

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E
BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SOLOS E
QUALIDADE DE ECOSISTEMAS

CARACTERIZAÇÃO E ADSORÇÃO DE FÓSFORO EM SOLOS
DO OESTE DO ESTADO DA BAHIA

VICTOR BRENNO BRITTO DE MENEZES

CRUZ DAS ALMAS – BAHIA
DEZEMBRO 2020

CARACTERIZAÇÃO E ADSORÇÃO DE FÓSFORO EM SOLOS DO OESTE DO ESTADO DA BAHIA

VICTOR BRENNO BRITTO DE MENEZES

Engenheiro agrônomo

Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2020

Dissertação submetida ao Colegiado do Curso do Programa de Pós-Graduação em Solos e Qualidade de Ecossistemas da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, como requisito parcial para a obtenção do Grau de Mestre em Solos e Qualidade de Ecossistemas.

Orientador: prof. Dr. Jorge Antônio Gonzaga Santos

CRUZ DAS ALMAS - BAHIA

DEZEMBRO 2020

M543c

Menezes, Victor Brenno Britto de.

Caracterização e adsorção de fósforo em solos do Oeste do Estado da Bahia / Victor Brenno Britto de Menezes. _ Cruz das Almas, Bahia, 2020.

68f.

Orientador: Jorge Antônio Gonzaga Santos.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Solos e Qualidade de Ecossistemas.

1.Solos – Fósforo. 2.Solos – Adubos e fertilizantes. I.Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas. II.Título.

CDD: 631.8

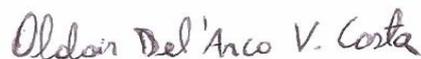
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E
BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SOLOS E
QUALIDADE DE ECOSISTEMAS

**CARACTERIZAÇÃO E ADSORÇÃO DE FÓSFORO EM SOLOS
DO OESTE DO ESTADO DA BAHIA**

COMISSÃO EXAMINADORA DA DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE VICTOR
BRENNO BRITTO DE MENEZES



Prof. Dr. Jorge Antônio Gonzaga Santos (Orientador)
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia



Prof. Dr. Oldair Del'Arco Vinhas Costa
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia



Prof. Dr. Luiz Francisco da Silva Souza Filho
Universidade Federal do Oeste da Bahia

Dissertação homologada pelo Colegiado do Curso de Mestrado em Solos e
Qualidade de Ecossistemas em *23 de dezembro de 2020*,
conferindo o Grau de Mestre em Solos e Qualidade de Ecossistemas a

Victor B. B. de Menezes

Aos meus pais Nabson e Wlene, minha companheira Laisa pelo apoio, confiança e amor que sempre me dedicaram. Ao meu irmão Bruno, todos meus familiares e amigos pelo companheirismo e amizade compartilhada.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Nabson e Wlene e meu irmão Bruno por todo apoio e amor durante toda vida que foram fundamentais para superar esta etapa.

A minha namorada Laisa por sempre estar comigo me enchendo de amor, carinho e força para seguir em frente.

A minha família, tias, tios, primos, avó, pelo carinho e confiança que sempre tiveram em mim.

Aos companheiros de curso: Avete, Layana, Fábio, Michele, Lucas e Jonas pelo apoio e demonstração de carinho e amizade construída durante todos esses dois anos.

Aos meus amigos/irmãos: Ângelo, David, Daniel, Elielson, Ícaro, Igor, João, Karam, Laelson, Lourival, Markley, Mário, Manfrine, Paulo, Robson, Romeu, Thiago, pela amizade, companheirismo, cumplicidade e apoio durante essa etapa da minha vida.

A Maria (Marys) e membros do grupo de pesquisa Ecosimpa por toda paciência e dedicação para realização das análises.

Ao meu orientador, Jorge Antônio Gonzaga Santos pela orientação e apoio dado durante todo o curso.

Aos Professores, Luiz Francisco da Silva Souza Filho, Luciano Souza, Anacleto Ranulfo, Oldair Del'Arco Vinhas Costa, Marcela Rebouças e Humberto Santiago por todo apoio.

A todos os servidores e técnicos que contribuíram de maneira direta e indireta.

Meu mais sincero muito obrigado!

