



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

THADEU RODRIGUES DE MELO

**ESTABILIDADE ESTRUTURAL E DISPERSÃO DE ARGILA
DE UM LATOSSOLO VERMELHO AFETADAS POR CAMA
DE FRANGO**

Londrina
2016

THADEU RODRIGUES DE MELO

**ESTABILIDADE ESTRUTURAL E DISPERSÃO DE ARGILA
DE UM LATOSSOLO VERMELHO AFETADAS POR CAMA
DE FRANGO**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Departamento de Agronomia da Universidade Estadual de Londrina, como requisito à obtenção do título de Mestre em Agronomia.

Orientador: Prof. Dr. João Tavares Filho.

Londrina
2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

M528e Melo, Thadeu Rodrigues de
Estabilidade estrutural e dispersão de argila de um latossolo vermelho afetadas por cama de frango / Thadeu Rodrigues de Melo. - Londrina, 2016.
52 f.: il.

Orientador: João Tavares Filho.
Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, 2016.
Inclui bibliografia.

1. Agricultura - Teses. 2. Ciência do solo - Teses. 3. Resíduos - Teses. 4. Avicultura Teses. I. Tavares Filho, João. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. III. Título.

CDU 631.86

THADEU RODRIGUES DE MELO

**ESTABILIDADE ESTRUTURAL E DISPERSÃO DE ARGILA DE UM
LATOSSOLO VERMELHO AFETADAS POR CAMA DE FRANGO**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Departamento de Agronomia da Universidade Estadual de Londrina, como requisito à obtenção do título de Mestre em Agronomia.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. João Tavares Filho
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Dra. Graziela Moraes de Cesare Barbosa
Instituto Agrônômico do Paraná - IAPAR

Dr. José Francirlei de Oliveira
Instituto Agrônômico do Paraná - IAPAR

Londrina, 01 de Março de 2016.

MELO, T.R. **Estabilidade estrutural e dispersão de argila de um Latossolo Vermelho afetadas por cama de frango**. 2016. 52 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2016.

RESUMO

A cama de frango é um resíduo gerado em grande quantidade no Estado do Paraná, tendo como principal uso, o de fertilizante orgânico. O reaproveitamento desse e de outros resíduos é fundamental para a sustentabilidade das atividades humanas. Os atributos relacionados à estrutura do solo podem ser afetados em função da adição de resíduos orgânicos e das variações químicas do meio. O objetivo do presente trabalho foi avaliar as mudanças estruturais e a dispersão de argila em função dos atributos químicos resultantes da aplicação de cama de frango em um Latossolo Vermelho. Para tal, foi realizado um experimento à campo com adição de cama de frango *in natura* e compostada. O delineamento do experimento foi em blocos ao acaso, com quatro repetições, em esquema fatorial 2 x 4 + 1 (cama de frango *in natura* e compostada x doses de 4,5; 9,0; 13,5 e 18,0 Mg ha⁻¹) + testemunha. As profundidades avaliadas foram 0,00 – 2,50 cm; 2,50 – 5,00 cm; 5,00 – 10,00 cm e 10,00 – 20,00 cm. A cama de frango degradou a estrutura na camada superficial e favoreceu sua estabilização nas camadas mais profundas. O C, ΔpH e cátions (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺) se correlacionaram a estrutura e dispersão de argila do solo. A fim de se isolar fatores, um experimento em laboratório foi realizado para avaliar a capacidade dos cátions trocáveis (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺) presentes no solo que podem afetar a dispersão/floculação de argila. Observou-se que a floculação de argila provocada por cada um dos seguintes cátions seguiu a ordem: Ca²⁺ = Mg²⁺ > K⁺ ≥ Na⁺. Evidenciando que a valência é crucial para definição do estado dispersivo das argilas e que o raio iônico tem maior influência para os íons monovalentes.

Palavras-chave: Adubação Orgânica. Resíduos na Agricultura. Floculação de argila. Qualidade do solo.

MELO, T.R. **Structural stability and clay dispersion of an Oxisol affected by poultry litter**. 2016. 52 p. Dissertation (Master degree in Agronomy) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2016.

ABSTRACT

Poultry litter is waste generated in large quantities in the state of Paraná, the main use of the organic fertilizer. The reuse of this and other waste is essential for the sustainability of human activities. The attributes related to soil structure may be affected due to the addition of organic residues and chemical variations of the medium. The aim of this study was to evaluate the structural changes and the dispersion of clay depending on the chemical properties resulting from poultry litter application in an Oxisol. For this, an experiment was conducted to the field with the addition of chicken litter fresh and composted. The experimental design was a randomized block design with four replications in a factorial 2 x 4 + 1 (poultry litter fresh and composted x 4.5 doses, 9.0, 13.5 and 18.0 Mg ha⁻¹) + control. The depths measured were 0.00 to 2.50 cm; 2.50 to 5.00 cm; 5.00 to 10.00 cm and 10.00 to 20.00 cm. Poultry litter degraded structure favored in surface layer and stabilize the deeper layers. The C ΔpH and cations (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ and Na⁺) correlated structure and dispersion of clay soil. In order to isolate factors a laboratory experiment was conducted to evaluate the ability of the exchangeable cations (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ and Na⁺) in the soil which can affect the dispersion / clay flocculation. It was observed that clay flocculation caused by each of the following cations followed the order: Mg²⁺ = Ca²⁺ > Na⁺ + K⁺ ≥. Showing that the valence is crucial to define the state of dispersive clays and the ionic radius has greater influence for monovalent ions.

keywords: Organic fertilizer . Waste in Agriculture . clay flocculation. Soil quality.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 2.1 –	População de suínos, bovinos e aves no Brasil no período de 1961 à 2013	12
Figura 2.2 –	Esquema da distribuição de contra-íons em função da distância em uma superfície positivamente carregada	16
Figura 2.3 –	Curvas totais de interação entre duas partículas em função da distância. Curvas totais de interação, $V(1)$ e $V(2)$, obtidas pela soma da curva de atração, V_A , com diferentes curvas de repulsão, $V_R(1)$ e $V_R(2)$, respectivamente	17
Figura 2.4 –	Representação de interações entre duas partículas com dupla camada elétrica	18
Figura 3.1 –	Proporção de agregados estáveis em água de diferentes classes de tamanho (A) e DMP, DMG e IEA (B) na camada de 0,00 – 2,50 cm, 185 dias após a aplicação de cama de frango. Camada de 0,00 – 2,50 cm.....	30
Figura 3.2 –	Proporção de agregados estáveis em água de diferentes classes de tamanho (A) e interação entre os fatores estudados para as classes de 2 – 1 mm (B) e 1 – 0,5 mm (C), 185 dias após a aplicação de cama de frango. Camada de 2,50 – 5,00 cm	31
Figura 3.3 –	Proporção de agregados estáveis em água de diferentes classes de tamanho 185 dias após a aplicação de cama de frango. Camada de 5,00 – 10,00 cm.....	31
Figura 3.4 –	Proporção de agregados estáveis em água de diferentes classes de tamanho (A) e estabilidade dos agregados em função das doses aplicadas (B e C), 185 dias após a aplicação de cama de frango. Camada de 10,00 – 20,00 cm	32
Figura 4.1 –	Dispersão de argila causada pelo cátion no complexo de troca	40
Figura 4.2 –	Poder floculante observado e de referência para Ca^{2+} em um Latossolo Vermelho argiloso.....	42
Figura 4.3 –	Poder floculante observado e de referência para Mg^{2+} em um Latossolo Vermelho argiloso.....	43

Figura 4.4 – Poder floculante observado e de referência para K^+ em um Latossolo Vermelho argiloso.....43

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	–	Atributos do solo no qual o experimento foi realizado.....	26
Tabela 3.2	–	Caracterização das camas de frango utilizadas no experimento	27
Tabela 3.3	–	Probabilidade de erro ao rejeitar a hipótese nula pela ANAVA dos atributos avaliados em função da testemunha (Test), do nível de compostagem (Comp.) e doses (Dose) de cama de frango em diferentes profundidades.....	29
Tabela 3.4	–	Coeficiente de correlação linear de Pearson entre os atributos químicos e físicos de um Latossolo Vermelho muito argiloso 185 dias após a aplicação de cama de frango in natura e compostada	33
Tabela 4.1	–	P-valores das comparações entre a dispersão de argila causada por Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+	41
Tabela 4.2	-	P-valores das comparações entre os poderes floculantes de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+	44

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	REVISÃO DE LITERATURA	12
2.1	PRODUÇÃO DE CAMA DE AVIÁRIO NO BRASIL	12
2.2	AGREGAÇÃO E ESTABILIZAÇÃO DE AGREGADOS	13
2.3	FENÔMENO COLOIDAL	14
2.3.1	Floculação da Fração Argila do Solo	18
2.3.1.1	Atributos químicos que afetam o estado dispersivo das argilas	20
2.3.1.1.1	<i>Densidade de carga, potencial elétrico superficial e potencial zeta</i>	20
2.3.1.1.2	<i>Eletrólitos</i>	21
2.3.1.1.3	<i>Matéria orgânica</i>	22
2.3.1.2	Atributos físicos afetados pela agregação e pelo estado dispersivo das argilas.....	22
2.3.1.2.1	<i>Densidade, porosidade e relações hídricas</i>	23
3	ARTIGO A: CAMA DE FRANGO E ATRIBUTOS QUÍMICOS NA ESTABILIDADE ESTRUTURAL DE UM LATOSSOLO VERMELHO MUITO ARGILOSO	24
3.1	RESUMO	24
3.2	ABSTRACT	25
3.3	INTRODUÇÃO.....	25
3.4	MATERIAL E MÉTODOS.....	26
3.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	29
3.6	CONCLUSÃO	35
4	ARTIGO B: DISPERSÃO DE ARGILA EM UM LATOSSOLO HOMOIÔNICO E PODER DE FLOCULAÇÃO DE CATIONS TROCÁVEIS.	36
4.1	RESUMO	36
4.2	ABSTRACT	36

4.3	INTRODUÇÃO.....	37
4.4	MATERIAL E MÉTODOS.....	38
4.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	40
4.6	CONCLUSÃO	45
	REFERÊNCIAS.....	46

1 INTRODUÇÃO

A produção de carne de frango brasileira cresceu significativamente nas últimas décadas. O aumento do consumo interno e de exportação de carne de frango alavancaram a produção, fazendo do Brasil um destaque mundial no setor. Acompanhando esse crescimento, o volume de resíduos oriundos dessa atividade, como a cama de aviário, ganhou destaque.

Na busca pela sustentabilidade das atividades humanas, o aproveitamento dos resíduos gerados vem se tornando essencial. A agricultura se destaca como receptora desses resíduos, principalmente no que diz respeito ao reaproveitamento destes destinados à aplicação no solo, visando a melhoria de sua qualidade e da nutrição e rendimento vegetal.

O principal uso da cama de aviário é como fertilizante orgânico. Com a adição de resíduos orgânicos ao solo, os agricultores acreditam sempre estar melhorando seus atributos físicos. Porém, nenhum tipo de monitoramento é realizado na prática, tornando evidente a importância de estudos que relacionem a aplicação desse resíduo com a física do solo.

Trabalhos que buscam relacionar a aplicação de cama de aviário com atributos físicos do solo são escassos, assim como trabalhos com solos do Brasil visando entender a dinâmica das argilas em função de variações químicas do solo.

Como o solo é um corpo complexo, seu comportamento é fruto da interação de vários fatores. O estabelecimento dos principais fatores influenciando determinado atributo de interesse é crucial no sentido de simplificar seu entendimento, manejo e diagnóstico.

O estado dispersivo das partículas na fração argila ($< 2 \cdot 10^{-6}$ m) do solo e sua estabilização em macroagregados pode ser considerado uma “ponte” entre os atributos químicos e físicos. A afirmação anterior se alicerça na observação de que estas são extremamente influenciadas pelas condições químicas do meio, como o conteúdo de matéria orgânica, pH e cátions no complexo de troca, e de influenciarem vários dos atributos físicos e processos comumente estudados do solo.

O objetivo do presente trabalho foi avaliar as mudanças estruturais e a dispersão de argila em função dos atributos químicos resultantes da aplicação de

cama de frango em um Latossolo Vermelho. Para tal, realizou-se um experimento à campo para avaliar a influência da cama de frango e dos atributos químicos na estrutura e dispersão de argilas do solo, dada a importância desse resíduo no Estado do Paraná (artigo A). Também foi realizado um estudo de laboratório onde o foco foi avaliar o efeito dos principais cátions trocáveis do solo (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+) na dispersão das argilas (artigo B).

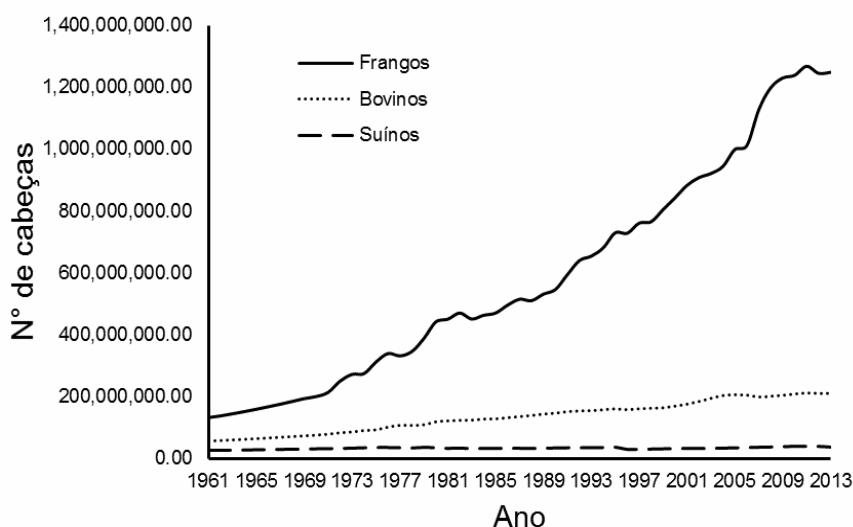
2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 PRODUÇÃO DE CAMA DE AVIÁRIO NO BRASIL

O setor avícola apresentou forte crescimento à partir da década de 1970 (Figura 2.1). O aumento do poder de compra da população, preferência por carnes brancas em busca de hábitos de vida mais saudáveis e acessibilidade do preço foram os principais fatores que alavancaram o setor.

Pode-se observar na Figura 2.1 a discrepância de crescimento no nº de cabeças de frango em comparação ao número de bovinos e suínos.

Figura 2.1 – População de suínos, bovinos e aves no Brasil no período de 1961 à 2013.



Fonte: Dados obtidos em FaoStat (2015). Imagem do próprio autor.

