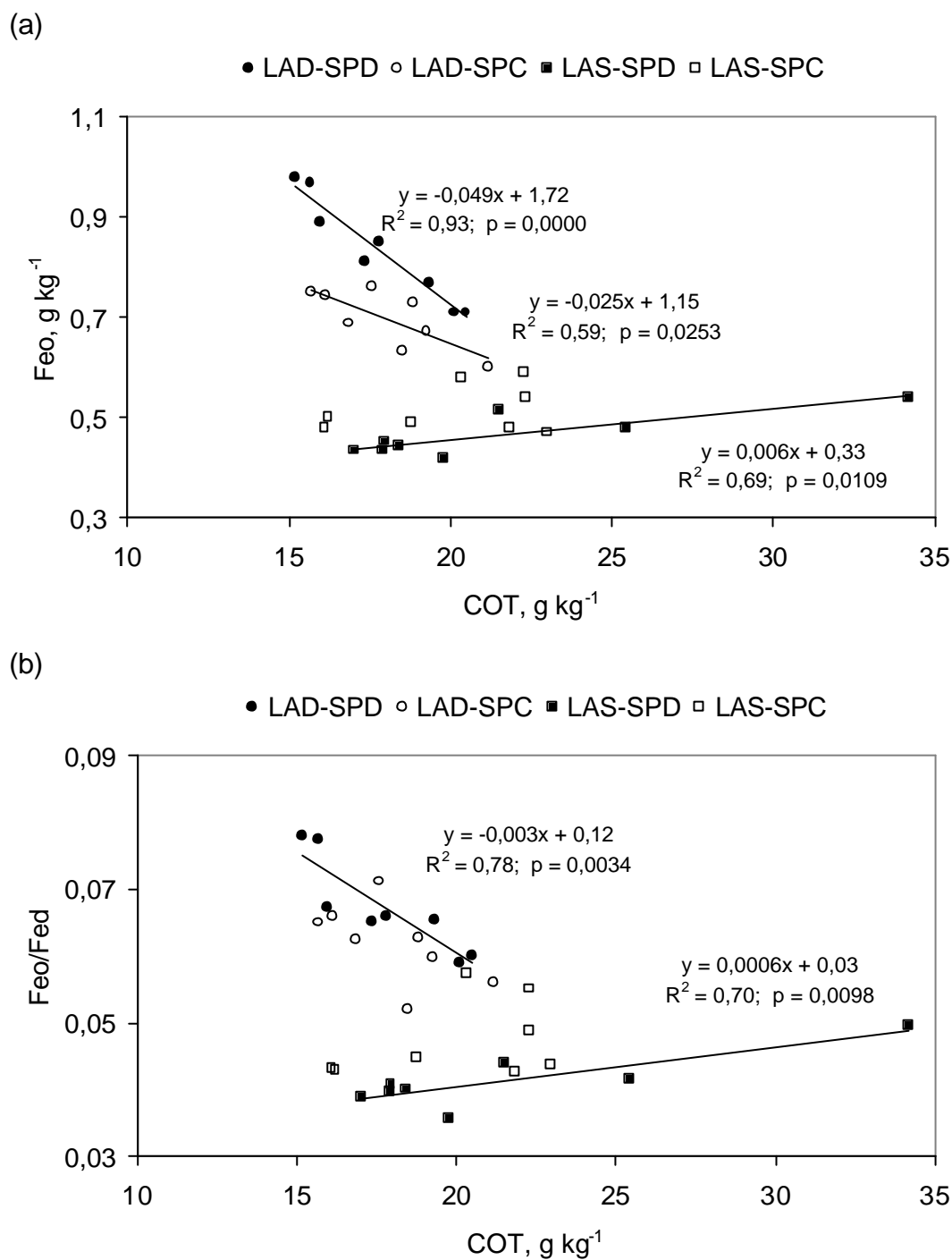


FIGURA 14. Relações entre os teores de carbono orgânico total e os teores de Feo (a) e a razão Feo/Fed (b) ao longo da CSS dos solos LAD e LAS sob SPC e SPD.

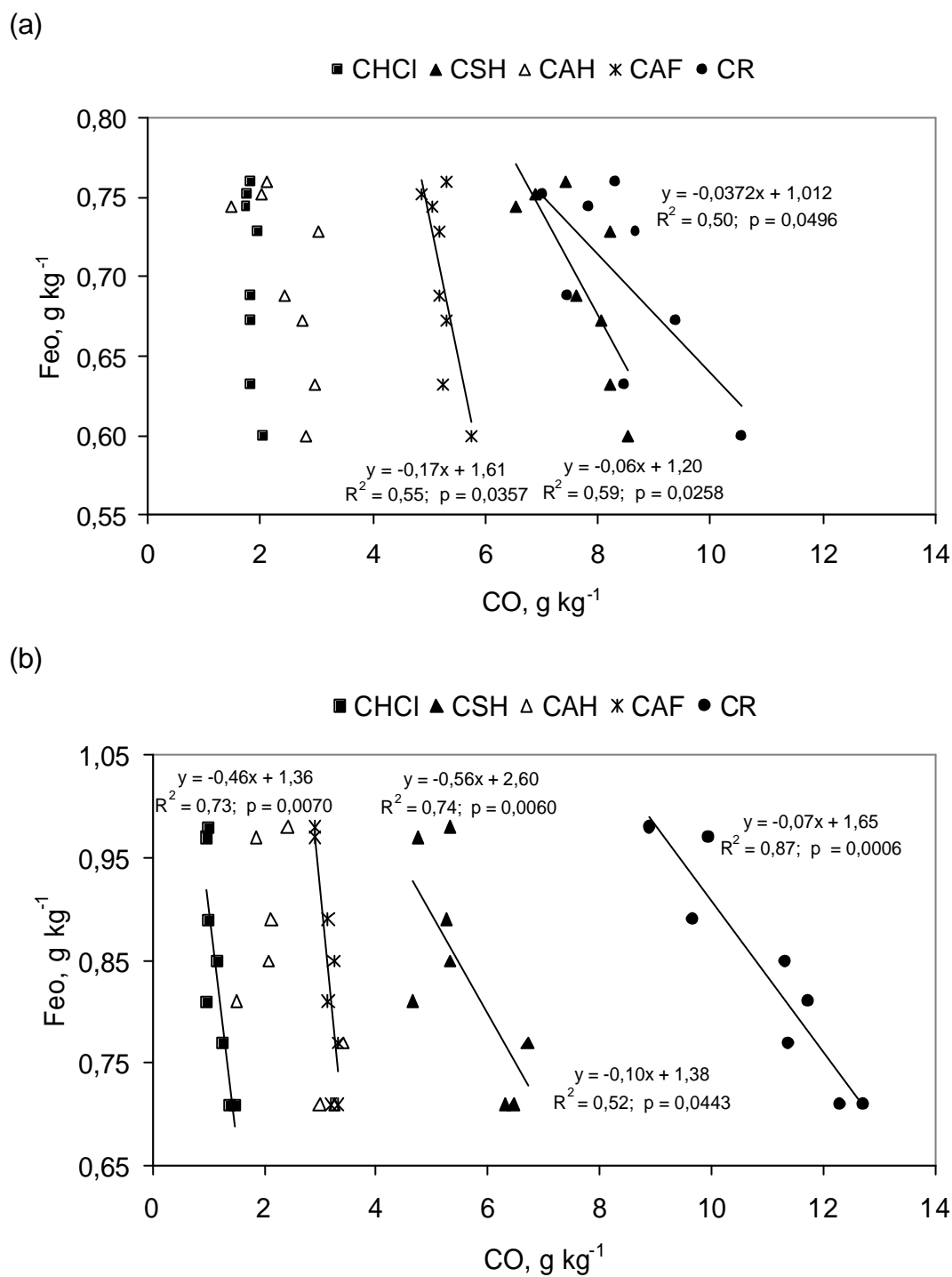


FIGURA 15. Relações entre os teores carbono orgânico nas frações da MOS e os teores de Feo ao longo da CSS do solo LAD sob SPC (a) e SPD (b).