Com o crescimento no número de frangos, a geração de resíduos, principalmente a cama de aviário, foi incrementada. A produção de cama de aviário é de cerca de 1,33 Kg frango⁻¹ (FUKAYAMA, 2008). Considerando-se o ciclo produtivo de 42 dias (NAZARENO et al., 2011) estima-se que no Brasil a produção anual de cama de aviário seja de 14.433.885 toneladas, concentrada principalmente na região sul, maior produtora, com mais de 60% da produção nacional (UBABEF, 2014). A cama de aviário normalmente é mais rica em nutrientes do que outros dejetos animais, principalmente em nitrogênio e fósforo. Portanto, evidencia-se a importância do manejo adequado desse resíduo, a fim de se reduzir os danos

ambientais da atividade e melhor aproveitar os nutrientes neste contidos.

A cama de aviário foi muito usada para alimentação bovina. Entretanto, com a Instrução Normativa N° 15 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, seu uso para esse fim está proibido devido à Encefalopatia Espongiforme (BRASIL, 2001), coloquialmente conhecida como doença da vaca-louca. Como alternativa, seu uso na agricultura como fertilizante orgânico ganhou destaque. Esse produto apresenta baixo custo, comparado à fertilizantes minerais e além do fornecimento de nutrientes, a adição de compostos orgânicos favorece a fixação de carbono ao solo.

2.2 AGREGAÇÃO E ESTABILIZAÇÃO DE AGREGADOS

A agregação pode ser entendida como a aglomeração natural ou grupo de partículas do solo no qual as forças mantendo as partículas unidas é muito maior do que as forças entre agregados adjacentes (MARTIN et al., 1955). Logo, agregados podem ser considerados partículas secundárias formados à partir da união de partículas minerais com substâncias orgânicas e inorgânicas (BRONICK; LAL, 2005). As várias vantagens, do ponto de vista agrícola e ambiental, em se manter o solo com boa agregação são bem conhecidas e serão abordadas posteriormente.

A união de microagregados (<250 μm) em macroagregados (>250 μm) se dá em parte pela ação de compostos orgânicos e de cátions polivalentes. A presença de cátions como Si^{4+} , Fe^{3+} , Al^{3+} e Ca^{2+} estimulam a precipitação de compostos que atuam como ligantes de partículas primárias, além de permitir a formação de pontes entre partículas de argila e de matéria orgânica, favorecendo a agregação (BRONICK; LAL, 2005).

Tão importante quanto a agregação é a estabilidade desses à ação da água, comumente medida pela estabilidade de agregados em água (CASTRO FILHO; MUZILLI; PODANOSCHI, 1998). Sabe-se que a matéria orgânica atua como agente estabilizante dos agregados (CASTRO FILHO; MUZILLI; PODANOSCHI, 1998; TISDALL; OADES, 1982), entretanto, evidências de que solos de regiões tropicais são menos dependentes da matéria orgânica para sua estabilização levam à conclusão de que atrações eletrostáticas, favorecidas pela presença de minerais com sítios de carga positiva, também colaboram para a formação e estabilização da

estrutura nesses solos (SIX et al., 2002, 2004). Trabalhando com solos do Paraná, Tavares Filho et al. (2012) observaram que atributos relacionados à compactação (densidade do solo e resistência à penetração), juntamente com o pH e a matéria orgânica foram importantes para a estimativa da estabilidade de agregados, evidenciando a importância desses atributos no referido fenômeno.

Quando o estoque de carbono lábil para a biota dentro dos macroagregados se esgota, estes tendem a perder sua estabilidade e formar microagregados estáveis (JASTROW; MILLER; LUSSENSHOP, 1998; SIX; ELLIOTT; PAUSTIAN, 1999). Daí a importância da constante adição de compostos orgânicos no sistema.

Peng et al. (2015) encontraram evidências de que os sesquióxidos atuam principalmente na estabilização de microagregados, enquanto que a matéria orgânica está principalmente relacionada aos macroagregados.

A união das partículas primárias é o primeiro passo para a formação de macroagregados. Os fenômenos relacionados a união dessas partículas serão abordados nos próximos tópicos.

2.3 FENÔMENO COLOIDAL

Thomas Graham (1805 – 1869), químico britânico, ao observar que algumas substâncias apresentavam características peculiares como baixa difusibilidade e dificuldade de cristalização quando comparado à outras, como o sal de cozinha e o açúcar (LIMA, 2008), denominou-as como coloides e à sua forma de agregação como a condição coloidal da matéria. A condição coloidal foi nomeada em oposição à condição cristalina (WISNIAK, 2013).

A ciência coloidal abrange sistemas em que um dos componentes possua ao menos uma de suas dimensões entre a escala do nanômetro e do micrômetro (10^{-9} – 10^{-6} m) (SHAW, 1992). Segundo Sposito (2008), em ciência do solo, partículas coloidais são sólidos minerais e orgânicos de baixa solubilidade em água que possuam diâmetro entre 10^{-8} e 10^{-5} m.

Partículas coloidais se caracterizam por possuir elevada área superficial específica ($\text{m}^2 \text{g}^{-1}$), resultando em maior expressão de fenômenos de superfície como adsorção e efeitos de dupla camada elétrica (LIMA, 2008).

Dispersões de partículas sólidas em meio líquido são chamadas de

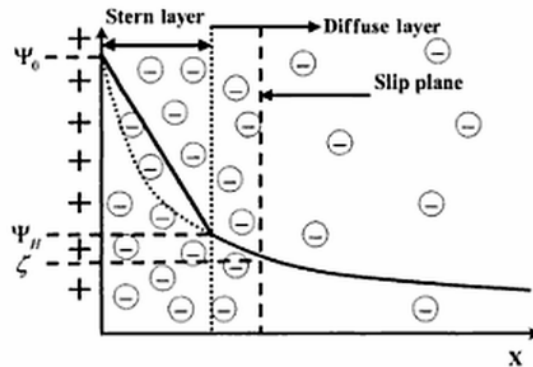
“sóis”. Nesses sistemas, a região onde há transição de uma fase para outra é comumente referido como superfície ou interface (MYERS, 1999). Segundo Myers (1999), o termo superfície é comumente usado em referência à região de transição de uma fase condensada (líquida ou sólida) e uma fase gasosa ou vácuo, enquanto o termo interface é usado para a transição entre duas fases condensadas (líquidas ou sólidas).

Um sistema coloidal pode ser estável ou instável. Quando estável, as partículas permanecem dispersas no meio e não sedimentam devido à pequena influência da força da gravidade, quando comparada às forças de interação da partícula com o meio. Quando as partículas floculam e sedimentam, devido ao ganho de massa que possibilita maior influência da força gravitacional, o sistema é dito instável. De modo geral, a fase dispersa é termodinamicamente instável e tende à formação de agregados de modo a reduzir a área interfacial, porém, dependendo das condições do meio, a dispersão pode ser favorecida (LEITE; RIBEIRO, 2012).

Em solos, partículas minerais desenvolvem cargas elétricas devido à substituição isomórfica de um íon por outro de valência diferente ou devido à desordem estrutural, enquanto partículas minerais e orgânicas desenvolvem carga na superfície devido à adsorção e dissociação de íons (SPOSITO, 2004).

No caso de partículas carregadas, a fim de se atingir o estado de menor energia livre, os íons presentes na solução e de carga oposta à das interfaces são atraídos próximos à superfície e são denominados contra-íons. Os íons de carga semelhante à da partícula são repelidos e denominados co-íons. Um esquema da distribuição dos contra-íons em função da distância da partícula positivamente carregada é mostrado na Figura 2.2.

Figura 2.2 – Esquema da distribuição de contra-íons em função da distância em uma superfície positivamente carregada.



Fonte: Adaptado de Hong (2006).

O eixo y representa a concentração de contra-íons enquanto o eixo x , a distância destes com relação à superfície da partícula. Os contra-íons na camada mais próxima da superfície estão sob intensa influência do campo elétrico gerado pelas cargas na partícula. Essa camada de íons adsorvidos à superfície é denominada camada de Stern.

Após certa distância da superfície da partícula, o campo elétrico gerado passa a ter influência imperceptível sobre os íons. Nesse ponto, os contra-íons e os co-íons se encontram equilibrados uns com os outros, delimitando assim a solução do solo. Entre a camada de Stern e a solução do solo, está a porção difusa da dupla camada elétrica (ou camada de Guoy-Chapman).

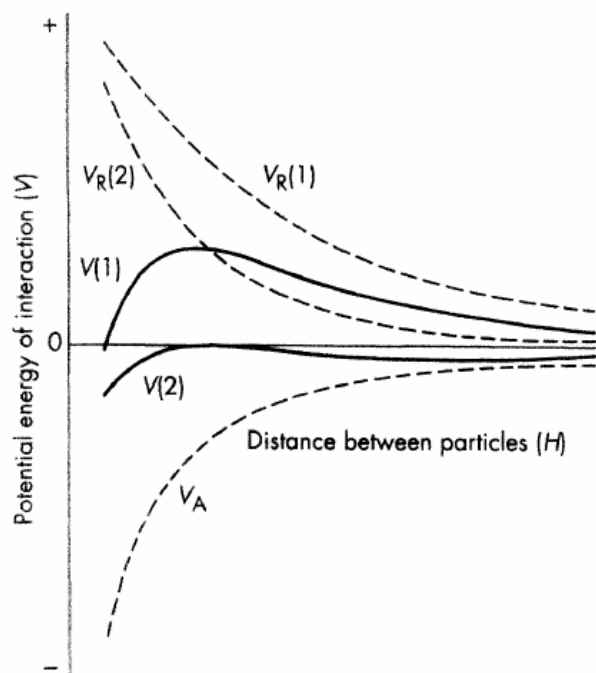
Segundo Leite e Ribeiro (2012), a estabilidade de um sistema coloidal depende da energia potencial total (V_T) entre partículas, que é descrita como:

$$V_T = V_{vdW} + V_e + V_{estérico} + V_{estrutural} \quad \text{Eq. 2.1}$$

Onde V_{vdW} é a energia potencial atrativa oriunda das interações de longa distância de van der Waals (força de Keeson, força de Debye, força de interação dipolo-carga e forças de dispersão de London), V_e é a energia potencial repulsiva resultante da interação entre partículas carregadas, mais especificamente devido à sobreposição de duplas camadas elétricas (BIKE; PRIEVE, 1990), $V_{estérico}$ é a energia potencial repulsiva resultante da interação estérica entre partículas quando com macromoléculas adsorvidas, e $V_{estrutural}$ é relacionada à energia potencial resultante de espécies não adsorvidas na solução que podem modificar a estabilidade da suspensão.

O balanço entre as forças de atração e repulsão em função da distância entre duas partículas dá origem à curva total de interação (Figura 2.3). Na Figura 2.3 são consideradas apenas V_{vdW} e V_e (teoria DLVO clássica), que são representadas como V_A e V_R , respectivamente. Nela são mostradas duas situações (1 e 2), onde as forças repulsivas (V_R ou V_e) variam. Os valores positivos no eixo Y representam repulsão e valores negativos, atração. O eixo X representa a distância entre duas partículas de carga semelhante (positiva ou negativa). Na situação 1, a força repulsiva ($V_{R(1)}$) é maior do que na situação 2 ($V_{R(2)}$), resultando em uma barreira repulsiva na curva $V_{(1)}$ que é inexistente em $V_{(2)}$. Essa barreira eletrostática favorece a manutenção da dispersão coloidal, impedindo a formação de agregados.

Figura 2.3 - Curvas totais de interação entre duas partículas em função da distância. Curvas totais de interação, $V_{(1)}$ e $V_{(2)}$, obtidas pela soma da curva de atração, V_A , com diferentes curvas de repulsão, $V_{R(1)}$ e $V_{R(2)}$, respectivamente.

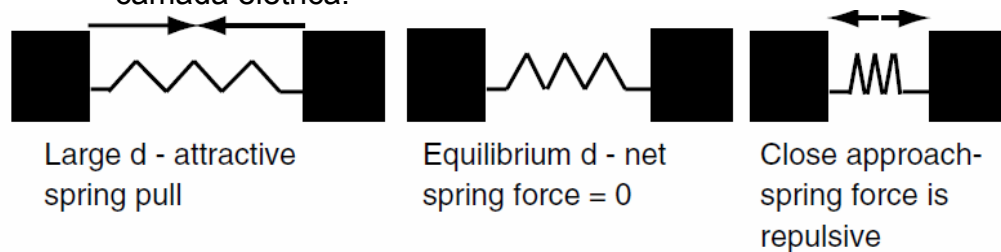


Fonte: Adaptado de Shaw (1992).

Como as forças atrativas possuem maior alcance do que as repulsivas, Myers (1999) compara a interação entre duas partículas à dois blocos ligados por uma mola (Figura 2.4). Quando os blocos (partículas) estão muito afastados, há tendência de que eles se aproximem (esticamento da mola) pela predominância das forças atrativas. Porém, quando os blocos se aproximam, a mola se contraí e oferece resistência à continuidade da aproximação, devido à

sobreposição de duplas camadas elétricas, sendo estabelecida uma distância de equilíbrio entre as partículas em função da intensidade dessas forças.

Figura 2.4 – Representação de interações entre duas partículas com dupla camada elétrica.



Até o momento, os sistemas coloidais discutidos eram compostos por um único tipo de partícula, com carga semelhante e distribuída em torno de toda a sua superfície. Em partículas de sistemas naturais como o solo, a situação é mais complexa pois há diferentes partículas presentes, muitas vezes com cargas opostas umas das outras e, no caso de algumas partículas, há presença de porções interfaciais com cargas positivas, nulas e negativas.

2.3.1 Floculação da Fração Argila do Solo

O solo apresenta componentes coloidais e não coloidais. Por definição, nem todas as partículas na fração argila ($< 2 \times 10^{-6}$ m) são classificadas como colóide ($< 10^{-6}$ m). Entretanto, nessa fração os fenômenos de superfície também são importantes e vão decrescendo à medida que o tamanho das partículas aumenta (frações silte e areia).

O processo de agregação é definido pela IUPAC (União Internacional de Química Pura e Aplicada) como sendo a união de partículas, ou seja, a formação de agregados. Os processos de coagulação e floculação são usados indistintamente por alguns autores, porém remetem a processos de agregação onde agregados compactos ou de estruturas mais abertas são formados, respectivamente (EVERETT, 1972).

Em ciência do solo, a agregação é dividida em floculação e cimentação, e se referem às fases distintas do mesmo processo. Floculação é o termo usado para expressar a união das partículas primárias, formando os microagregados, enquanto a cimentação é usada para o processo de união de

microagregados em estruturas maiores, os macroagregados (CARDOSO et al., 2013).

No solo, sobretudo naqueles que sofreram intenso processo de intemperismo, a presença de componentes com diferentes cargas interfaciais desfavorece a dispersão. A caulinita por exemplo, muitas vezes o mineral mais abundante da fração argila de solos intemperizados, normalmente apresenta a face octaedral com cargas positivas, a face tetraedral (gibbsítica) neutra e, nas bordas, os grupos aluminol e silanol apresentam cargas positivas e negativas na faixa de pH comum aos solos, respectivamente (TOMBÁ CZ; SZEKERES, 2006). Isso favorece a flocculação pela interação face-borda em minerais de caulinita (KRETZSCHMAR; HOLTHOFF; STICHER, 1998). A agregação de partículas em que as interfaces envolvidas não possuam mesma carga é denominada heteroagregação e, devido a menor barreira à agregação por essa via (TREFALT; RUIZ-CABELLO; BORKOVEC, 2014), provavelmente é o mecanismo predominante no solo em estudo.

A matéria orgânica também é um importante agente cimentante das partículas e interage fortemente com óxidos de ferro (DUIKER et al., 2013) e principalmente com os de alumínio (VENDRAME et al., 2011).

Do ponto de vista agrícola, a manutenção de adequada qualidade física do solo está relacionada com a permanência da união das partículas que o constitui (agregação). Solos em estágio moderado de intemperismo como os Latossolos Vermelhos oriundos de basalto da região de Londrina, Paraná, predominantemente compostos por caulinita, apresentam naturalmente estrutura granular, que está associada à adequadas condições físicas ao desenvolvimento de plantas. Porém, mudanças são observadas nessas estruturas em função do uso agrícola (TAVARES FILHO et al., 1999).

Entretanto, para que possam ser cultivados, comumente demandam algum tipo de manejo químico, como calagem e fertilização. Essas intervenções podem alterar o estado dispersivo das argilas e prejudicar a estruturação e desfavorecer o ambiente físico às raízes.

Em seguida será discutido os principais fatores químicos que interferem no estado dispersivo das partículas e logo após, o reflexo do aumento da dispersão e redução da estabilidade estrutural em alguns dos atributos físicos do solo.

2.3.1.1 Atributos químicos que afetam o estado dispersivo das argilas

Os fatores químicos de maior importância para o estado dispersivo das argilas são: densidade de carga superficial, potencial elétrico de superfície e potencial zeta, eletrólitos e compostos orgânicos.

2.3.1.1.1 *Densidade de carga, potencial elétrico superficial e potencial zeta*

A densidade de carga superficial representa o número de cargas por unidade de área da partícula e dependerá da natureza e quantidade dos grupos presentes na superfície (MCCLEMENTS, 2015), que poderão estar protonados, neutros ou desprotonados dependendo da atividade de H^+ . Logo, aumento no pH por meio da aplicação de produtos tende a aumentar a densidade de carga superficial negativa da fração argila do solo, teoricamente gerando excesso à partir do momento em que o pH ultrapassa o ponto de carga zero.

Outros atributos comumente mencionados com relação ao comportamento coloidal são o potencial elétrico superficial e o potencial zeta. O potencial elétrico superficial representa a energia livre necessária para elevar a densidade de carga superficial de zero para Ψ_0 , em função das condições do meio (MCCLEMENTS, 2015).

O potencial zeta é o potencial elétrico no plano de cisalhamento (HONG, 2006). Esse plano delimita a região na qual o líquido presente acompanha a partícula em movimento. Íons entre essa região e a superfície da partícula estão sob forte influência das cargas da mesma, abrangendo um volume maior do que o delimitado pelo plano de Stern. Na prática, o potencial zeta representa melhor as características elétricas e o comportamento coloidal das partículas do que a densidade de carga e o potencial elétrico superficial por considerar também os contra-íons adsorvidos (MCCLEMENTS, 2015), que interferem na espessura da dupla camada elétrica (MAHANTA, MISHRA, KANSAL, 2014).

Na faixa de pH comumente observada nos solos de regiões tropicais, de 4 à 7, a carga líquida é negativa, embora seja comum a existência de partículas de carga líquida positiva, como óxidos, hidróxidos e oxidróxidos de ferro e hidróxidos de alumínio. A predominância de carga líquida positiva ocorre em solos com baixo teor de matéria orgânica e sob condições de intenso intemperismo, em

que há acúmulo de óxidos na fração mineral.

O potencial zeta é o atributo relacionado às cargas das partículas mais facilmente mensurado e que possui maior relação com sua estabilidade (CHOROM; RENGASAMY, 1995). Partículas com maior potencial zeta possuem maior força de repulsão eletrostática, impedindo a agregação. O aumento na força repulsiva entre partículas é causado principalmente pelo afastamento entre o pH e o ponto de carga zero.

2.3.1.1.2 *Eletrólitos*

Os eletrólitos presentes na solução do solo são atraídos ou repelidos em função da carga predominante na partícula. Os contra-íons (carga oposta à da partícula) são mais importantes do que os co-íons na definição da estabilidade das partículas (SPARKS, 2003).

No caso de partículas negativamente carregadas, os contra-íons serão cátions. As principais variáveis relacionadas aos cátions que afetam a estabilidade do sistema são sua valência e concentração, nessa ordem (CHOROM; RENGASAMY, 1995).

Quanto maior a valência do cátion, menor o potencial zeta da partícula devido à maior neutralização por unidade de volume do campo elétrico gerado na superfície da partícula (MARCHUK; RENGASAMY, 2011), reduzindo a barreira à floculação.

Todos os cátions possuem capacidade de flocular partículas negativas. Entretanto, quando menor sua valência, maior a concentração necessária para tal. A concentração na qual determinado íon flocula as partículas dispersas é denominada concentração crítica de coagulação.

Como os cátions K^+ e Na^+ dificilmente atingem a concentração crítica de coagulação, são dispersantes em solos, enquanto o Al^{3+} , o Fe^{3+} e o Ca^{2+} são considerados floculantes. Há discussão em torno do efeito do Mg^{2+} , porém observações sugerem que ele possua capacidade intermediária entre o Ca^{2+} e o K^+ (ARIENZO et al., 2012; MARCHUCK; RENGASAMY, 2011; ZHANG; NORTON, 2002).

2.3.1.1.3 *Matéria orgânica*

A matéria orgânica tende a se adsorver às partículas minerais do solo (KAISER; GUGGENBERGER, 2000). Como a maior parte dos grupos funcionais da matéria orgânica possui baixo pKa, estes apresentam carga negativa no pH de solos. Com isso, há intensificação do potencial zeta negativo (PLAZA et al., 2015), favorecendo a dispersão das argilas.

Por outro lado, moléculas orgânicas podem ligar duas ou mais partículas devido suas grandes extensões e sítios ativos. Esse efeito é denominado “bridging”.

É bem aceito na literatura que a matéria orgânica é benéfica para a formação de macroagregados (BRONICK; LAL, 2005), entretanto com reação à formação de microagregados (floculação) o efeito da matéria orgânica parece ser variável, provavelmente devido à diferenças em sua composição.

As porções negativamente carregadas da matéria orgânica interagem principalmente com sítios positivos dos minerais como os aluminol (caulinita e gibbsita) e com os óxidos de ferro (DUIKER et al., 2003; JOZEFACIUK; CZACHOR, 2014; VENDRAME et al., 2011). Porções hidrofóbicas tendem a interagir com a superfície siloxana de filossilicatos como a caulinita (MOYO et al., 2014) devido à estabilização eletrônica dos oxigênios pelos átomos de silício e ausência de substituições isomórficas.

Ânions orgânicos como o oxalato, citrato, acetato (NGUYEN et al., 2013) e ácidos húmicos (KRETZSCHMAR; HOLTHOFF; STICHER, 1998; PLAZA et al., 2015) aumentam o potencial zeta pela interação com as porções positivamente carregadas e favorecem a dispersão da caulinita. Segundo Kretzschmar, Holthoff e Sticher (1998), o efeito dos ácidos húmicos no aumento da dispersão de caulinita pura é meramente eletrostático em baixa força iônica, ou seja, não há efeito dispersivo estérico pela adsorção dessas macromoléculas.

2.3.1.2 Atributos físicos afetados pela agregação e pelo estado dispersivo das argilas

O estado dispersivo das argilas e a estabilidade dos agregados são fortemente influenciados pelas condições químicas do meio, conforme explicado nos

tópicos anteriores. Logo, a análise da estabilidade estrutural e do conteúdo de argila dispersa em água podem fornecer informações sobre o impacto do manejo químico como adição de corretivos e fertilizantes orgânicos e inorgânicos nos processos relacionados aos atributos físicos do solo.

2.3.1.2.1 *Densidade, porosidade e relações hídricas*

As argilas dispersas presentes na superfície do solo oriundas de agregados instáveis em água podem seguir dois caminhos: permanecer na superfície na forma de crosta ou infiltrar e, ao encontrar um ambiente favorável à sua floculação ou impedimento mecânico à movimentação, entupir os poros do solo.

Um ambiente propício à instabilidade estrutural e à dispersão de argila favorece o aparecimento de crostas superficiais (ROBINSON; PHILLIPS, 2001), dificultando a infiltração de água e, conseqüentemente, favorecendo a erosão (MAIER et al., 2013; ZONTA et al., 2012).

Quando infiltram, os macroporos são mais afetados do que os microporos pelo entupimento por argilas dispersas (SPERA et al., 2008). Esse entupimento ocorre em camadas de solo acima das quais existam argilas dispersas (SPERA et al., 2008; SCHAEFER et al., 2002). Paradelo, van Oort e Chenu (2013) observaram em experimento de longa duração que os tratamentos que proporcionaram maior dispersão de argila também causaram um aumento na densidade do solo e degradação da estrutura do solo estudado.

A oxigenação e as relações hídricas do solo como infiltração (FRANZLUEBBERS, 2002; RIES; HIRT, 2008), condutividade hidráulica (NETO et al., 2009; SOUZA et al., 2014; ZHANG; NORTON, 2002), retenção e disponibilidade de água e os limites de liquidez, plasticidade e de contração (SILVA et al., 2001) são afetadas pelas mudanças na porosidade, superficial ou não, oriundas do aumento da dispersão de argila. A difusibilidade do solo à água é aumentada em solos de elevada condutividade elétrica (GUICHET; FLEURY; KOHLER, 2008) pois a concentração iônica ultrapassa a crítica à coagulação.

3 ARTIGO A: CAMA DE FRANGO E ATRIBUTOS QUÍMICOS NA ESTABILIDADE ESTRUTURAL DE UM LATOSSOLO VERMELHO MUITO ARGILOSO

3.1 RESUMO

O uso de cama de frango como fertilizante orgânico é amplamente difundido, porém seu efeito na estabilidade estrutural do solo é pouco estudado. O objetivo do presente trabalho foi avaliar a resposta na estabilidade estrutural de um Latossolo Vermelho muito argiloso a doses de cama de frango *in natura* e compostada. O experimento foi conduzido em um Latossolo Vermelho muito argiloso sob plantio direto situado em Londrina, Paraná. O delineamento foi em blocos casualizados em esquema fatorial com tratamento adicional 2x4+1, em que foram avaliados dois níveis de compostagem da cama de frango: *in natura* e compostada; doses de 4,5; 9,0; 13,5 e 18 Mg ha⁻¹ e o tratamento adicional, que não recebeu o resíduo. Foram coletadas amostras nas profundidades de 0,00-2,50; 2,50-5,00; 5,00-10,00 e 10,00-20,00 cm. Foi avaliado o teor de carbono orgânico total, pH_{H2O}, pH_{KCl} 1N, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺ trocáveis e solúveis em água, além do cálculo do ΔpH. Essas variáveis foram correlacionadas pelo coeficiente de correlação linear de Pearson com a argila dispersa em água, agregados estáveis de diâmetro entre 19-8, 8-4, 4-2, 2-1, 1-0,5 e 0,5-0,25 mm e com o diâmetro médio ponderado e geométrico, além do índice de estabilidade de agregados. Os dados foram submetidos à análise de variância e, em caso de significância (5%), foi realizado o teste de Tukey ou regressão polinomial. A argila dispersa em água não foi afetada pela aplicação de cama de frango, enquanto a estabilidade estrutural foi reduzida na camada superficial (0,00-2,50 cm) e incrementada nas mais profundas (5,00-10,00 e 10,00-20,00). O pH_{H2O}, ΔpH, C e cátions (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺) se correlacionam com a estabilidade estrutural do solo.

Palavras-chave: Agregação do solo. Adubação orgânica. Plantio direto.

3.2 ABSTRACT

The use of chicken manure as organic fertilizer is widespread, but its effect on soil structural stability is understudied. The aim of this work was to evaluate the structural stability response of a very clayed Oxisol to *in natura* and composted chicken manure dosages. The experiment was performed in a very clayed Oxisol under no-tillage situated in Londrina, Paraná. The experimental design was in randomized blocks, in factorial with additional treatment 2x4+1, which was evaluated two composting levels: *in natura* and composted; dosages of 4.5; 9.0; 13.5; 18 Mg ha⁻¹ and the additional treatment, which did not receive the waste. Samples were collected at 0,00-2,50; 2,50-5,00; 5,00-10,00 and 10,00-20,00 cm layers. It was evaluated the total organic carbon content, pH_{H2O}, pH_{KCl} 1N, exchangeable and water soluble Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ and Na⁺, besides the calculation of ΔpH. These variables were correlated by Pearson linear correlation coefficient with water dispersible clay, stable aggregates of diameter between 19-8, 8-4, 4-2, 2-1, 1-0.5 and 0.5-0.25 mm and with weighted and geometric average diameter, besides the aggregates stability index. Data was evaluated by analysis of variance and, in case of significance (5%), Tukey's test or polynomial regression was performed. The water dispersible clay was not affected by chicken manure application, while structural stability was reduced on the superficial layer (0.00-2.50 cm) and increased on the deepest ones (5.00-10.00 and 10.00-20.00 cm). The pH_{H2O}, ΔpH, C and cations (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺) correlate with soil structural stability.

3.3 INTRODUÇÃO

Com o crescimento da produção brasileira de carne de frango nas últimas décadas, a produção de resíduos como a cama de frango foi intensificada. O Brasil é o maior exportador e 3º maior produtor de carne de frango no mundo, sendo o Paraná o principal estado produtor, com 31,12 % da produção nacional (UBABEF, 2014).

A cama de frango é amplamente utilizada como fertilizante orgânico, a fim de se prover nutrientes e matéria orgânica ao solo, contribuindo para a nutrição e o incremento no rendimento das plantas. Recomenda-se que a cama de frango seja aplicada no solo após compostada, entretanto nem sempre o procedimento é

realizado na prática.

A estrutura do solo é fundamental para manutenção de sua qualidade, capacidade produtiva e prestação de serviços ambientais. Nesse sentido, macroagregados estáveis estão diretamente relacionados à qualidade e persistência da estrutura do solo. Sabe-se que a matéria orgânica está diretamente relacionada à estabilização desses agregados e, por isso, existe a crença de que a aplicação de resíduos orgânicos sempre favoreça a estabilização da estrutura do solo. Entretanto, as múltiplas reações e interações existentes no solo são complexas, dificultando a previsão do comportamento do solo.

O objetivo do presente trabalho foi avaliar a resposta da estabilidade estrutural de um Latossolo Vermelho muito argiloso à doses de cama de frango *in natura* e compostada e suas variações em função dos atributos químicos do solo.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na fazenda escola (FAZESC) da Universidade Estadual de Londrina (Latitude 23°23' S, Longitude 51°11' W, Altitude 566 m), no município de Londrina, Paraná. O clima, de acordo com a classificação de Köppen, é Cfa – subtropical úmido. O solo da área experimental foi classificado como Latossolo Vermelho (EMBRAPA, 2013) e a caracterização de seus atributos químicos e físicos é apresentada na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Atributos do Latossolo Vermelho sob o qual o experimento foi realizado.