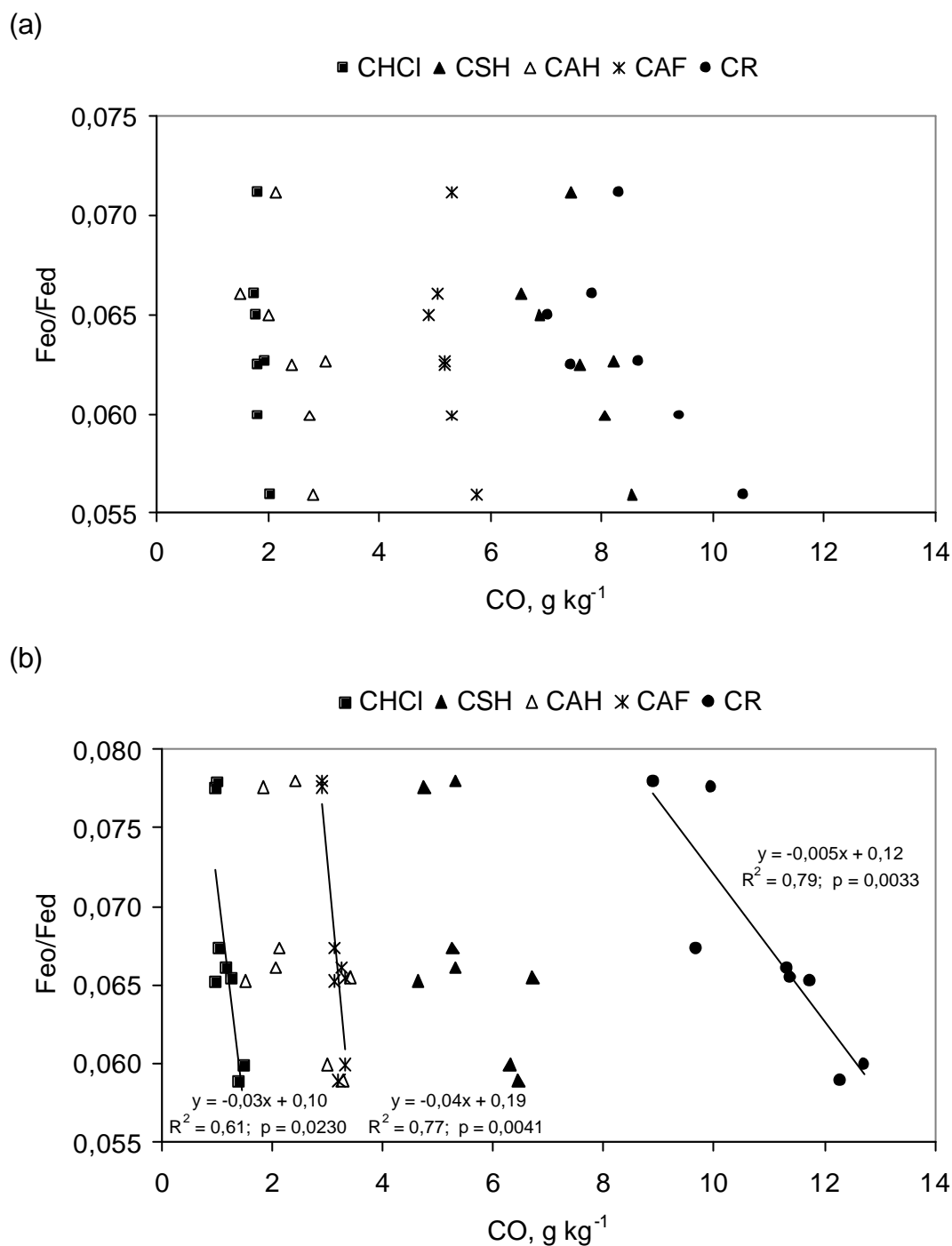


FIGURA 16. Relações entre os teores carbono orgânico nas frações da MOS e os valores da razão Feo/Fed ao longo da CSS do solo LAD sob SPC (a) e SPD (b).