Prof. (cm)	Argila	Silte	Areia	C	Ca	Mg	K	Na	Al	pHH ₂ O	ΔpH
	g kg ⁻¹				cmolc dm ⁻³						
0,00 - 2,50	605,12	176,06	218,82	23,67	11,50	2,10	0,38	0,00	0,00	6,05	-0,46
2,50 - 5,00	614,08	190,85	195,07	17,15	9,05	2,32	0,20	0,00	0,00	6,09	-0,71
5,00 - 10,00	623,23	176,72	200,05	12,14	8,45	2,46	0,15	0,00	0,00	6,44	-0,70
10,00 - 20,00	632,89	175,04	192,07	11,55	7,81	2,51	0,07	0,00	0,00	6,10	-0,80

C: Carbono orgânico total; pHH₂O: pH em água.

O delineamento utilizado foi o de blocos inteiramente casualizados, em esquema fatorial 2x4+1 com quatro repetições, com os blocos delimitados perpendiculares ao sentido do declive. Foram avaliadas cama de frango *in natura* e compostada em quatro doses (4,5; 9,0; 13,5 e 18 Mg de matéria seca ha⁻¹), além de uma testemunha em que o resíduo não foi aplicado. Cada parcela experimental foi

constituída de 6 linhas de soja espaçadas por 0,45 metros e 5,00 metros de comprimento. Foram excluídas as duas linhas externas e 0,50 m das extremidades, totalizando uma área útil para a coleta das amostras de 5,4 m².

A cama de frango foi coletada em aviário comercial com média de 12 frangos m⁻² no município de Londrina, Paraná uma semana após o término do quinto lote de frangos. Uma porção da cama foi seca ao ar em dias ensolarados e ficou armazenada com baixa umidade e protegida da chuva (cama *in natura*) enquanto a outra foi compostada (Tabela 3.2). A compostagem foi realizada umidecendo a cama de modo que ao apertá-la com a mão, a mesma ganhasse aderência sem que houvesse excesso de água (escorrendo entre os dedos). A pilha do resíduo foi agitada com auxílio de uma enxada manual, de 2 à 4 vezes por semana, com reposição da umidade perdida. O procedimento foi realizado até a estabilização térmica do composto.

A aplicação foi realizada manualmente em superfície em sistema plantio direto no dia 18/08/2014. Na safra de inverno anterior, a área havia sido manejada com aveia preta, posteriormente tombada. O plantio da soja foi realizado em 18/11/2014.

Tabela 3.2 – Caracterização das camas de frango utilizadas no experimento.

Nível de compostagem	pH _{H2O}	N	Ca	Mg	K	S	Zn	Cu	Fe
		----- g kg ⁻¹ -----					---- mg kg ⁻¹ ----		
In natura	6,8	27,0	45,6	5,6	29,1	7,5	280	390	2885
Compostada	7,5	28,7	42,3	3,4	35,1	6,7	190	295	2689

A cultivar utilizada foi a TMG 1067 RR[®], semeada com densidade populacional de 400.000 plantas ha⁻¹. Não foi realizada fertilização com outros produtos além da cama de aviário.

Após a colheita da soja, a coleta das amostras de solo foi realizada em quatro profundidades (0-2,50; 2,50-5,00; 5,00-10,00 e 10,00-20,00 cm) para a realização das análises químicas e físicas. O período total entre a aplicação da cama de frango e a coleta do solo foi de 185 dias.

As análises químicas foram realizadas de acordo com Pavan et al., (1992) em amostras deformadas e peneiradas (2 mm) de solo e os parâmetros avaliados foram: Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺ trocáveis e solúveis em água, pH_{H2O}, pH_{KCl (1N)},

ΔpH , e carbono orgânico total (C).

O Ca^{2+} e Mg^{2+} foram extraídos com KCl (1N), o K^+ e Na^+ com Mehlich-1. O Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ solúveis foram extraídos com água destilada na proporção 1:5 (*m:v*) até o extrato atingir condutividade elétrica constante (72 horas). O $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ e $\text{pH}_{\text{KCl (1N)}}$ foram medidos em relação solo:solução de 1:2,5 (*m:v*). O C foi quantificado pela oxidação com $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$.

A análise granulométrica foi realizada de acordo com EMBRAPA (1997). Para a avaliação da argila dispersa em água, utilizou-se o método da pipeta, de acordo com a lei de Stokes após 20g de solo e 100ml de água destilada terem sido agitados durante 1 hora em agitador orbital horizontal (BARRAL; ARIAS; GUÉRIF, 1998) à 200 rpm (MELO; MACHADO; TAVARES FILHO, 2015).

A avaliação da estabilidade de agregados em água foi realizada em agregados menores do que 19 mm com peneiras de 8; 4; 2; 1; 0,5 e 0,25 mm, em triplicata, conforme descrito por Castro Filho, Muzilli e Podanoschi (1998). Foram calculados o diâmetro médio ponderado (DMP) e o diâmetro médio geométrico (DMG) dos agregados, além do índice de estabilidade de agregados (IEA) pelas seguintes fórmulas após a correção da massa das amostras para a massa seca à 105°C:

$$\text{DMP} = \sum D_i \cdot w_i$$

$$\text{DMG} = e^{\sum \text{Ln}(D_i) \cdot w_i}$$

$$\text{IEA} = 100 \cdot (\text{MA} - \text{wp25} - \text{Areia}) / (\text{MS} - \text{Areia})$$

Onde:

D_i = Média aritmética das peneiras superior e inferior com relação à determinada classe de tamanho de agregados;

w_i = Proporção de cada classe com relação ao total;

MA = Massa da amostra;

Wp25 = Massa da classe < 0,25 mm.

Os dados foram submetidos à análise de homogeneidade de variâncias de Bartlett e ao teste de normalidade de Shapiro e Wilk (1965). Em seguida, foi realizada a análise de variância (ANAVA) e, para a observação da tendência dos atributos em função das doses aplicadas, foi utilizada a análise de regressão polinomial. No caso da variável resposta não atender os pressupostos da ANAVA, utilizou-se a transformação de Box-Cox (BOX; COX, 1982), onde:

$$\text{Se } \lambda_{95\%} = 0: Y' = \text{Log}_e Y;$$

Se $\lambda_{95\%} \neq 0$; $Y' = (Y^\lambda - 1) \lambda^{-1}$.

Onde:

$\lambda_{95\%}$ = Intervalo de confiança da estatística λ à 95% de nível de confiança;

Y' = Variável transformada;

Y = Variável original.

As análises foram realizadas no programa “R” com o auxílio do pacote “ExpDes.pt” para a ANAVA, teste de Tukey e regressão polinomial e do pacote “mass” para a transformação das variáveis.

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O efeito dos tratamentos nos atributos físicos foi avaliado e é apresentado na Tabela 3.3, que mostra o resultado da análise de variância nas diferentes profundidades.

Tabela 3.3 – Probabilidade de erro ao rejeitar a hipótese nula pela ANAVA (p-valor do teste F) dos atributos avaliados em função da testemunha (Test), do nível de compostagem (Comp) e doses (Dose) de cama de frango em diferentes profundidades do Latossolo Vermelho avaliado.

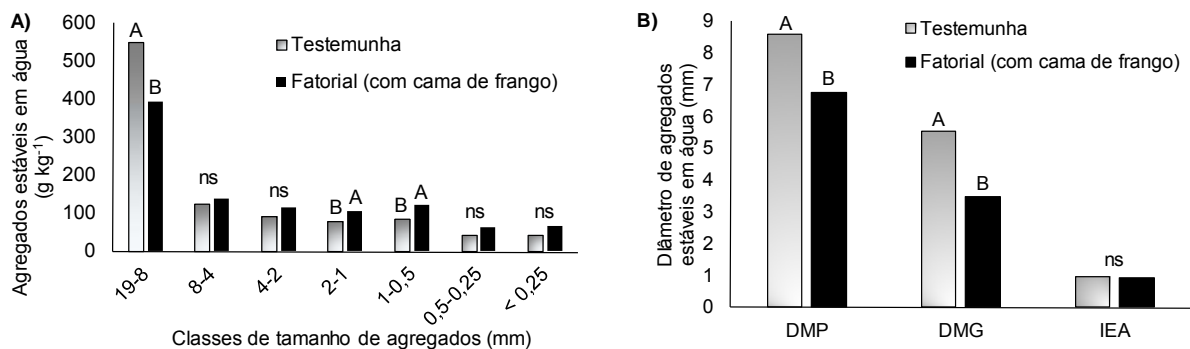
Causa de variação	ADA	19 - 8	8 - 4	4 - 2	2 - 1	1 - 0,5	0,5 - 0,25	<0,25	DMP	DMG	IEA
0,00 - 2,50 cm											
Blocos	0,25	0,42	0,66	0,94 ¹	0,58	0,11	0,11	0,47	0,3	0,21	0,48
Comp (C)	0,01	0,32	0,76	0,29	0,34	0,71	0,53	0,39	0,36	0,48	0,39
Dose (D)	0,16	0,79	0,6	0,33	0,21	0,43	0,51	0,96	0,77	0,85	0,96
C x D	0,4	0,24	0,71	0,86	0,47	0,09	0,06	0,2	0,24	0,35	0,2
Test x Fat	0,35	0,01	0,31	0,12	0,04	0,03	0,06	0,07	0,01	0,007	0,07
2,50 - 5,00 cm											
Blocos	0,01	0,31	0,60	0,08	0,39	0,77	0,56 ¹	0,34	0,37	0,38	0,34
Comp (C)	0,07	0,04	0,14	0,04	0,06	0,12	0,46	0,41	0,05	0,08	0,41
Dose (D)	0,1	0,6	0,18	0,14	0,36	0,12	0,05	0,26	0,59	0,57	0,26
C x D	0,54	0,06	0,08	0,32	0,04	0,02	0,2	0,4	0,05	0,11	0,4
Test x Fat	0,19	0,98	0,82	0,39	0,66	0,56	0,44	0,86	0,91	0,74	0,86
5,00 - 10,00 cm											
Blocos	0,16	0,31	0,27	0,02	0,64	0,49	0,21	0,36	0,34	0,34	0,36
Comp (C)	0,71	0,17	0,4	0,01	0,17	0,46	0,98	0,64	0,22	0,28	0,64
Dose (D)	0,66	0,42	0,37	0,17	0,52	0,63	0,71	0,13	0,42	0,36	0,13
C x D	0,11	0,47	0,87	0,48	0,52	0,71	0,84	0,08	0,44	0,42	0,08
Test x Fat	0,71	0,07	0,87	0,29	0,05	0,07	0,11	0,09	0,05	0,13	0,09
10,00 - 20,00 cm											
Blocos	0,71	0,01	0,22	0,38 ¹	0,03	0,01	0,01	0,03 ¹	0,01	0,009	0,04 ¹
Comp (C)	0,06	0,89	0,59	0,64	0,45	0,69	0,79	0,84	0,99	0,8	0,69
Dose (D)	0,17	0,03	0,54	0,19	0,15	0,28	0,4	0,25	0,035	0,049	0,36
C x D	0,45	0,52	0,76	0,95	0,79	0,93	0,05	0,35	0,43	0,55	0,32
Test x Fat	0,78	0,048	0,72	0,04	0,01	0,09	0,62	0,86	0,07	0,17	0,95

Fat: Fatorial (representa a média de todas as observações contendo cama de frango). ADA: argila dispersa em água; 19 – 8/8 – 4/4 – 2/2 – 1/1 – 0,5/0,5 – 0,25/<0,25: limites superior e inferior do diâmetro de agregados estáveis em água; DMP: diâmetro médio ponderado; DMG: diâmetro médio geométrico; IEA: índice de estabilidade de agregados. ¹ Variáveis transformadas conforme Box e Cox (1982). Valores significativos (<5%) em negrito.

Pode-se observar que o teor de ADA não foi alterado pela aplicação de cama de frango em nenhuma profundidade (Tabela 3.3). A única resposta estatística observada foi para o nível de compostagem na primeira camada (0,00-2,50 cm), porém os valores observados foram de 140 e 160 g kg⁻¹ para a cama *in natura* e compostada, respectivamente, tornando as mudanças pouco relevantes do ponto de vista agrônomo e ambiental. Esses resultados corroboram com Melo, Machado e Tavares Filho (2015), que também não observaram variação na ADA 90 dias após a aplicação de cama de frango no mesmo solo do presente estudo, em experimento em casa de vegetação. Entretanto, Costa et al. (2009) observou pequena redução na ADA pela aplicação de cama de frango em um Latossolo Vermelho distrófico típico, diferindo dos resultados do presente trabalho.

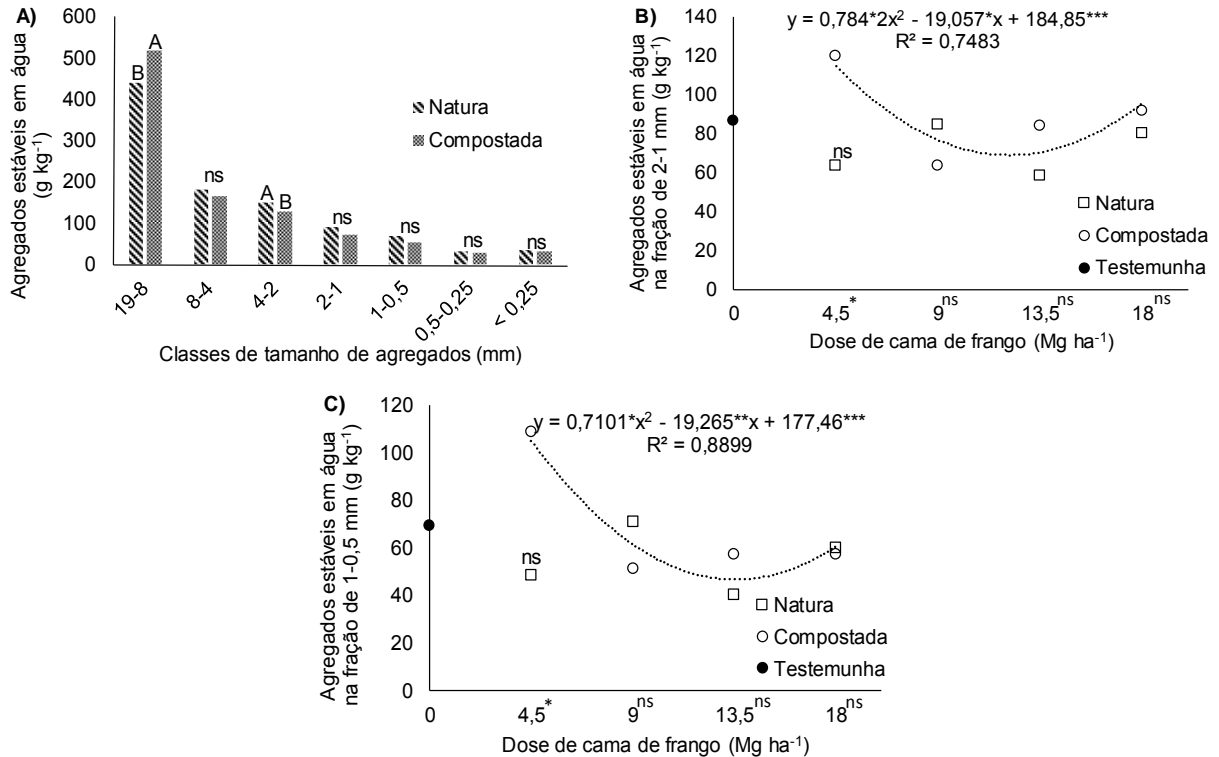
O desdobramento da ANOVA (Tabela 3.3) para avaliação dos efeitos da aplicação de cama de frango na estabilidade estrutural do solo nas camadas de 0,00 – 2,50, 2,50 – 5,00; 5,00 – 10,00 e 10,00 – 20,00 cm são apresentados nas Figuras 3.1, 3.2, 3.3 e 3.4, respectivamente.

Figura 3.1 – Proporção de agregados estáveis em água de diferentes classes de tamanho (A) e DMP, DMG e IEA (B) na camada de 0,00 – 2,50 cm, 185 dias após a aplicação de cama de frango. Camada de 0,00 – 2,50 cm.



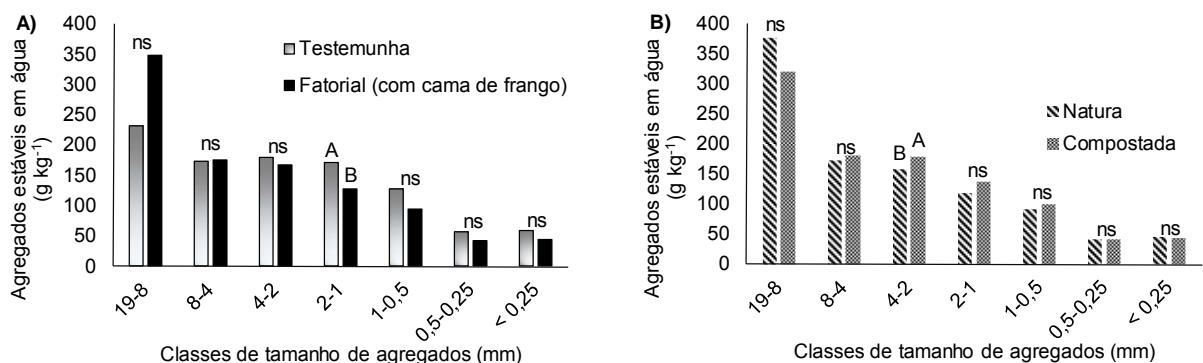
Médias seguidas de mesma letra dentro de cada classe de tamanho de agregados ou de cada índice não diferem entre si pela ANOVA à 5% de probabilidade de erro. DMP: diâmetro médio ponderado, DMG: diâmetro médio geométrico, IEA: índice de estabilidade de agregados.

Figura 3.2 – Proporção de agregados estáveis em água de diferentes classes de tamanho (A) e interação entre os fatores estudados para as classes de 2 – 1 mm (B) e 1 – 0,5 mm (C), 185 dias após a aplicação de cama de frango. Camada de 2,50 – 5,00 cm.



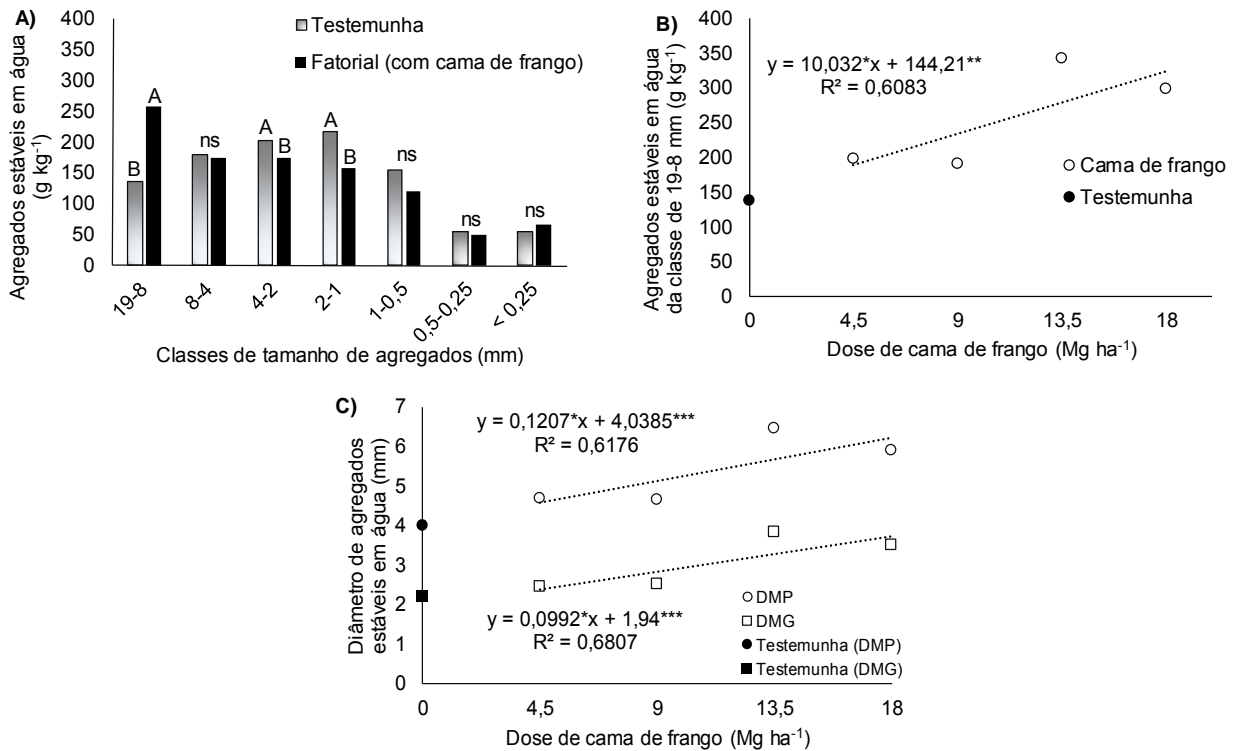
Médias seguidas de mesma letra dentro de cada classe de tamanho de agregados, comparando a cama de frango *in natura* com a compostada, não diferem entre si pela ANOVA à 5% de probabilidade de erro (A). Parâmetros do modelo ou significância do desdobramento do nível de compostagem dentro de cada dose (significância alocada nas doses, no eixo x) significativos à ns: não significativo; * 5%; ** 1%; *** 0,1% (B e C). Testemunha não inclusa nos modelos.

Figura 3.3 – Proporção de agregados estáveis em água de diferentes classes de tamanho 185 dias após a aplicação de cama de frango. Camada de 5,00 – 10,00 cm.



Médias seguidas de mesma letra dentro de cada classe de tamanho de agregados não diferem entre si pela ANOVA à 5% de probabilidade de erro.

Figura 3.4 – Proporção de agregados estáveis em água de diferentes classes de tamanho (A) e estabilidade dos agregados em função das doses aplicadas (B e C), 185 dias após a aplicação de cama de frango. Camada de 10,00 – 20,00 cm.



Médias seguidas de mesma letra dentro de cada classe de tamanho de agregados não diferem entre si pela ANAVA à 5% de probabilidade de erro (A). Parâmetros do modelo significativos à ns: não significativo; * 5%; ** 1%; *** 0,1% (B e C). Testemunha não inclusa no modelo.

Na camada superficial (0,00 – 2,50 cm) a adição de cama de frango degradou a estrutura do solo, reduzindo a proporção de agregados estáveis em água de maior diâmetro (Figura 3.1). Já na camada de 2,50 – 5,00 cm, os efeitos da cama de frango foram dependentes de seu nível de compostagem, porém os resultados foram pouco conclusivos à respeito de qual favorece a estabilização de agregados de maior diâmetro, pois apesar da cama compostada ter aumentado o número de agregados de 19-8 mm (Figura 3.2 – A), nas doses de 4,5 Mg ha⁻¹ a presença de agregados de menor diâmetro foi aumentada (Figura 3.2 – B e C). Isso indica que a aplicação de pequenas doses de cama *in natura* favorecem a estabilização de agregados maiores, enquanto a cama compostada foi mais vantajosa nas doses mais elevadas.

Valadão et al. (2011) observou efeito negativo da cama de frango *in*

natura no DMP, DMG e IEA de um Latossolo Vermelho-Amarelo do Cerrado, quando comparado ao Cerrado nativo e à cama de aviário compostada, concordando com os efeitos observados na camada de 2,50 – 5,00 cm no presente estudo.

Nas camadas mais profundas (5,00 – 10,00 cm e 10,00 – 20,00 cm), a adição de cama de frango aumentou a estabilidade estrutural do solo, proporcionando aumento nos agregados maiores e/ou reduzindo os de menor diâmetro (Figuras 3.3 e 3.4).

As correlações entre os atributos químicos e físicos são apresentadas na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 – Coeficiente de correlação linear de Pearson entre os atributos químicos e físicos de um Latossolo Vermelho muito argiloso 185 dias após a aplicação de cama de frango *in natura* e compostada.

Atributo	0,00 - 2,50 cm										2,50 - 5,00 cm									
	ADA	19 - 8	8 - 4	4 - 2	2 - 1	1 - 0,5	0,5 - 0,25	<0,25	DMP	DMG	ADA	19 - 8	8 - 4	4 - 2	2 - 1	1 - 0,5	0,5 - 0,25	<0,25	DMP	DMG
C	-0,299	0,207	0,227	0,092	-0,219	-0,301	-0,256	-0,313	0,238	0,209	-0,499	0,167	-0,004	-0,122	-0,252	-0,179	-0,084	-0,078	0,174	0,172
pHH ₂ O	0,286	-0,292	0,197	0,338	0,112	0,111	0,219	0,356	-0,275	-0,270	0,371	-0,186	0,182	0,366	0,224	0,023	-0,168	-0,121	-0,157	-0,118
ΔpH	-0,230	0,328	-0,109	-0,132	-0,344	-0,341	-0,235	-0,202	0,331	0,302	-0,382	0,202	-0,105	-0,066	-0,251	-0,271	-0,099	-0,054	0,206	0,186
Ca	-0,254	-0,014	0,399	0,206	-0,110	-0,198	-0,114	-0,016	0,036	0,043	-0,197	0,280	-0,059	-0,110	-0,387	-0,349	-0,214	-0,120	0,293	0,260
Mg	0,169	-0,124	-0,007	0,218	0,114	0,067	0,105	0,085	-0,127	-0,158	0,137	-0,129	0,256	0,217	0,070	-0,011	-0,117	-0,074	-0,094	-0,025
Ca + Mg	-0,211	-0,046	0,399	0,264	-0,081	-0,181	-0,087	0,006	0,003	0,001	-0,161	0,265	0,067	-0,015	-0,425	-0,422	-0,318	-0,183	0,299	0,297
K	0,203	-0,239	0,208	0,354	0,243	0,076	0,083	0,225	-0,236	-0,216	0,250	-0,220	0,170	0,275	0,233	0,101	0,040	-0,002	-0,204	-0,177
Casol	-0,304	0,010	0,183	0,251	-0,103	-0,155	-0,089	-0,068	0,045	0,004	-0,316	0,110	0,001	0,087	-0,124	-0,229	-0,247	-0,105	0,127	0,139
Mgsol	-0,342	-0,117	0,132	0,065	0,054	0,037	0,091	0,055	-0,087	-0,120	-0,287	-0,023	0,218	0,236	-0,114	-0,188	-0,220	-0,039	0,017	0,053
Ca + Mg sol	-0,326	-0,020	0,178	0,216	-0,069	-0,115	-0,049	-0,041	0,015	-0,026	-0,327	0,076	0,069	0,138	-0,128	-0,231	-0,254	-0,091	0,101	0,121
Ksol	0,067	-0,243	0,105	0,298	0,020	0,110	0,254	0,414	-0,254	-0,250	-0,038	0,150	0,206	0,181	-0,248	-0,362	-0,452	-0,386	0,207	0,266
Nasol	-0,007	0,316	-0,107	-0,124	-0,206	-0,387	-0,339	-0,154	0,324	0,255	0,193	-0,171	0,085	0,264	0,213	0,062	-0,049	0,044	-0,162	-0,150
	5,00 - 10,00 cm										10,00 - 20,00 cm									
C	-0,088	0,411	-0,120	-0,388	-0,387	-0,335	-0,271	-0,274	0,408	0,439	0,086	-0,192	0,021	0,177	0,203	0,075	-0,071	0,124	-0,187	-0,059
pHH ₂ O	-0,133	-0,220	0,100	0,187	0,361	0,187	-0,032	-0,080	-0,210	-0,139	0,087	0,259	0,100	-0,077	-0,278	-0,314	-0,327	-0,039	0,265	0,245
ΔpH	0,047	0,144	-0,036	-0,193	-0,215	-0,095	0,036	0,004	0,138	0,161	-0,102	-0,086	0,036	0,097	0,083	-0,042	-0,070	0,098	-0,082	-0,096
Ca	-0,209	0,247	-0,024	-0,193	-0,204	-0,298	-0,255	-0,101	0,252	0,250	-0,119	0,194	0,125	-0,060	-0,240	-0,293	-0,284	0,019	0,200	0,193
Mg	-0,023	-0,156	0,262	0,164	0,165	0,108	0,053	-0,194	-0,130	-0,056	0,084	-0,211	0,036	0,111	0,223	0,202	0,093	0,053	-0,206	-0,165
Ca + Mg	-0,242	0,133	0,194	-0,069	-0,080	-0,227	-0,227	-0,270	0,160	0,220	0,006	0,009	0,167	0,022	-0,051	-0,126	-0,223	0,084	0,019	0,057
K	0,213	0,110	0,174	-0,064	-0,192	-0,146	-0,113	-0,092	0,128	0,113	0,111	0,358	0,050	-0,042	-0,198	-0,274	-0,281	-0,308	0,373	0,370
Casol	-0,124	0,270	0,007	-0,075	-0,207	-0,393	-0,436	-0,141	0,285	0,316	-0,223	-0,079	0,064	0,029	0,028	-0,040	-0,109	0,147	-0,078	-0,100
Mgsol	-0,263	0,362	-0,327	-0,286	-0,254	-0,340	-0,319	-0,051	0,341	0,365	-0,144	-0,095	-0,018	0,144	0,148	0,087	0,023	-0,026	-0,089	-0,055
Ca + Mg sol	-0,208	0,353	-0,150	-0,186	-0,260	-0,426	-0,445	-0,119	0,354	0,386	-0,265	-0,112	0,051	0,088	0,088	-0,001	-0,091	0,124	-0,109	-0,115
Ksol	-0,290	0,177	0,228	-0,144	-0,176	-0,193	-0,209	-0,365	0,205	0,234	0,336	0,400	0,188	-0,038	-0,293	-0,344	-0,297	-0,324	0,424	0,406
Nasol	0,032	-0,116	-0,029	0,170	0,229	0,075	-0,101	-0,001	-0,115	-0,116	-0,101	0,308	-0,144	-0,227	-0,268	-0,216	-0,129	-0,108	0,294	0,259

Coeficientes de correlação linear de Pearson em negrito são significativos à 5% de probabilidade de erro. n = 36. C: carbono orgânico total, pHH₂O: pH em água, ΔpH: pHH₂O – pHKCl, Ca: Cálcio trocável, Mg: Magnésio trocável, Ca + Mg: Cálcio + Magnésio trocáveis, K: Potássio trocável, Casol: Cálcio solúvel em água, Mgsol: Magnésio solúvel em água, Ca + Mg sol: Cálcio + Magnésio solúveis em água, Ksol: Potássio solúvel em água, Nasol: Sódio solúvel em água. ADA: argila dispersa em água; 19 – 8/8 – 4/4 – 2/2 – 1/1 – 0,5/0,5 – 0,25/<0,25: limites superior e inferior do diâmetro de agregados estáveis em água; DMP: diâmetro médio ponderado; DMG: diâmetro médio geométrico; IEA: índice de estabilidade de agregados

Na camada de 2,50 – 5,00 cm, a dispersão de argila apresentou correlação linear significativa positiva com o pH_{H₂O} e negativa com o teor de C e o ΔpH (Tabela 3.4).