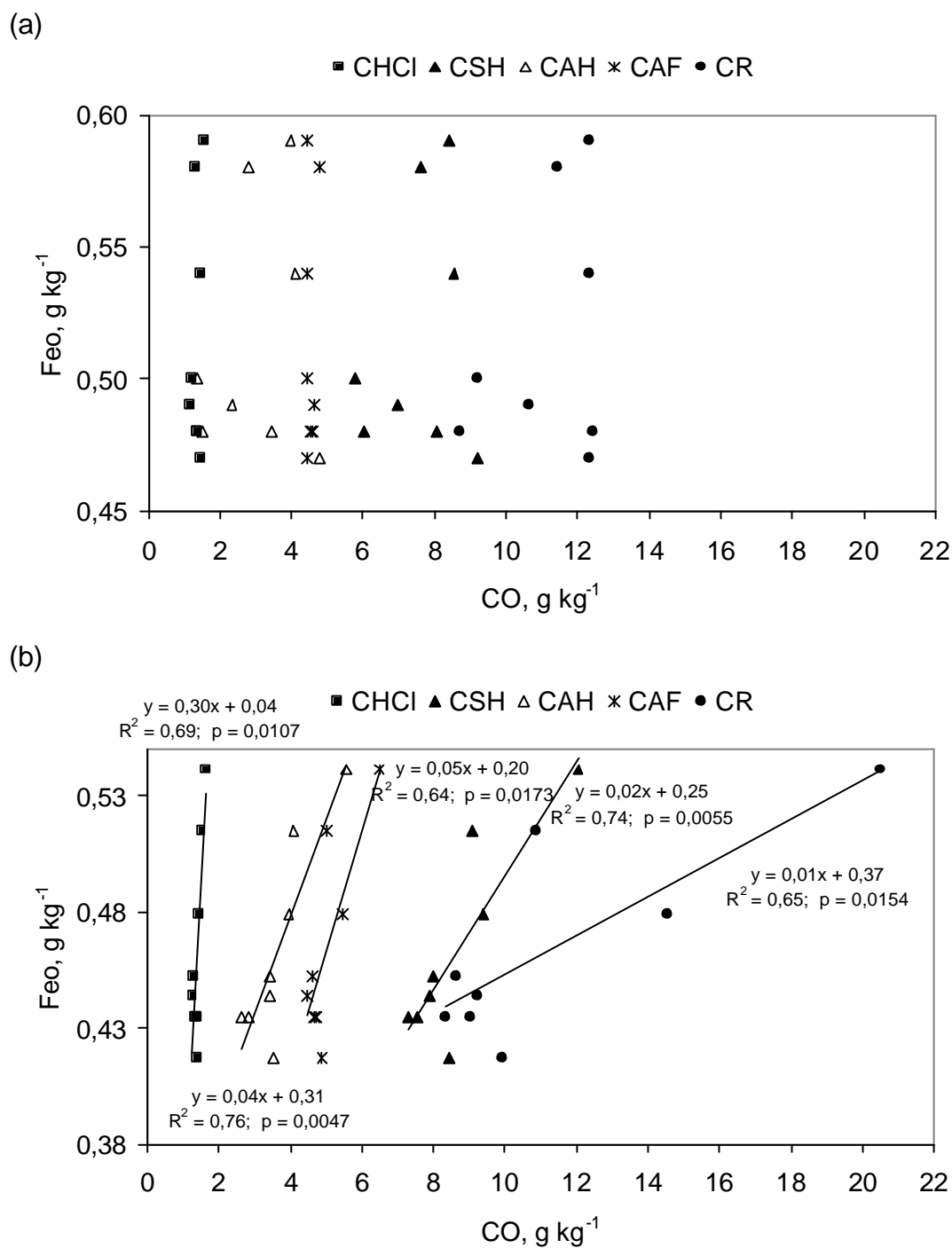


FIGURA 17. Relações entre os teores carbono orgânico nas frações da MOS e os teores de Feo ao longo da CSS do solo LAS sob SPC (a) e SPD (b).

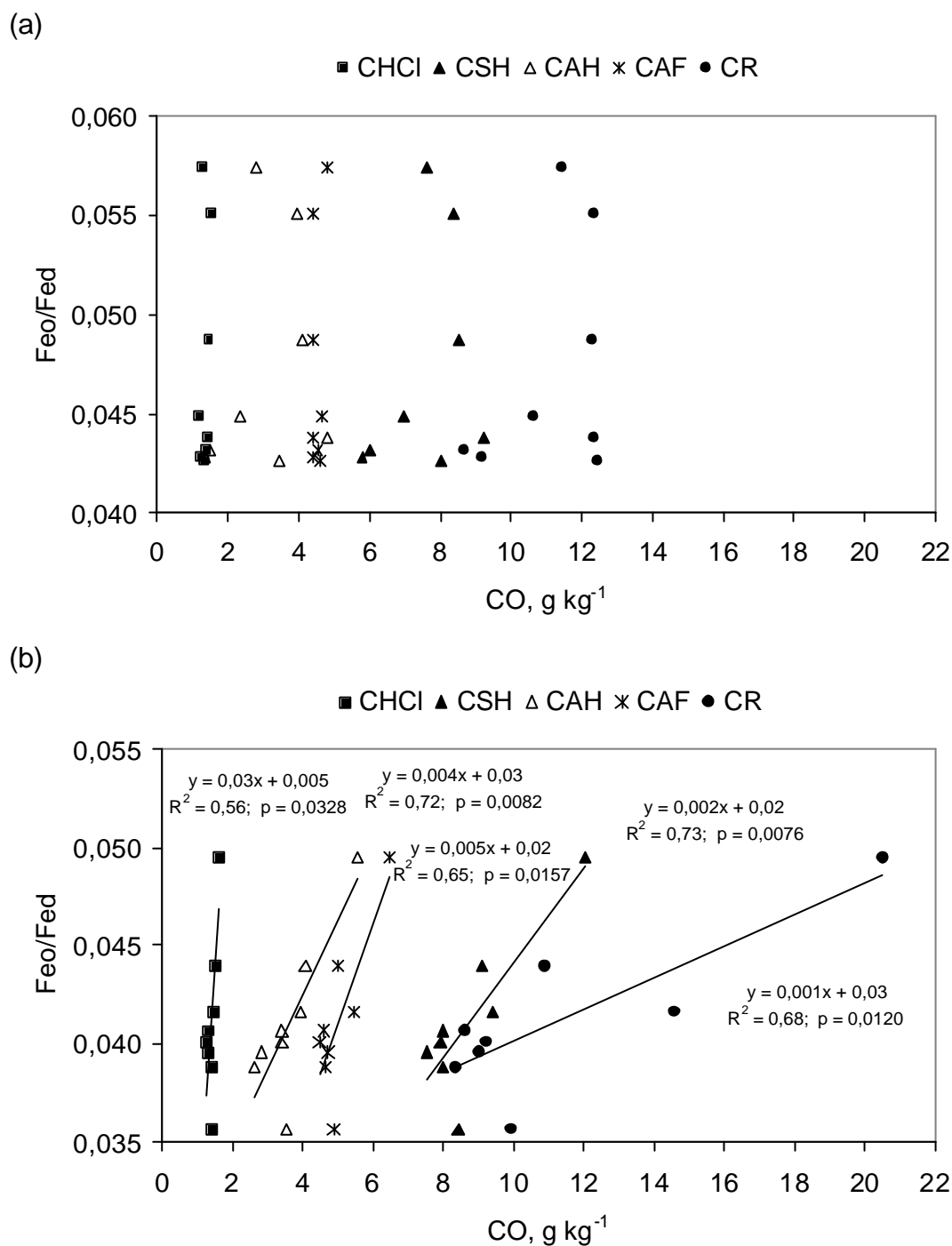


FIGURA 18. Relações entre os teores carbono orgânico nas frações da MOS e os valores da razão Feo/Fed ao longo da CSS do solo LAS sob SPC (a) e SPD (b).

7. CONCLUSÕES

1. Nos dois solos o SPD praticamente não afetou o conteúdo de COT em comparação ao SPC, exceto pelo aumento verificado na profundidade de 0 a 3 centímetros no LAS; porém alterou as proporções de carbono nas frações da MOS em relação ao COT.
2. O SPD alterou a dinâmica dos óxidos de ferro em comparação ao SPC somente no LAD, a qual foi representada por alterações nos teores de ferro relativos a formas cristalinas e de baixa cristalinidade, bem como pela distribuição dessas formas ao longo da CSS.
3. A dinâmica dos óxidos de ferro no LAD não foi determinada pelas alterações verificadas no conteúdo e qualidade da MOS. A nova dinâmica dos óxidos de ferro no LAD se deve, possivelmente, a condições atmosféricas e pedoambientais que favoreceram processos cíclicos de dissolução redutiva e neoformação da hematita, associada ao não revolvimento da CSS sob SPD.
4. O SPD diminuiu a CMAP em comparação com o SPC no LAD. Entretanto, não houve relação entre este parâmetro químico e as variáveis mineralógicas que indicaram as alterações na dinâmica dos óxidos de ferro pedogênicos.
5. A caracterização dos óxidos de ferro em ambientes pedogênicos antropizados amplia a utilização desses minerais como indicadores ambientais e pode contribuir para o melhor entendimento do comportamento do solo.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, J. A.; MAÇANEIRO, K. C.; KLAMT, E. Mineralogia da fração argila de solos vermelhos com horizontes superficiais brunados do Planalto de Lages. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 24, p. 815-828, 2000.

AMARAL, J. A. M.; et al. **Levantamento semidetalhado dos solos do campo experimental de Dourados, da Embrapa Agropecuária Oeste, município de Dourados, MS**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2000. 68 p. (Documentos, 22).

ANGHINONI, I.; SALET, R.L. Amostragem do solo e as recomendações de adubação e calagem no sistema plantio direto. In: NUERNBERG, N. J. (Ed.). **Conceitos e fundamentos do sistema plantio direto**. Lages: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Núcleo Regional Sul, 1998, p. 27-52.

ANGHINONI, I.; SCHLINDWEIN, J.A.; NICOLODI, M. Amostragem do solo no sistema plantio direto. In: **CURSO DE FERTILIDADE DO SOLO EM PLANTIO DIRETO**, 5., 2002, Guarapuava. Passo Fundo: Aldeia Norte Editora, 2002. p.97-105.

ASSIS, R. L.; LANÇAS, K. P. Avaliação dos atributos físicos de um Nitossolo Vermelho distroférico sob sistema plantio direto, preparo convencional e mata nativa. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 4, p. 515-522, 2005.

AZEVEDO, A. C. **Efeito da calagem na dinâmica evolutiva de Latossolo distrófico**. 1993. 95 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1993.

BALOTA, E. L.; COLOZZI FILHO, A.; ANDRADE, D. S.; DICK, R. P. Long-term tillage and crop rotation effects on microbial biomass and C and N mineralization. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 77, p. 137–145, 2004.

BAYER, C. **Dinâmica da matéria orgânica em sistemas conservacionistas de manejo do solo**. 1996. 202 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1996.

BAYER, C.; RIBEIRO, G. M. Incremento nos conteúdos de C e N nas frações lábil e estável da matéria orgânica de um solo argiloso submetido ao sistema

plantio direto. In: **Reunião Sul-Brasileira de Ciência do Solo**, Santa Maria, RS, p. 69-72, 1998.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T. J. C. et al. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 54, n. 1-2, p. 101-109, 2000.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J. et al. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, n. 7, p. 677-683, 2004.

BRAGAGNOLO, N.; MIELNICZUK, J. Cobertura do solo por resíduos de oito seqüências de culturas e seu relacionamento com a temperatura e umidade do solo, germinação e crescimento inicial do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 14, p. 91-98, 1990.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Pesquisa Agropecuária. Divisão de Pesquisa Pedológica. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Rio Grande do Sul**. Recife, 1973, 431 p.

CAMPBELL, A. S.; SCHWERTMANN, U. Iron oxide mineralogy of placic horizons. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 35, p. 569-582, 1984.

CANELLAS, L. P.; VELLOSO, A. C. X.; SANTOS, G. A.; RAMALHO, J. F.; BRAZ FILHO, R.; RUMJANEK, V. M.; REZENDE, C. Propriedades químicas de um cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhico e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, p. 935-944, 2003.

CARBALLO, A. M. C. **Atributos químicos do solo afetados por métodos de preparo e sistemas de culturas**. 2004. 83 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

CIOTTA, M. N.; BAYER, C.; ERNANI, P. R.; FONTOURA, S. M. V.; ALBUQUERQUE, J. A.; WOBETO, C. Acidificação de um Latossolo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, n. 4, p. 1055-1064, 2002.

COSTA, F. S., ALBUQUERQUE, J. A., BAYER, C. et al. Propriedades físicas de um Latossolo Bruno afetadas pelos sistemas plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 3, p. 527-535, 2003.

CUNHA, T. J. F.; MACEDO, J. R.; RIBEIRO, L. P. et al. Impacto do manejo convencional sobre propriedades físicas e substâncias húmicas de solos sob cerrado. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v. 31, n. 1, p. 27-36, 2001.

CURI, N.; FRANZMEIER, D. P. Toposequence of Oxisols from the Central Plateau of Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 48, p. 341-346, 1984.

DICK, D.P. **Caracterização de óxidos de ferro e adsorção de fósforo na fração argila de horizontes B latossólicos**. 1986. 196 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1986.

DICK, D. P.; GOMES, J.; ROSINHA, P. B. Caracterização de substâncias húmicas extraídas de solos e de lodo orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 22, p. 603-611, 1998.

DICK, D. P.; ÁVILA, L. G.; KNICKER, H. Huminas de horizonte A de quatro Latossolos brasileiros sob vegetação nativa: quantificação e caracterização. In: Encontro Brasileiro de Substâncias Húmicas, VI, Rio de Janeiro, 2005. **Anais...** Rio de Janeiro, 2005.

DICK, D. P.; GONÇALVES, C. N.; DALMOLIN, R. S. D.; KNICKER, H.; KLAMT, E.; KNABNER, I. K.; MARTIN NETO, L. Characteristics of soil organic matter of different brazilian Ferralsols under native vegetation as function of soil depth. **Geoderma**, Amsterdam, v. 124, p. 319-333, 2005.

DUIKER, S. W.; RHOTON, F. E.; TORRENT, J.; SMECK, N. E.; LAL, R. Iron (hydr)oxide crystallinity effects on soil aggregation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, p. 606-611, 2003.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 1999. 412 p.

FITZPATRICK, R. W.; SCHWERTMANN, U. Al-substituted goethite an indicator of pedogenic and other weathering environments in South Africa. **Geoderma**, Amsterdam, v.27, p. 335-347, 1982.

FONTES, M. P. F.; WEED, S. B. Phosphate adsorption by clays from Brazilian Oxisols: relationship with specific area and mineralogy. **Geoderma**, Amsterdam, v. 72, p. 37-51, 1996.

FREITAS, P. L.; BLANCANEUX, P.; GAVINELLI, E.; LARRÉ-LARROUY, M. C.; FELLER, C. Nível e natureza do estoque orgânico de Latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 35, p. 157-170, 2000.

GASSEN, D. N.; KOCHHANN, R. A. Benefícios da fauna do solo de plantio direto. In: NUERNBERG, N. J., (Ed.). **Conceitos e fundamentos do sistema plantio direto**. Lages: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Núcleo Regional Sul, 1998, p. 151-160.

GREGORICH, E. G. LIANG, B. C.; MACKENZIE, A. F.; DRURY, C. F.; MCGILL, W. B. Elucidation of the source and turnover of water soluble and microbial

biomass carbon in agricultural soils. **Soil Biology Biochemistry**, Oxford, v. 32, n. 5, p. 581-587, 2000.

INDA JUNIOR, A. V. **Caracterização de goethita e hematita em solos poligenéticos**. 2002. 125 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

INDA JUNIOR, A. V.; KÄMPF, N. Avaliação de procedimentos de extração dos óxidos de ferro pedogênicos com ditionito-citrato-bicarbonato de sódio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 6, p. 1139-1147, 2003.

INDA JUNIOR, A. V.; KÄMPF, N. Variabilidade de goethita e hematita via dissolução redutiva em solos de região tropical e subtropical. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 29, n. 6, p. 851-866, 2005.