Como inicialmente o solo apresentava-se eletronegativo (Tabela 3.1), o aumento do $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ intensifica o excesso das cargas negativas, favorecendo a expansão da dupla camada elétrica e conseqüentemente a repulsão entre as partículas de argila (CHOROM; RENGASAMY, 1995). O ΔpH explica o mesmo fenômeno que o $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, porém no sentido contrário. Maiores valores desse atributo (valores mais próximos de zero) indicam redução do excesso de cargas negativas, aproximando as partículas de seu ponto isoelétrico, favorecendo a floculação, como observado por Albuquerque et al. (2005).

Sabe-se que o aumento do teor de C no solo favorece a agregação e a floculação (CASTRO FILHO; MUZILLI; PODANOSCHI, 1998; TAVARES FILHO et al., 2014). Houve redução na dispersão em função do aumento no teor de C, como pôde ser observado na camada de 2,50-5,00 cm (Tabela 3.4). Porém, também houve correlação significativa (0,4464) entre o ΔpH e o C (dado não tabelado), dificultando a conclusão sobre qual dos dois atributos está de fato afetando a dispersão no presente estudo, ou se o resultado observado é fruto da interação entre ambos.

O aumento no ΔpH (aproximação de zero) se correlacionou com a redução na proporção de agregados estáveis de menor diâmetro (Tabela 3.4), indicando que as atrações eletrostáticas afetam não somente a dispersão de argila, mas também a estabilidade dos mesmos, corroborando com (SIX et al., 2002; SIX et al., 2004). Barbosa et al. (2015) estudando os efeitos da adição de dejetos suínos e cama de frango no mesmo tipo de solo do presente estudo, observou correlações mais intensas entre o ΔpH e a agregação, evidenciando a importância das forças eletrostáticas para a estabilização da estrutura do solo. Tavares Filho et al. (2012) também observaram que o pH é um atributo determinante na estabilização dos agregados do mesmo tipo de solo em estudo, com maior contribuição do que a matéria orgânica para o modelo de predição do IEA. Efeito do teor de C na agregação do solo foi observado apenas na profundidade de 5,00 – 10,00 cm (Tabela 3.4).

De modo geral houve melhoria da estabilidade estrutural de agregados de maior diâmetro com o aumento nos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} (Tabela 3.4). Cátions bivalentes favorecem a formação de uma dupla camada elétrica mais delgada, colaborando com a floculação das argilas e, aparentemente, a agregação. Em contrapartida, cátions monovalentes expandem a dupla camada elétrica,

degradando a estrutura do solo (MAHANTA; MISHRA; KANSAL, 2014).

As correlações encontradas entre os atributos físicos e os cátions K^+ e Na^+ (Tabela 3.4) foram discordantes da literatura (ARIENZO et al., 2012; MARCHUK; RENGASAMY, 2011). No presente trabalho, foram encontradas correlações positivas e negativas do K^+ com agregados de maior e menor diâmetro, respectivamente. Também foi constatada correlação negativa entre o Na^+ e agregados de menor diâmetro (Tabela 3.4). Essa divergência provavelmente ocorreu pela dificuldade de isolamento dos fatores avaliados, inerente à estudos com resíduos, onde muitas variáveis são alteradas conjuntamente. A dependência entre as variáveis explicativas ocasiona as incoerências observadas e dificulta o entendimento dos processos envolvidos na estabilização dos agregados e floculação. Logo, torna-se evidente a importância de estudos sob condições controladas que permitam o isolamento e melhor compreensão dos processos envolvidos na estabilização da estrutura e na dispersão de argila do solo.

3.6 CONCLUSÃO

A cama de frango degradou a estrutura na camada superficial (0,00-2,50 cm) do e favoreceu a agregação nas camadas mais profundas (5,00-10,00 e 10,00-20,00 cm), independente de seu nível de compostagem.

O ΔpH , pH_{H_2O} , C e cátions (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+) se correlacionaram com a estabilidade da estrutura do solo.

A estabilidade dos agregados é uma medida mais sensível do que a ADA para a avaliação dos efeitos da cama de frango na física do solo.

AGRADECIMENTOS

À coordenação de aperfeiçoamento de pessoal de nível superior – CAPES pela concessão da bolsa de mestrado do primeiro autor.

4 ARTIGO B: DISPERSÃO DE ARGILA EM UM SOLO HOMOIÔNICO E PODER DE FLOCULAÇÃO DE CATIONS TROCÁVEIS

4.1 RESUMO

O manejo dos cations do solo é importante para a manutenção de sua estabilidade estrutural. O objetivo do presente trabalho foi quantificar a dispersão causada individualmente por Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ e calcular seu poder floculante em um Latossolo Vermelho muito argiloso. As amostras foram peneiradas e saturadas com cada um dos cátions por meio de sucessivas lavagens com soluções concentradas. A condutividade elétrica foi reduzida para $35 \mu\text{S cm}^{-1}$ e a dispersão de argila foi avaliada. O teste de Kruakal-Wallis foi realizado e para a comparação dos pares de médias, foi usado o teste de Student-Newman-Keuls. A comparação dos poderes floculantes com valores de referência foi feita pelo teste de Wilcoxon. Os solos saturados com Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ apresentaram valores de dispersão de 18,10; 15,96; 74,45 e 139,42 g kg^{-1} , respectivamente. Todos os cátions diferiram entre si, exceto Ca^{2+} e Mg^{2+} . Apenas o poder floculante do K^+ não diferiu da referência, provavelmente devido à sua menor interação com a superfície das partículas e com a matéria orgânica. A floculação causada pelos cátions seguiu a ordem: $\text{Ca}^{2+} = \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ \geq \text{Na}^+$. A valência do cátion foi mais importante para a floculação do solo, enquanto o raio iônico foi significativo apenas para os monovalentes.

Palavras-chave: agregação do solo, física do solo, argilas homoiônicas, estabilidade estrutural.

4.2 ABSTRACT

The management of soil cations is important to maintain its structural stability. The aim of this work is to quantify clay dispersion caused individually by Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ and Na^+ and to calculate their flocculant power in an Oxisol. Samples were sieved and saturated with each of the cations through successive washings with concentrated solutions. Electrical conductivity was reduced to $35 \mu\text{S cm}^{-1}$ and clay dispersion was evaluated. Kruskal-Wallis test was performed. For the comparison of

pairs of means, Student-Newman-Keuls test was performed. The comparison of flocculant powers with standard values was done using Wilcoxon test. Soil saturated with Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ and Na^+ dispersed 18,10; 15,96; 74,45 and 139,42 g kg^{-1} . All cations differed from the others, except Ca^{2+} and Mg^{2+} . Only K^+ flocculant power did not differ from the standard, probably due its smaller interaction with particles surface and with organic matter. The flocculation caused by the cation followed the order: $\text{Ca}^{2+} = \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ \geq \text{Na}^+$. Cation's valence was important to soil flocculation, however the ionic radius was significant only for monovalent cations.

Keywords: soil aggregation, soil physics, homoionic clays, structural stability.

4.3 INTRODUÇÃO

A baixa estabilidade estrutural dos solos está associada à formação de crostas na superfície (ROSA et al., 2013), incremento na densidade e redução da porosidade (SPERA et al., 2008), redução na condutividade hidráulica (ZHANG; NORTON, 2002) e consequente degradação ambiental e perda de produtividade das culturas.

Vários são os fatores que afetam a estabilidade dos agregados do solo, como o potencial zeta, que varia em função da diferença entre o pH e o ponto de carga zero (CHOROM; RENGASAMY, 1995), teor e tipo de matéria orgânica (BRONICK; LAL, 2005) e mineralogia (ITAMI; FUJITANI, 2005). A concentração e tipo do cátion presente também afeta a condição dispersiva das partículas (AGASSI; SHAINBERG; MORIN, 1981; PHILLIPS; ROBINSON, 1998; MARCHUCK; RENGASAMY, 2011) por também afetar o potencial zeta (MARCHUK; RENSAGAMY, 2011) e a espessura da dupla camada elétrica.

Índices como o RAS (relação da adsorção de sódio) são as principais formas de se relacionar os cátions com a estabilidade estrutural de solos. Esse índice sempre considera o Ca^{2+} e o Mg^{2+} como flocculantes e não difere entre suas capacidades de promover a flocculação das partículas. O K^+ não é considerado nesse índice, apesar dos relatos de seu efeito dispersivo na literatura (ARIENZO et al., 2012; MARCHUK; RENSAGAMY, 2011).

O poder flocculante de cada cation foi teoricamente quantificado por Marchuk e Rengasamy (2010) e relativizado em relação ao Na^+ .

Os poderes flocculantes teóricos do Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ são: 45; 27; 1,8 e 1,0, respectivamente. Como o poder flocculante do Mg^{2+} é de 60% em relação ao do Ca^{2+} e o poder dispersivo do K^+ é de 56% em relação ao do Na^+ , esses foram os valores incluídos para a obtenção do índice CROSS (MARCHUK; RENSAGAMY, 2010).

Em busca do aumento da produtividade das culturas, fertilizantes químicos e orgânicos são usados. Entretanto, esses produtos podem possuir elevada concentração de cátions monovalentes que podem degradar a estrutura do solo.

O Al^{3+} é um agente flocculante eficiente. Entretanto, nas condições de pH comuns de solos cultivados, sua presença na forma trivalente é pequena ou quase nula. Logo, os principais cations afetando a condição das partículas primárias de solos cultivados são avaliados nesse estudo.

Espera-se que o Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ possuam diferentes capacidades flocculantes devido às diferenças na valência e raio iônico (ZHANG; NORTON, 2002). A quantificação do poder flocculante de cada cátion é uma informação útil para o entendimento de seus efeitos na estabilidade estrutural dos solos.

O objetivo do presente trabalho foi quantificar a dispersão de argila causada individualmente pelo Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ e calcular seus poderes flocculantes para um Latossolo Vermelho muito argiloso.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

Amostras aleatórias foram coletadas da camada superficial (0,00 – 0,10 m) de um Latossolo Vermelho muito argiloso situado em Londrina, Paraná (Latitude 23°23' S, Longitude 51°11' W, Altitude 566 m). As 10 amostras coletadas foram suficientes para estimar, com 5% de probabilidade de erro, a média populacional para cada cátion com 10% de variação em torno da média obtida.

A área foi cultivada com soja/aveia ou adubos-verde durante 3 anos. As amostras foram secas ao ar e peneiradas (2 mm) para a obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA) antes dos procedimentos laboratoriais.

Inicialmente, 5 g de TFSA foi misturada a 50 ml de solução M^xCl_x 1N, onde M representa Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ ou Na^+ e x a respectiva valência. A mistura foi agitada a

200 rpm, em um agitador horizontal orbital durante 15 minutos e deixado em repouso por 1 hora. Após esse período, o solo foi filtrado com papel filtro, Kitasato e bomba de vácuo. O extrato removido permaneceu sempre translúcido ao longo das sucções, indicando a ausência de perda das argilas da TFSA.

A TFSA, retida no filtro, foi misturada à 50 ml de solução M^xCl_x 0,5N, agitado durante 15 minutos e deixado em repouso por 16 horas. A filtragem foi repetida e o solo retido foi lavado com 50 ml de etanol 70% (v/v) até que a condutividade elétrica desse extrato fosse reduzida à aproximadamente $35 \mu S \text{ cm}^{-1}$, diminuindo dessa forma a influência da concentração iônica na dispersão das partículas, bem como mantendo quantidades equivalentes dos diferentes cátions retidos nas amostras. Após os processos de lavagem, a TFSA foi seca à $50^\circ C$ em estufa com circulação de ar forçada durante 1 hora. Testes preliminares mostraram que esses procedimentos promovem cerca de 94% de pureza do cátion em questão no complexo de troca das partículas.

Para a avaliação da dispersão de argila, 0,5 g de TFSA homoiônica foi agitada com 50 ml de água destilada durante 1 hora (BARRAL; ARIAS; GUÉRIF, 1998) a 200 rpm em tubos Falcon em um agitador horizontal orbital. O tempo para pipetagem da fração argila (diâmetro médio de 0,002 mm) foi calculado de acordo com a lei de Stokes. A quantificação da concentração das partículas foi feita em um espectrofotômetro à 420 nm previamente calibrado com argila proveniente do mesmo solo avaliado.

O poder flocculante dos cations, em relação ao Na^+ , foi calculado pela formula abaixo:

$$PF M^{x+} = x \cdot (ADA_{Na^+} / ADA_{M^{x+}})$$

Onde:

PF M^{x+} - Poder flocculante do cátion M^{x+} .

x – Valência do cátion M.

ADA_{Na^+} – Argila dispersa em água ($g \text{ g}^{-1}$) da amostra saturada com Na^+ .

ADA_M – Argila dispersa em água ($g \text{ g}^{-1}$) das amostras saturadas com o cation M^{x+} .

Como as lavagens com etanol 70% (v/v) removeram o excesso de cations, quantidades aproximadamente equivalentes ficaram retidas no complexo de troca, neutralizando eletrostaticamente a carga das partículas. Desse modo, para os cations bivalentes (Ca^{2+} e Mg^{2+}), a formula foi multiplicada por 2 (termo “x” da

formula), para considerar a diferença entre a carga iônica dos cátions avaliados. Assim, o poder de floculação do cation pôde ser obtido.