IPAGRO. Seção de Ecologia Agrícola. **Atlas Agroclimático do Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Agronômicas - Seção de Ecologia Agrícola, 1989. 102 p.

KÄMPF, N.; SCHWERTMANN, U. The 5 M NaOH concentration treatment for iron oxides in soils. **Clays Clay Minerals**, Ottawa, v. 30, p. 401-408, 1982.

KÄMPF, N.; SCHWERTMANN, U. Goethite and hematite in a climosequence in Southern Brazil and their application in classification of kaolinitic soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 29, p. 27-39, 1983.

KÄMPF, N.; DICK, D. P. Óxidos de ferro em Cambissolos Brunos no Rio Grande do Sul e Sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 8, n. 2, p. 183-188, 1984.

KÄMPF, N. O ferro no solo. In: REUNIÃO SOBRE FERRO EM SOLOS INUNDADOS, 1. 1988, Goiânia. **Anais...** Goiânia: Embrapa-CNPAP, 1988. p. 35-71.

KÄMPF, N.; CURI, N. Óxidos de ferro: indicadores de ambientes pedogênicos. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 1, p. 107-138, 2000.

KÄMPF, N.; CURI, N. Argilominerais em solos brasileiros. In: CURI N.; MARQUES J. J. G. S. M.; GUILHERME, L. R. G.; LIMA, J. M.; LOPES, A. S.; ALVAREZ, V. H. V. (Eds.). **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 3, p. 1-54, 2003.

KARATHANASIS, A. D.; WELLS, K. L. A comparison of mineral weathering trends between two management systems on a catena of loess-derived soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 53, p. 582-588, 1989.

LAMAS, F. M.; STAUT, L. A. **Espécies vegetais para cobertura de solo no cerrado de Mato Grosso**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2005 (Comunicado Técnico 97).

LOPES, A. S.; WIETHÖLTER, S.; GUILHERME, L. R. G.; SILVA, C. A. **Sistema plantio direto: bases para o manejo da fertilidade do solo.** São Paulo, SP: Associação Nacional para Difusão de Adubos, 2004. 110 p.: il.

LOVATO, T. **Dinâmica do carbono e nitrogênio do solo afetada por preparos do solo, sistemas de cultura e adubo nitrogenado.** 2001. 130 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

MARCHIORI, M.; MELO, W. J. Alterações na material orgânica e na biomassa microbiana em solo de mata natural submetido a diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 35. n. 6, p.1177-1182, 2000.

MEHRA, O. P.; JACKSON, M. L. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. **Clays and Clay Minerals**, Ottawa, v. 7, p. 317-27, 1960.

MENDES, I. C.; SOUZA, L. V.; RESCK, D. V. S. et al. Propriedades biológicas em agregados de um Latossolo Vermelho-Escuro sob plantio convencional e direto no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 3, p. 435-443, 2003.

MENDONÇA, E. S.; MOURA FILHO, W.; COSTA, L. M. Organic matter and chemical characteristics of aggregates from a Red-Yellow Latosol under natural forest, rubber plant and grass in Brazil. In: WILSON, W. S., Ed. **Advances in soil organic matter research: the impact of agriculture and the environment.** Cambridge: The Royal Society of Chemistry, 1991, p. 185-195.

MESQUITA FILHO, M. V.; TORRENT, J. Phosphate sorption as related to mineralogy of a hydrosequence of soils from the Cerrado region (Brazil). **Geoderma**, Amsterdam, v. 58, p. 107-123, 1993.

MIELNICZUK, J.; WÜNSCHE, W. A.; FERREIRA, T. Conservação do solo. **Trigo e Soja**, Porto Alegre, n. 66, p. 17-21, 1983.

MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. M.; LOVATO, T.; FERNANDES, F. F.; DEBARBA, L. Manejo de solos e culturas e sua relação com os estoques de carbono e nitrogênio do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 3, p. 209-248, 2003.

MOTTA, P. E. F.; KÄMPF, N. Iron oxide properties as support to soil morphological features for prediction of moisture regimes in Oxisols of Central Brazil. **Zeitschrift Fur Pflanzenernährung Und Bodenkunde**, Weinheim, v. 155, p. 385-390, 1992.

MUGGLER, C. C. **Polygenetic oxisols on tertiary surfaces, Minas Gerais, Brazil.** Wageningen: Wageningen Agricultural University, 1998. 186 f. Tese (doutorado). Wageningen University, 1998.

MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 27, p. 31-36, 1962.

NOVAIS, R. F.; SMITH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, MG, 1999, 399 p.

NOVOTNY, E. H.; BLUM, W. E. H.; GERZABEK, M. H.; MANGRICH, A. S. Soil management system effects on size fractionated humic substances. **Geoderma**, v. 92, p. 87-109, 1999.

OADES, J. M.; WATERS, A. G. Aggregate hierarchy in soils. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 29, p. 815-828, 1991.

OLIVEIRA, F. H. T.; NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; CANTARUTTI, R. B.; BARROS, N. F. Fertilidade do solo no sistema plantio direto. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 1, p. 393-486, 2002.

PEÑA, F.; TORRENT, J. Relationships between phosphate sorption and iron oxides in Alfisols from a river terrace of Mediterranean Spain. **Geoderma**, Amsterdam, v. 33, p. 283-296, 1984.

PÉREZ, M. G.; MARTIN-NETO, L.; SAAB, S. C.; NOVOTNY, E. H.; MILORI, D. M. B. P.; BAGNATO, V. S. L.; COLNAGO, A.; MELO, W. J.; KNICKER, H. Characterization of humic acids from a Brazilian Oxisol under different tillage systems by EPR, ¹³C NMR, FTIR and fluorescence spectroscopy, **Geoderma**, Amsterdam, v. 118, p. 181-190, 2004.

PILLON, C.N. **Alterações no conteúdo e qualidade da matéria orgânica do solo induzidas por sistemas de cultura em plantio direto**. 2000. 232 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2000.

PINHEIRO-DICK, D.; SCHWERTMANN, U. Microaggregates from Oxisols and Inceptisols: dispersion through selective dissolutions and physicochemical treatments. **Geoderma**, Amsterdam, v. 74, p. 49-63, 1996.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P. Tillage effects on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. **Soil And Tillage Research**, Amsterdam, v. 70, p. 107-119, 2003.

SALET, R.; ANGHINONI, I.; KOCHHANN, R. A. Atividade do alumínio na solução do solo do sistema plantio direto. **Revista Científica Unicruz**, Cruz Alta, RS, v. 1, p. 9-13, 1999.

SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J. Relações entre sistemas de preparo, temperatura e umidade de um Podzólico Vermelho-Escuro de Eldorado do Sul (RS). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 19, p. 313-319, 1995.

SALTON, J. C. **Matéria orgânica e agregação do solo na rotação lavoura-pastagem em ambiente tropical**. 2005. 158 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

SANTANA, D. P. **Soil formation in a toposequence of oxisols from Patos de Minas region, Minas Gerais State, Brazil**. West Lafayette: Purdue University, 1984. 129 f. Tese (Doutorado). Purdue University, 1984.

SCHULZE, D. G.; SCHWERTMANN, U. The influence of aluminium on iron oxides: X. Properties of Al-substituted goethites. **Clay Minerals**, Washington, v. 19, p. 521-539, 1984.

SCHWERTMANN, U. Differenzierung der eisenoxide des bodens durch extraktion mitammoniumoxalat-lösung. **Zeitschrift Fur Pflanzenernährung Und Bodenkunde**, Weinheim, v.105, p.194-202, 1964.

SCHWERTMANN, U. Inhibitory effect of soil organic matter on the crystallization of amorphous ferric hydroxides. **Nature**, London, v. 212, p. 645-646, 1966.

SCHWERTMANN, U. et al. The influence of aluminum on iron oxides. Part II. Preparation and properties of Al-substituted hematites. **Clays and Clay Minerals**, Ottawa, v.27, p.105-112, 1979.

SCHWERTMANN, U.; KÄMPF, N. Óxidos de ferro jovens em ambientes pedogenéticos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 7, p. 251-255, 1983.

SCHWERTMANN, U.; KÄMPF, N. Properties of goethite and hematite in kaolinitic soils of southern and central Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.139, p.344-350, 1985.

SCHWERTMANN, U. Some properties of soil and synthetic iron oxides. In: STUCKI, J. W.; GOODMAN, B. A.; SCHWERTMANN, U. (Ed.). **Iron in (ours) soils and clay minerals**. Dordrecht: [s. n.], 1998. p. 203-250.

SCHWERTMANN, U.; TAYLOR, R. M. Iron Oxides. In: DIXON, J. B.; WEED, S. B., (Eds). **Minerals in Soil Environments**. 2.ed. Madison: Soil Science Society of America, 1989. p. 379-438.

SCHWERTMANN, U. Solubility and dissolution of iron oxides. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 130, p. 1-25, 1991.

SILVA. I. F. **Formação, estabilidade e qualidade de agregados do solo afetados pelo uso agrícola**. 1993. 126 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1993.

SILVA, I. F.; MIELNICZUK, J. Ação do sistema radicular de plantas na formação e estabilização de agregados do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 20, n. 1, p. 113-117, 1997.

SILVA, M. L. N.; CURI, N.; BLANCANEUX, P.; LIMA, J. M.; CARVALHO, A. M. Rotação adubo verde-milho e adsorção de fósforo em Latossolo Vermelho-Escuro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 32, p. 649-654, 1997.

SOIL SURVEY STAFF. **Keys to soil taxonomy**. 8.ed. United States Department of Agriculture. Washington: Natural Resources Conservation Service, 1998. 326 f.

SOUZA, W. J. O.; MELO, W. J. Matéria orgânica em um Latossolo submetido a diferentes sistemas de produção de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 6, p. 1113-1122, 2003.

SWIFT, R. S. Method for extraction of IHSS soil fulvic and humic acids. In: SPARK, K. M.; WELLS, J. D.; JOHNSON, B. B. **Methods of soil analysis**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p. 1018-1020.

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

TEIXEIRA, I. R.; SOUZA, C. M.; BOREM, A. et al. Variação dos valores de pH e dos teores de carbono orgânico, cobre, manganês, zinco e ferro em profundidade em Argissolo Vermelho-Amarelo, sob diferentes sistemas de preparo de solo. **Bragantia**, Campinas, SP, v. 62, n. 1, p. 119-126, 2003.

TINSLEY, J. The determination of organic carbon in soils by dicromate mixtures. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 4, 1950. **Anais...** 1950, p. 161-164.

TORMENA, C. A.; FRIEDRICH, R.; PINTRO, J. C. et al. Propriedades físicas e taxa de estratificação de carbono orgânico num Latossolo Vermelho após dez anos sob dois sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 6, p. 1023-1031, 2004.

TORRENT, J.; BARRÓN, V.; SCHWERTMANN, U. Phosphate adsorption and desorption by goethites differing in crystal morphology. **Soil Science of America Journal**, Madison, v. 54, p. 1007-1012, 1990.

TORRENT, J.; SCHWERTMANN, U.; SCHULZE, D. G. Iron oxide mineralogy of some soils of two river terrace sequences in Spain. **Geoderma**, Amsterdam, v. 23, p. 191-208, 1980.

TÓTOLA, M. R.; CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 2, p. 195-276, 2002.

VAN WAMBEKE, A. **Soils of the tropics. Their properties and appraisal.** McGraw-Hill Inc: New York, NY, 1992. 343 p.

VARGAS, L.K.; SCHOLLES, D. Nitrogênio a biomassa microbiana, em solo sob diferentes sistemas de manejo, estimado por métodos de fumigação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 22, n. 3, p. 411-417, 1998.