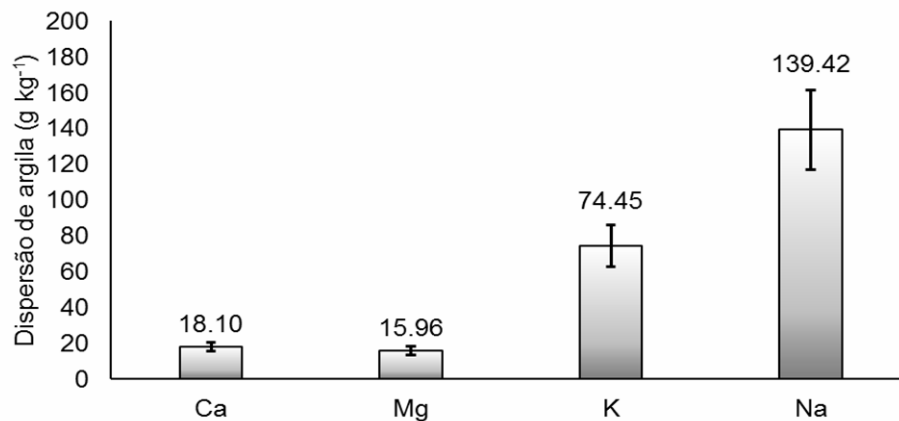
A normalidade dos dados foi testada pelo teste de Shapiro-Wilk (SHAPIRO; WILK, 1965) e a homocedasticidade pelo teste de Bartlett. O teste de Kruskal-Wallis foi realizado para avaliar a dispersão causada por cada cation e, em sequência, para a comparação dos pares de médias, o teste de Student-Newman-Keuls foi utilizado. Para a comparação entre os poderes floclantes obtidos e as referências, calculadas por Marchuk e Rengasamy (2010), o teste de Wilcoxon foi realizado (WILCOXON, 1945). Os valores de referência são: 45; 27 e 1,8 para Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , respectivamente.

Como o Na^+ foi utilizado para padronização dos valores, seu poder floclante foi considerado 1,0. Logo, esse cation não foi comparado à referência.

4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A dispersão de argila em função do cátion no complexo de troca está apresentada na Figura 4.1 e os p-valores das comparações entre as medias na Tabela 4.1.

Figura 4.1 - Dispersão de argila causada pelo cátion no complexo de troca.



Barras de erro representam o desvio-padrão.

Tabela 4.1 - P-valores das comparações entre a dispersão de argila causada por Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ .⁽¹⁾

	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+
Mg^{2+}	0,3687	-	-
K^+	0,0155	0,0009	-
Na^+	< 0,0001	<0,0001	0,0558

⁽¹⁾Valores do teste de Student-Newman-Kuels.

O elevado p-valor entre Ca^{2+} e Mg^{2+} sugere que esses cations promoveram a mesma quantidade de floculação nesse solo. Era esperado que seus efeitos fossem diferentes devido às diferenças causadas pelos respectivos raios iônicos, como número de hidratação, entalpia de hidratação e entropia molar padrão (ZHANG; NORTON, 2002), alterando a estabilidade estrutural de agregados de solo (MARCHUK; RENSAGAMY, 2011).

Zhang e Norton (2002) encontraram diferenças na condutividade hidráulica entre um solo saturado com Ca^{2+} ou Mg^{2+} , devido à suas capacidades distintas de promover a floculação das argilas. Porém os resultados encontrados no presente trabalho corrobora com os de Ahmed, Swindale e El-Swaify (1969), que observaram que a estabilidade de agregados preparados artificialmente e saturados com diferentes cations seguiu a ordem: $\text{Ca}^{2+} = \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ \geq \text{Na}^+$.

A valência do cátion foi importante para a dispersão/floculação das argilas, mas o raio iônico afetou apenas a resposta do solo saturado com cátions monovalentes.

Índices como o RAS e MCAR, que consideram o Ca^{2+} e o Mg^{2+} como semelhantes, comumente predizem a dispersão das argilas de solos com precisão (ARIENZO et al., 2012; SMILES; SMITH, 2004). De acordo com Marchuk e Rengasamy (2010), considerar o efeito de cada cátion aumenta a acurácia da predição do índice (CROSS) e de acordo com os resultados de Arienzo et al. (2012), a condutividade hidráulica é dependente da proporção deles na solução do solo.

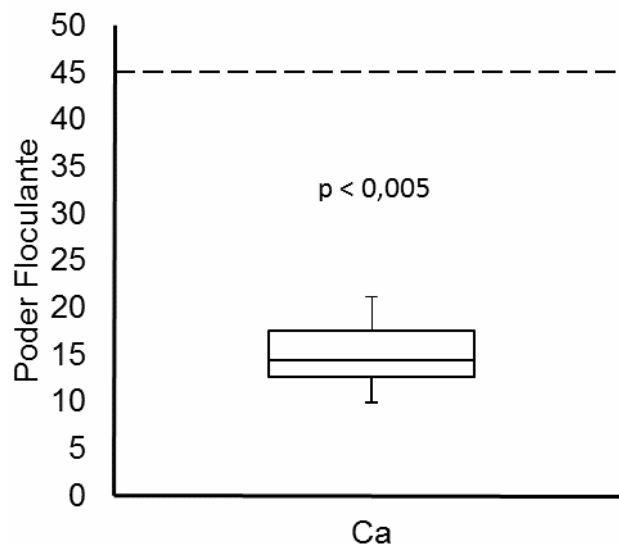
Os efeitos causados pelos cations podem variar. Cátions bivalentes favorecem a adsorção de moléculas orgânicas na superfície das partículas (BRONICK; LAL, 2005; SETIA; RENGASAMY; MARSCHNER, 2013) e podem induzir à floculação ou dispersão (LEE, et al., 2012). Mudanças na espessura da dupla camada elétrica afetam as forças de repulsão entre argilas, alterando sua dispersão (BIKE; PRIEVE, 1990; MAHANTA; MISHRA; KANSAL, 2014). Os cátions também alteram o potencial

zeta das partículas. A capacidade de redução do potencial zeta negativo de minerais segue a ordem: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$ (MARCHUK; RENSAGAMY, 2011). A neutralização desse atributo (aproximação de 0) favorece a floculação por ser um indicativo de redução das forças de repulsão.

De acordo com Marchuk e Rengasamy (2011), agregados são estabilizados por ligações covalentes entre os cátions e as partículas. Cada cátion possui capacidade de formar ligações covalentes distinta, causando diferenças na floculação do solo. Os mesmos autores quantificaram teoricamente a capacidade de formação de ligações covalentes de cada um dos cations estudados, mas enfatizaram que esses valores podem variar dependendo de duas interações com as partículas e com a matéria orgânica do solo.

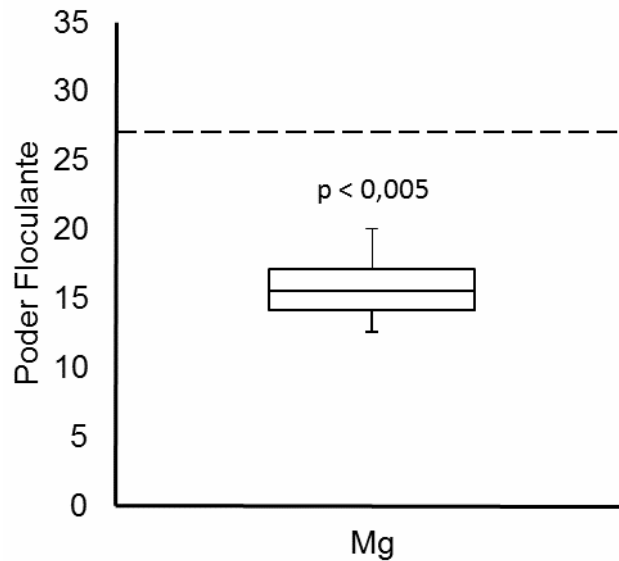
Marchuk e Rengasamy (2010) quantificaram o poder de floculação de todos os cations estudados no presente trabalho e esses valores foram considerados como referência para comparação dos resultados encontrados. Os valores de referência são 45; 27; 1,8 e 1 para Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ , respectivamente. Os valores observados e de referência para Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ são mostrados nas Figuras 4.2, 4.3 e 4.4, respectivamente.

Figura 4.2 - Poder floculante observado e de referência para Ca^{2+} em um Latossolo Vermelho argiloso.



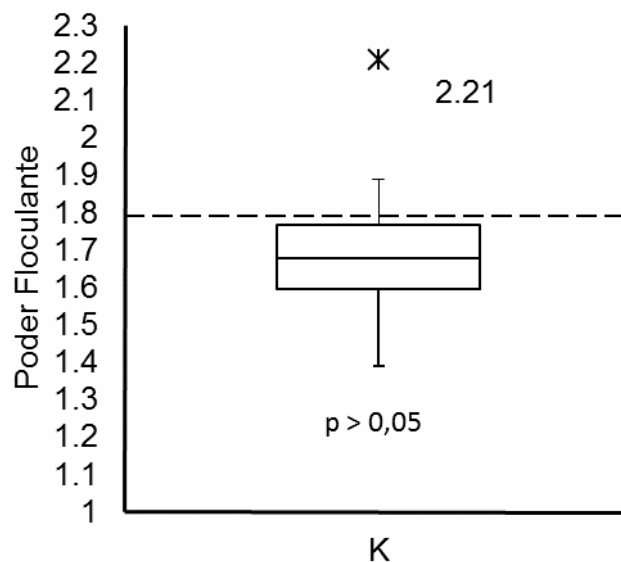
A linha tracejada representa o valor de referência (Marchuk e Rengasamy, 2010). A mediana, primeiro e terceiros quartis e o maior e menor valor não outlier são mostrados. P-valor do teste de Wilcoxon.

Figura 4.3 - Poder floculante observado e de referência para Mg^{2+} em um Latossolo Vermelho argiloso.



A linha tracejada representa o valor de referência (Marchuk e Rengasamy, 2010). A mediana, primeiro e terceiros quartis e o maior e menor valor não outlier são mostrados. P-valor do teste de Wilcoxon.

Figura 4.4 - Poder floculante observado e de referência para K^+ em um Latossolo Vermelho argiloso.



A linha tracejada representa o valor de referência (Marchuk e Rengasamy, 2010). A mediana, primeiro e terceiros quartis e o maior e menor valor não outlier e valores outliers são mostrados. P-valor do teste de Wilcoxon.

Apenas o valor encontrado para o K^+ corrobora com as referências e o Ca^{2+} e o Mg^{2+} não se distribuem em torno dos valores esperados (Figuras 4.2, 4.3 e 4.4).

Esses valores não consideram as interações dos cátions com as partículas minerais e a matéria orgânica. Essas interações podem alterar o grau de covalência dos cátions (MARCHUK; RENSAGAMY, 2011) e conseqüentemente alterar seu poder de floculação. Além disso, a presença de minerais com elevado ponto de carga zero, como óxidos, oxidróxidos de ferro e hidróxidos de ferro e alumínio tendem a tornar o solo menos sensível ao efeito dos cátions por favorecer a heteroagregação das partículas, podendo alterar a resposta e, conseqüentemente, o poder de floculação.

Marchuk e Rengasamy (2011) encontraram maior variabilidade em argilas homoiônicas saturadas com cations bivalentes do que com monovalentes. Maior adsorção de compostos orgânicos solúveis em solo saturado com Ca^{2+} , quando comparado ao saturado com Na^+ , foi encontrado por Setia, Rengasamy e Marschner (2013). O Ca^{2+} pode precipitar compostos orgânicos que atuam como agentes floculantes (BRONICK; LAL, 2005). Essas afirmações suportam a hipótese de que o efeito do Ca^{2+} e Mg^{2+} são mais dependentes dos atributos do solo do que os monovalentes, como K^+ , devido à maior interação com as partículas e os compostos orgânicos presentes.

Os poderes floculantes foram comparados e os p-valores são apresentados na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 - P-valores das comparações entre os poderes floculantes de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ .⁽¹⁾

	Ca^{2+}	Mg^{2+}
Mg^{2+}	0,6844	-
K^+	0,0003	<0,0001

⁽¹⁾ Valores do teste de Student-Newman-Kuels.

A capacidade floculante seguiu a mesma tendência dos valores de dispersão (Tabelas 4.1 e 4.2). O Ca^{2+} e o Mg^{2+} não diferiram, entretanto ambos foram diferentes do K^+ .

4.6 CONCLUSÃO

A flocculação de argila provocada pelos cátions seguiu a ordem: $\text{Ca}^{2+} = \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ \geq \text{Na}^+$.

A valência dos cations foi importante para a dispersão das argilas do Latossolo Vermelho muito argiloso estudado, porém o raio iônico afetou apenas o efeito dos cátions monovalentes.

AGRADECIMENTOS

À coordenação de aperfeiçoamento de pessoal de nível superior – CAPES pela concessão da bolsa de mestrado do primeiro autor.

REFERÊNCIAS

- AGASSI, M.; SHAINBERG, I.; MORIN, J. Effects of electrolyte concentration and soil sodicity on the infiltration rate and crust formation. **Soil. Soc. Am. J.**, v. 45, p. 848-881, 1981.
- AHMED, S.; SWINDALE, L.D.; EL-SWAIFY, S.A. Effects of adsorbed cations on physical properties of tropical red earths and tropical red earths. I. Plastic limits, percentage of stable aggregates, and hydraulic conductivity. **Journal of Soil Science**, v. 20, n. 2, 255-268, 1969.
- ALBUQUERQUE, J.A.; ARGENTON, J.; BAYER, C.; WILDNER, L.P.; KUNTZE, M.A.G. Relação de atributos do solo com a agregação de um Latossolo Vermelho sob sistemas de preparo e plantas de verão para cobertura do solo. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 29, p. 415-424, 2005.
- ALMEIDA NETO, O.B.; MATOS, A.T.; ABRAHÃO, W.A.P.; COSTA, L.M.; DUARTE, A. Influência da qualidade da água de irrigação na dispersão da argila de Latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1571-1581, 2009.
- ARIENZO, M.; CHRISTEN, E.W.; JAYAWARDANE, NS.; QUAYLE, W.C. The relative effects of sodium and potassium on soil hydraulic conductivity and implications for winery wastewater management. **Geoderma**, v. 173-174, p. 303-310, 2012.
- BARBOSA, G.M.C.; OLIVEIRA, J.F.; MIYAZAWA, M.; RUIZ, D.B.; TAVARES FILHO, J. Aggregation and clay dispersion of an Oxisol treated with swine and poultry manures. **Soil & Tillage Research**, v.146, p.279-285, 2015.
- BARRAL, M.T.; ARIAS, M.; GUÉRIF, J. Effects of iron and organic matter on the porosity and structural stability of soil aggregates. **Soil & Tillage Research**, v. 46, p. 261-272, 1998.
- BRASIL. **Instrução Normativa n15, de 17 de julho de 2001**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Diário Oficial da União, nº17, p.138, Seção 1. 2001.
- BIKE, S.G.; PRIEVE, D.C. Measurements of double-layer repulsion for slightly overlapping counterion clouds. **International Journal of Multiphase Flow**, v. 16, n. 4, p. 727-740, 1990.
- BOX, G.E.P.; COX, D.R. An analysis of transformations revisited, rebutted. **Journal of the American Statistical Association**, v. 77, n. 377, p. 209-210, 1982.
- BRONICK, C.J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, v. 124, p. 3-22, 2005.
- CARDOSO, E.J.B.N.; VASCONCELLOS, R.L.F.; BINI, D.; MIYAUCHI, M.Y.H.; SANTOS, C.A.; ALVES, P.R.L.; PAULA, A.M.; NAKATANI, A.S.; PEREIRA, J.M.; NOGUEIRA, M.A. Soil health: looking for suitable indicators. What should be

considered to assess the effects of use and management on soil health?. **Scientia Agricola**, v. 70, n. 4, p. 274-289, 2013.

CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANISCHI, A.L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo Roxo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 527-538, 1998.

CHOROM, M.; RENGASAMY, P. Dispersion and zeta potential of pure clays as related to net particle charge under varying pH, electrolyte concentration and cation type. **European Journal of Soil Science**, v. 46, p. 657-665, 1995.

COSTA, A.M.; BORGES, E.N.; SILVA, A.A.; NOLLA, A.; GUIMARÃES, E.C. Potencial de recuperação física de um Latossolo Vermelho, sob pastagem degradada, influenciado pela aplicação de cama de frango. **R. Ci. Agrotec.**, v.33, p.1991-1998, 2009.

DEXTER, A.R. Advances in characterization of soil structure. **Soil & Tillage Research**, v. 11, p. 199–238, 1988

DUIKER, S.W.; RHOTON, F.E.; TORRENT, J.; SMECK, N.E. Iron (hydr) oxides crystallinity effects on soil aggregation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 67, p. 606-611, 2003.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: Rev. Atual, 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3.ed. Brasília, 2013. 353p.

EVERETT, D.H. (1972). Appendix II: Definitions, terminology and symbols in Colloid and surface chemistry, Part I. **Pure Appl. Chem.**, v. 31, p. 579-638, 1972.

FRANZLUEBBERS, A.L. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. **Soil & Tillage Research**, v. 66, p. 197-205, 2002.

FUKAYAMA, E.H. **Características quantitativas e qualitativas da cama de frango sob diferentes reutilizações: efeitos na produção de biogás e biofertilizante**. 2008. 99 fls. Tese (Doutorado em Zootecnia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

GUICHET, X.; FLEURY, M.; KOHLER, E. Effect of clay aggregation on water diffusivity using low field NMR. **Journal of Colloid and Interface Science**. v. 327, p. 84-93, 2008.

HARTLEY, H.O. The use of range in analysis of variance. **Biometrika**, v. 37, p. 271-280, 1950.

HONG, K.S. Synthesis of Particle Dispersion. In: SOMASUNDARAN, P. Surface and Colloid Science. 2. ed. Orlando: Taylor & Francis Group, 2006. p. 6208-6220. v. 8.

ITAMI, K., FUJITANI, H. Charge characteristics and related dispersion/flocculation behavior of soil colloids as the cause of turbidity. **Colloids and Surfaces**, v. 265, p. 55-63, 2005.

JOZEFACIUK, G.; CZACHOR, H. Impact of organic matter, iron oxides, alumina, silica and drying on mechanical and water stability of artificial soil aggregates. Assessment of a new method to study water stability. **Geoderma**, v. 221-222, p. 1-10, 2014.

KAISER, K.; GUGGENBERGER, G. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. **Organic Geochemistry**, v. 31, p. 711-725, 2000.

KRETZSCHMAR, R.; ROBARGE, W.P.; WEED, S.B. Flocculation of kaolinitic soil clays: effects of humic substances and iron oxides. **Soil Science Society of America Journal**, v. 25, n. 5, p. 1277-1283, 1992.

JASTROW, J.D.; MILLER, R.M.; LUSSENHOP, J. Contributions of interacting biological mechanisms to soil aggregate stabilization in restored prairie. **Soil Biol. Biochem.**, v. 30, p. 905-916, 1998.

LEE, B.J.; SCHLAUTMAN, M.A.; TOORMAN, E.; FETTWEIS, M. Competition between kaolinite flocculation and stabilization in divalent cation solutions with anionic polyacrylamides. **Water Research**, v. 46, p. 5696-5706, 2012.

LEITE, E.R.; RIBEIRO, C. Basic Principles: Thermodynamics and Colloidal Chemistry. In: LEITE, E.R.; RIBEIRO, C. Crystallization and Growth of Colloidal Nanocrystals. 1. Ed. New York: Springer-Verlag, 2012. p. 7-17.

LIMA, E.R.A. **Cálculo de propriedades físico-químicas de sistemas coloidais via equação de Poisson-Boltzmann**. 2008. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

MAHANTA, K.K.; MISHRA, G.C.; KANSAL, M.L. Estimation of the electric double layer thickness in the presence of two types of ions in soil water. **Applied Clay Science**, v. 87, p. 212-218, 2014.

MAIER, C.; KAUFMANN, V.; MERTEN, G.H.; CASTRO, N.M.R.; OLIVEIRA, F.P. Efeito da crosta superficial na erosão entressulcos de um Nitossolo Litólico submetido à diferentes usos e manejo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 1, p. 149-163, 2013.

MARCHUK, A. G.; RENGASAMY, P. Cation Ratio of Soil Structural Stability (CROSS). **19th World Congress of Soil Science**, 2010.

MARCHUK, A.; RENGASAMY, P. Clay behavior in suspension is related to the ionicity of clay-cation bonds. **Applied Clay Science**, v. 53, p. 754-759, 2011.

MARTIN, J.P.; MARTIN, W.P.; PAGE, J.B.; RANEY, W.A.; DE MENT, J.D. Soil Aggregation. In: ed. NORMAN, A.G. *Advances in Agronomy* v. 7. New York: Academic Press Inc., Publishers, 1955. p. 1-37.

- MCCLEMENTS, J.M. **Nanoparticle- and Microparticle-Based Delivery Systems: Encapsulation, Protection and Release of Active Compounds**. Orlando: Taylor & Francis Group, 2015. 572 p.
- MELO, T.R.; MACHADO, W.; TAVARES FILHO, J. Correlation of cationic indices with clay dispersion degree of two soil from Brazil fertilized with chicken manure. **International Journal of Plant and Soil Science**, v.4, n.4, p. 338-351, 2015.
- MOYO, F.; TANDLICH, R.; WILHELMI, B.S.; BALAZ, S. Sorption of hydrophobic organic compounds on natural sorbents from aqueous and non-aqueous solutions: a mini-review. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v.11, p. 5020-5048, 2014.
- MYERS, D. **Surfaces, interfaces, and colloids: Principles and applications**. 2.ed. New York: John Wiley & Sons, 1999. 493 p.
- NAZARENO, A.C.; PANDORFI, H.; GUISELINI, C.; VIGODERIS, R.B.; PEDROSA, E.M.R. Bem-estar na produção de frango de corte em diferentes sistemas de criação. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 1, p. 13-22, 2011.
- NETO, O.B.A.; MATOS, A.T.; ABRAHÃO, W.A.P.; COSTA, L.M.; DUARTE, A. Influência da qualidade da água de irrigação na dispersão de argila de Latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1571-1581, 2009.
- NGUYEN, M.N.; DULTZ, S.; TRAN, T.T.T.; BUI, A.T.K. Effect of anions on dispersion of a kaolinitic soil clay: a combined study of dynamic light scattering and test tube experiments. **Geoderma**, v. 209-210, p. 209-213, 2013.
- PAVAN, M.A.; BLOCH, M.F.; ZEMPULSKI, H.C.; MIYAZAWA, M.; ZOCOLER, D.C. **Manual de análise química do solo e controle de qualidade**. Londrina: IAPAR, 1992.
- PARADELO, R.; VAN OORT, F.; CHENU, C. Water-dispersible clay in bare fallow soils after 80 years of continuous fertilizer addition. **Geoderma**, v. 200-201, p. 40-44, 2013.
- PENG, X.; YAN, X.; ZHOU, H.; ZHANG, Y.Z.; SUN, H. Assessing the contributions of sesquioxides and soil organic matter to aggregation in an Ultisol under long-term fertilization. **Soil & Tillage Research**, v. 146, p. 89-98, 2015.
- PHILLIPS, C.P.; ROBINSON, D.A. The impact of land use on the erodibility of dispersive clay soils in central and southern Italy. **Soil Use & Management**, v. 14, p. 155-161, 1998.
- PLAZA, I.; ONTIVEROS-ORTEGA, A.; CALERO, J.; ARANDA, V. Implication of zeta potential and surface free energy in the description of agricultural soil quality: Effect of different cations and humic acids on degraded soils. **Soil & Tillage Research**, v. 146, p. 148-158, 2015.
- RIES, J.B.; HIRT, U. Permanence of soil surface crusts on abandoned farmland in the Central Ebro Basin/Spain. **Catena**, v. 72, p. 282-296, 2008.

- ROBINSON, D.A.; PHILLIPS, C.P. Crust development in relation to vegetation and agricultural practice on erosion susceptible, dispersive clays soil from central and southern Italy. **Soil & Tillage Research**, v. 60, p. 1-9, 2001.
- ROSA, J.D.; COOPER, M.; DARBOUX, F.; MEDEIROS, J.C. Processo de formação de crostas superficiais em razão de sistemas de preparo do solo e chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 400-410, 2013.
- SCHAEFER, C.E.R.; SILVA, D.D.; PAIVA, K.W.N.; PRUSKI, F.F.; ALBUQUERQUE FILHO, M.R.; ALBUQUERQUE, M.A. Perdas de solo, nutrientes, matéria orgânica e efeitos microestruturais em Argissolo Vermelho-Amarelo sob chuva simulada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 5, p. 669-678, 2002.
- SETIA, R.; RENGASAMY, P.; MARSCHNER, P. effect of exchangeable cation on sorption and desorption of dissolved organic carbon in saline soils. **Science of the Total Environment**, v. 465, p. 226-232, 2013.
- SHAPIRO, S.S.; WILK, M.B. An analysis of variance test for normality (complete sample). **Biometrika**, v. 52, p. 591-611, 1965.
- SHAW, D.J. **Introduction to colloid and surface chemistry**. 4th ed. Butterworth-Heinemann, Oxford: Elsevier Science, 1992. 306 p.
- SILVA, R.B.; LIMA, J.M.; DIAS JUNIOR, M.S.; SILVA, F.A.M. Alterações de propriedades físicas e hídricas de um Latossolo Vermelho distrófico pela adoração de fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 791-798, 2001.
- SIX, J.; ELLIOT, E.T.; PAUSTIAN, K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. **Soil Science Society of America Journal**, v. 63, p. 1350-1358, 1999.
- SIX, J.; FELLER, C.; DENEFF, K.; OGLE, S.M.; MORAES SA, J.C.; ALBRETCH, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils – effects of no-tillage. **Agronomie**, v.22, p.755-775, 2002.
- SIX, J. BOSSUYT, H.; DEGRYZE, S.; DENEFF, K. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil & Tillage Research**, v.79, p.7-31, 2004.
- SMILES, D.E.; SMITH, C.J. A survey of the cation piggery effluents and come consequences of their use to irrigate soil. **Australian Journal of Soil Research**, v. 42, p. 231-246, 2004.
- SOUZA, E.S.; ANTONINO, A.C.D.; HECK, R.J.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; LIMA, J.R.S.; SAMPAIO, E.V.S.B.; ANGULO-JARAMILLO, R.; VAUCLIN, M. Effect of crusting on the physical and hydraulic properties of a soil cropped with Castor beans (*Ricinus communis* L.) in the northeastern region of Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 141, p. 55-61, 2014.
- SPARKS, D.L. **Environmental Soil Chemistry**. 2. ed. Boston: Academic Press, 2003. 352 p.

SPERA, S.T.; DENARDIN, J.E.; ESCOSTEGUY, P.A.V.; SANTOS, H.P.; FIGUEROA, E.A. Dispersão de argila em microagregados de solo incubado com calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2613-2620, 2008.

SPOSITO, G. The surface chemistry of natural particles. Oxford: Oxford University Press, 2004. 242 p.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. 2 ed. Oxford: Oxford University Press, 2008. 329 p.

TAVARES FILHO, J.; RALISH, R.; GUIMARÃES, M.F.; MEDINA, C.C.; BALBINO, L.C.; NEVES, C.S.V.J. Método do perfil cultural para avaliação do estado físico de solos em condições tropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 393-399, 1999.

TAVARES FILHO, J.; FELTRAN, C.T.M.; OLIVEIRA, J.F.; ALMEIDA, E.; GUIMARÃES, M.F. Atributos de solo determinantes para a estimativa do índice de estabilidade de agregados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.47, n.3, p. 436-441, 2012.

TAVARES FILHO, J.; MELO, T.R.; MACHADO, W.; MACIEL, B.V. Structural changes and degradation of Red Latosols under different management systems for 20 years. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 1293-1303, 2014.

TISDALL, J.M.; OADES, L.M. Organic matter and water-stable aggregates in soil. **Journal of Soil Science**, v.33, p. 141-163, 1982.

TOMBÁČZ, E.; SZEKERES, M. Surface charge heterogeneity of kaolinite in aqueous suspensions in comparison with montmorillonite. **Applied Clay Science**, v. 34, p. 105-124, 2006.

TREFALT, G.; RUIZ-CABELLO, F.J.; BORKOVEC, M. Interaction forces, heteroaggregation, and deposition involving charged colloidal particles. **The Journal of Physical Chemistry**, v. 118, p. 6346-6355, 2014.

UBABEF. UNIÃO BRASILEIRA DE AVICULTURA. **Relatório Anual 2014**. Disponível em: <<http://www.ubabef.com.br/publicacoes>>. Acesso em: 14 dez. 2015.

VALADÃO, F.C.A.; MAAS, K.D.B.; WEBER, O.L.S.; VALADÃO JÚNIOR, D.D.; SILVA, T.J. Variação nos atributos do solo em sistemas de manejo com adição de cama de frango. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.2073-2082, 2011.

VENDRAME, P.R.S.; EBERHARDT, D.N.; BRITO, O.R.; MARCHÃO, R.L.; QUANTIN, C.; BECQUER, T. Formas de ferro e alumínio e suas relações com textura, mineralogia e carbono orgânico em Latossolos do Cerrado. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 32, p. 1657-1666, 2011.

WILCOXON, F. Individual comparisons by ranking methods. **Biometrics Bulletin**, v. 1, n. 6, p. 80-83, 1945.

WISNIAK, J. Thomas Graham. II. Contributions to diffusion of gases and liquids, colloids, dialysis, and osmosis. **Educación Química**, v. 24, p. 506-516, 2013.

ZHANG, X.C.; NORTON, L.D. Effect of exchangeable Mg on saturated hydraulic conductivity, disaggregation and clay dispersion of disturbed soils. **Journal of Hydrology**, v. 260, p. 194-205, 2002.

ZONTA, J.H.; MARTINEZ, M.A.; PRUSKI, F.F.; SILVA, D.D.; SANTOS, M.R. Efeito da aplicação sucessiva de precipitações pluviais com diferentes perfis na taxa de infiltração de água no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 2, p. 377-388, 2012.