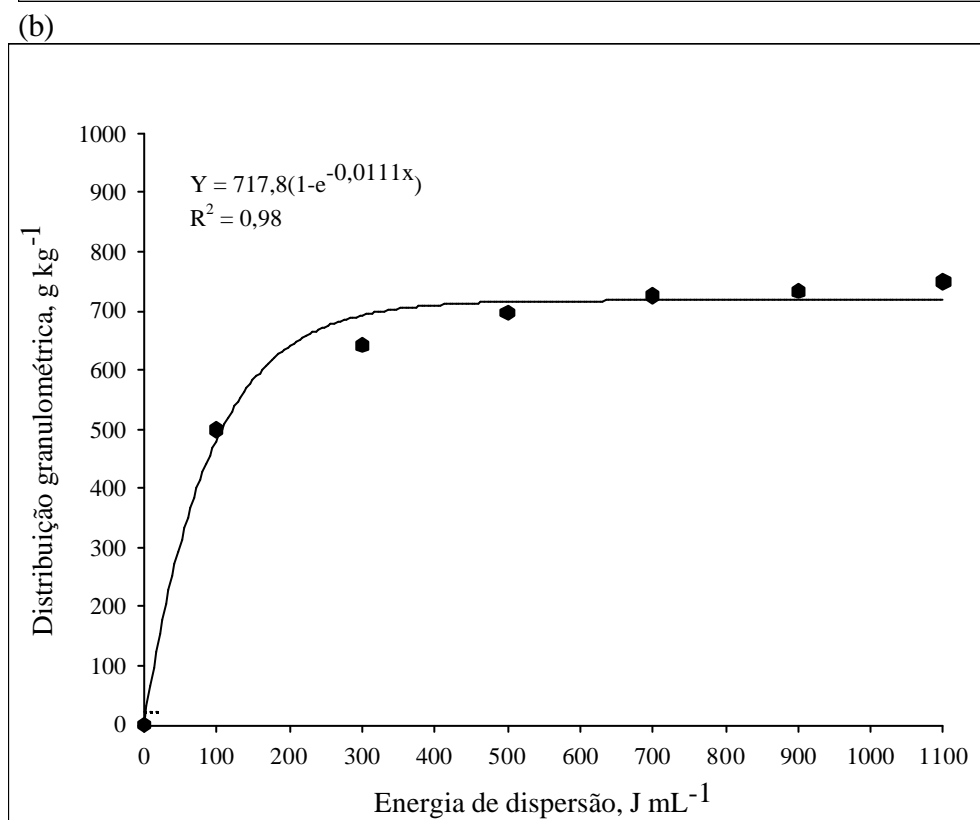
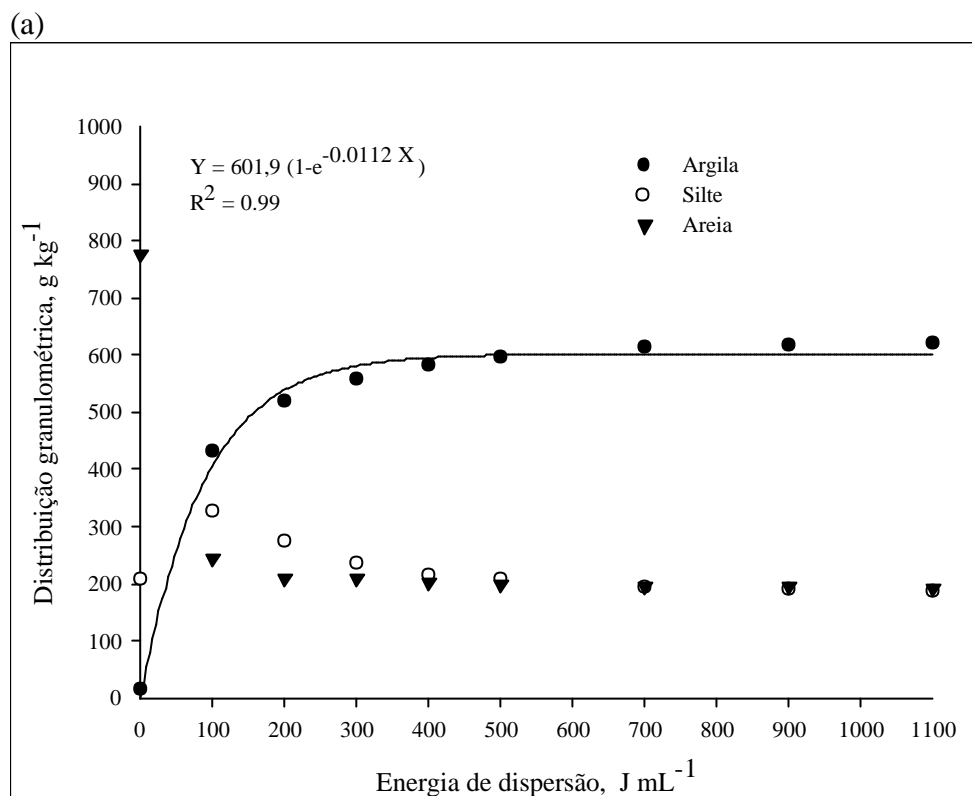
VEZZANI, F. M. **Qualidade do sistema solo na produção agrícola.** 2001. 184f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

WUEST, S. B. Soil biopore estimation: effects of tillage, nitrogen, and photographic resolution. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 62, p. 111-116, 2001.

WÜNSCHE, W. A.; DENARDIN, J. E.; MIELNICZUK, J.; SCOPEL, I.; SCHNEIDER, P.; CASSOL, E. A. Projeto integrado de uso e conservação do solo – Um esforço conjunto para a conservação do solo no Rio Grande do Sul. **Trigo e Soja**, Porto Alegre, n. 51, p. 20-25, 1980.

9. APÊNDICES

APÊNDICE 1. Curvas de dispersão da fração argila (0 - 20 cm) para diferentes energias de sonicação para o LAD (a) e LAS (b).



APÊNDICE 2. Teores de Fed na fração argila ao longo da camada superficial dos solos LAD e LAS sob os dois sistemas de manejo (SPC e SPD).

Profundidade cm	Fed, g kg ⁻¹			
	LAD-SPC	LAD-SPD	LAS-SPC	LAS-SPD
0-1	107,3	118,4	107,3	109,4
1-2	97,5	118,7	109,7	105,3
2-3	112,2	120,5	107,1	115,0
3-4	113,7	117,6	105,5	110,1
4-5	116,2	117,6	110,8	117,1
5-6	117,3	118,8	112,7	113,1
6-7	121,8	128,7	112,5	116,9
7-8	119,2	122,1	115,7	110,0
8-9	106,8	124,1	101,1	110,6
9-10	119,0	128,8	108,6	112,2
10-12,5	110,2	125,7	109,1	111,3
12,5-15	102,4	127,9	114,1	117,2
15-17,5	112,7	132,1	116,8	109,8
17,5-20	115,7	125,0	111,3	112,1
Média	112,3	123,3	110,2	112,2

APÊNDICE 3. Teores de Feo na fração argila ao longo da camada superficial dos solos LAD e LAS sob os dois sistemas de manejo (SPC e SPD).

Profundidade cm	Feo, g kg ⁻¹			
	LAD-SPC	LAD-SPD	LAS-SPC	LAS-SPD
0-1	6,0	7,1	4,7	5,4
1-2	6,6	7,1	5,9	5,4
2-3	6,7	7,1	5,9	4,8
3-4	7,0	7,8	6,2	4,0
4-5	7,3	7,7	5,4	5,1
5-6	7,4	8,4	4,7	4,4
6-7	6,3	8,5	4,8	4,2
7-8	7,1	8,4	6,1	5,1
8-9	7,6	8,1	5,8	4,4
9-10	6,2	9,0	4,3	4,0
10-12,5	6,9	9,8	4,9	4,5
12,5-15	7,2	9,6	4,4	4,6
15-17,5	7,4	8,9	5,0	4,3
17,5-20	7,5	9,7	4,8	4,3
Média	6,9	8,4	5,2	4,6

APÊNDICE 4. Razão Feo/Fed na fração argila ao longo da camada superficial dos solos LAD e LAS sob os dois sistemas de manejo (SPC e SPD).

Profundidade cm	Feo/Fed			
	LAD-SPC	LAD-SPD	LAS-SPC	LAS-SPD
0-1	0,06	0,06	0,04	0,05
1-2	0,07	0,06	0,05	0,05
2-3	0,06	0,06	0,06	0,04
3-4	0,06	0,07	0,06	0,04
4-5	0,06	0,07	0,05	0,04
5-6	0,06	0,07	0,04	0,04
6-7	0,05	0,07	0,04	0,04
7-8	0,06	0,07	0,05	0,05
8-9	0,07	0,07	0,06	0,04
9-10	0,05	0,07	0,04	0,04
10-12,5	0,06	0,08	0,04	0,04
12,5-15	0,07	0,08	0,04	0,04
15-17,5	0,07	0,07	0,04	0,04
17,5-20	0,06	0,08	0,04	0,04
Média	0,062	0,067	0,047	0,041

APÊNDICE 5. Teores de carbono orgânico total e das frações da MOS ao longo da camada superficial dos solos LAD e LAS sob os dois sistemas de manejo (SPC e SPD).

Profundidade cm	Carbono orgânico, g kg ⁻¹					
	COT	CHCl	CSH	CAH	CAF	CR
LAD-SPC						
0-1	21,15	2,05	8,55	2,80	5,74	10,56
2-3	19,26	1,82	8,05	2,74	5,31	9,39
4-5	18,83	1,95	8,21	3,03	5,18	8,67
6-7	18,50	1,82	8,21	2,97	5,24	8,46
8-9	17,58	1,82	7,44	2,13	5,31	8,32
10-12,5	16,87	1,82	7,60	2,42	5,18	7,44
15-17,5	16,12	1,75	6,55	1,49	5,06	7,82
17,5-20	15,67	1,78	6,88	2,01	4,87	7,01
LAD-SPD						
0-1	20,48	1,47	6,30	2,99	3,31	12,71
2-3	20,12	1,38	6,46	3,26	3,20	12,29
4-5	19,32	1,24	6,71	3,40	3,31	11,37
6-7	17,79	1,15	5,32	2,07	3,25	11,32
8-9	17,34	0,96	4,65	1,51	3,14	11,73
10-12,5	15,20	0,99	5,32	2,41	2,90	8,89
15-17,5	15,95	1,01	5,27	2,13	3,14	9,67
17,5-20	15,66	0,96	4,75	1,85	2,90	9,95
LAS-SPC						
0-1	22,99	1,44	9,22	4,80	4,42	12,33
2-3	22,28	1,55	8,39	3,96	4,42	12,34
4-5	22,31	1,46	8,54	4,11	4,42	12,31
6-7	21,83	1,35	8,05	3,46	4,59	12,43
8-9	20,34	1,31	7,60	2,80	4,80	11,43
10-12,5	18,78	1,18	6,97	2,33	4,64	10,64
15-17,5	16,21	1,22	5,79	1,36	4,42	9,20
17,5-20	16,10	1,37	6,03	1,50	4,53	8,69
LAS-SPD						
0-1	34,19	1,63	12,04	5,56	6,48	20,52
2-3	25,41	1,45	9,41	3,95	5,46	14,56
4-5	21,49	1,52	9,10	4,09	5,00	10,88
6-7	19,77	1,40	8,42	3,53	4,89	9,95
8-9	18,41	1,26	7,91	3,42	4,49	9,24
10-12,5	17,95	1,31	8,01	3,41	4,60	8,63
15-17,5	17,91	1,33	7,54	2,83	4,72	9,03
17,5-20	17,03	1,40	7,29	2,63	4,66	8,34

APÊNDICE 6. Razões entre o teor de carbono orgânico nas frações da MOS e o COT ao longo da camada superficial dos solos LAD e LAS sob os dois sistemas de manejo (SPC e SPD).

Profundidade cm	Razões				
	CHCI/COT	CSH/COT	CAH/COT	CAF/COT	CR/COT
LAD-SPC					
0-1	0,10	0,40	0,13	0,27	0,50
2-3	0,09	0,42	0,14	0,28	0,49
4-5	0,10	0,44	0,16	0,28	0,46
6-7	0,10	0,44	0,16	0,28	0,46
8-9	0,10	0,42	0,12	0,30	0,47
10-12,5	0,11	0,45	0,14	0,31	0,44
15-17,5	0,11	0,41	0,09	0,31	0,49
17,5-20	0,11	0,44	0,13	0,31	0,45
LAD-SPD					
0-1	0,07	0,31	0,15	0,16	0,62
2-3	0,07	0,32	0,16	0,16	0,61
4-5	0,06	0,35	0,18	0,17	0,59
6-7	0,06	0,30	0,12	0,18	0,64
8-9	0,06	0,27	0,09	0,18	0,68
10-12,5	0,06	0,35	0,16	0,19	0,59
15-17,5	0,06	0,33	0,13	0,20	0,61
17,5-20	0,06	0,30	0,12	0,19	0,64
LAS-SPC					
0-1	0,06	0,40	0,21	0,19	0,54
2-3	0,07	0,38	0,18	0,20	0,55
4-5	0,07	0,38	0,18	0,20	0,55
6-7	0,06	0,37	0,16	0,21	0,57
8-9	0,06	0,37	0,14	0,24	0,56
10-12,5	0,06	0,37	0,12	0,25	0,57
15-17,5	0,08	0,36	0,08	0,27	0,57
17,5-20	0,09	0,37	0,09	0,28	0,54
LAS-SPD					
0-1	0,05	0,35	0,16	0,19	0,60
2-3	0,06	0,37	0,16	0,21	0,57
4-5	0,07	0,42	0,19	0,23	0,51
6-7	0,07	0,43	0,18	0,25	0,50
8-9	0,07	0,43	0,19	0,24	0,50
10-12,5	0,07	0,45	0,19	0,26	0,48
15-17,5	0,07	0,42	0,16	0,26	0,50
17,5-20	0,08	0,43	0,15	0,27	0,49

APÊNDICE 7. Parâmetros das equações lineares da isoterma de Langmuir.

Profundidade cm	Coefficiente Angular	Coefficiente Linear	K*	b**
LAD-SPC				
0-1	0,0003	0,0071	0,0427	3300
2-3	0,0003	0,0068	0,0465	3155
4-5	0,0003	0,0067	0,0444	3356
6-7	0,0003	0,0056	0,0558	3215
8-9	0,0003	0,0055	0,0589	3077
10-12,5	0,0003	0,0061	0,0537	3077
15-17,5	0,0003	0,0056	0,0558	3215
17,5-20	0,0003	0,0058	0,0516	3344
LAD-SPD				
0-1	0,0004	0,0063	0,0601	2653
2-3	0,0004	0,0066	0,0575	2653
4-5	0,0004	0,0052	0,0826	2326
6-7	0,0004	0,0044	0,0929	2439
8-9	0,0004	0,0048	0,0789	2660
10-12,5	0,0003	0,0041	0,0829	2914
15-17,5	0,0003	0,0047	0,0735	2917
17,5-20	0,0004	0,0037	0,1039	2611
LAS-SPC				
0-1	0,0003	0,0085	0,0377	3125
2-3	0,0003	0,0096	0,0280	3704
4-5	0,0003	0,0096	0,0316	3300
6-7	0,0003	0,0099	0,0309	3268
8-9	0,0004	0,0082	0,0474	2584
10-12,5	0,0003	0,0088	0,0318	3571
15-17,5	0,0004	0,0082	0,0453	2681
17,5-20	0,0003	0,0091	0,0346	3185
LAS-SPD				
0-1	0,0002	0,0098	0,0252	4049
2-3	0,0003	0,0087	0,0317	3636
4-5	0,0003	0,0079	0,0375	3367
6-7	0,0003	0,0084	0,0320	3731
8-9	0,0003	0,0091	0,0321	3436
10-12,5	0,0003	0,0080	0,0404	3077
15-17,5	0,0003	0,0075	0,0398	3344
17,5-20	0,0003	0,0076	0,0376	3521

* energia de ligação ** capacidade máxima de adsorção

VITA

LUIS DE FRANÇA DA SILVA NETO, filho de Ivandro de França da Silva e Maria de Lourdes Pontes de França, nasceu em Campina Grande, Paraíba, em 4 de outubro de 1980.

Cursou o ensino de primeiro e segundo graus no Colégio Santa Rita em Areia, Paraíba. Graduou-se em Agronomia em novembro de 2003 pela Universidade Federal da Paraíba. Em março de 2004 iniciou o Curso de Mestrado em Ciência do Solo pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul, concluindo-o em abril de 2006.