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	1
LISTA DE TABELAS.....	2
RESUMO GERAL.....	3
ABSTRACT.....	4
INTRODUÇÃO GERAL.....	5
REFERÊNCIAS.....	7
CAPÍTULO I	
ATRIBUTOS QUÍMICOS E FÍSICOS DE SOLOS DO OESTE DO ESTADO DA BAHIA.....	
	8
RESUMO.....	9
ABSTRACT.....	10
INTRODUÇÃO.....	11
MATERIAL E MÉTODOS.....	13
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	17
CONCLUSÕES	25
REFERÊNCIAS.....	26
CAPÍTULO II	
ADSORÇÃO DE FÓSFORO EM SOLOS DO OESTE DO ESTADO DA BAHIA	
.....	30
RESUMO.....	31
ABSTRACT.....	32
INTRODUÇÃO.....	33
MATERIAL E MÉTODOS.....	37
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	41
CONCLUSÕES.....	57
REFERÊNCIAS.....	58

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1: mapa do Brasil com área do cerrado destacada em cinza.....5

CAPÍTULO I

Figura 1: locais de coleta dos solos LVA2 (1), LVA1 (2), LVA3 (3), LV (4), PVA (5), RQ1 (6), RQ2 (7)..... 14

Figura 2: representação do mapa do Brasil e em destaque o mapa do estado da Bahia com o detalhamento da região Oeste da Bahia e os pontos de coleta dos solos..... 21

CAPÍTULO II

Figura 1: isotermas de adsorção de fósforo para diferentes solos representativos do oeste da Bahia..... 41

Figura 2: isotermas de adsorção de Langmuir ajustadas pelo modelo não linear..... 43

Figura 3: isotermas de adsorção de Langmuir ajustadas pelo modelo linear 43

Figura 4: isotermas de adsorção de Freundlich ajustadas pelo modelo não linear 45

Figura 5: isotermas de adsorção de Freundlich ajustadas pelo modelo linear 46

Figura 6: comportamento do fósforo dessorvido na primeira e segunda extrações e fósforo total dessorvido..... 50

Figura 7: dendrograma de análise de agrupamento da capacidade de adsorção máxima dos solos..... 56

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1: composição granulométrica das amostras de solo..... 17

Tabela 2: atributos químicos das amostras de solo 18

CAPÍTULO II

Tabela 1: concentrações de fósforo utilizadas no experimento de adsorção 38

Tabela 2: parâmetros da equação Langmuir em suas formas não linear e linear para diferentes solos da região oeste da Bahia..... 42

Tabela 3: parâmetros da equação Freundlich em suas formas não linear e linear para diferentes solos da região oeste da Bahia..... 55

Tabela 4: correlação entre os parâmetros das equações de Langmuir, Freundlich e atributos dos solos..... 47

Tabela 5: dados de dessorção de fósforo..... 50

Tabela 6: correlação entre a dessorção de fósforo e atributos dos solos.. 51

Tabela 7: equações de Langmuir e seus coeficientes de determinação R^2 e qui-quadrado X^2 53

Tabela 8. equações de Freundlich e seus coeficientes de determinação R^2 e qui-quadrado X^2 54

RESUMO GERAL

O presente estudo determinou e analisou os atributos químicos de sete solos coletados sob vegetação natural na região Oeste do Estado da Bahia; avaliou a capacidade de adsorção e dessorção de P de três classes de solos com diferentes atributos físicos e químicos predominantes no cerrado da região oeste do Estado da Bahia; determinou qual o melhor modelo (Langmuir e Freundlich) preditivo de P para solos da região Oeste do Estado da Bahia, baseado no coeficiente de determinação e correlação; avaliou o agrupamento dos solos estudados baseado na capacidade de adsorção de P e seus atributos físicos e químicos; e comparou a eficiência dos modelos linear e não linear de Langmuir e Freundlich. Os solos coletados compreendem três Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos (LVA1, LVA2 e LVA3), um Latossolo Vermelho (LV), um Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA) e dois Neossolos Quartzarênicos (RQ1 e RQ2). O estudo de adsorção de P foi feito misturando dois gramas solo com 11 soluções de P definidas de acordo com os valores obtidos para o P-rem. Os dados do experimento de adsorção foram ajustados a modelos lineares e não lineares de Langmuir e Freundlich. A eficiência dos parâmetros obtidos pelos modelos linear e não linear foram avaliados através dos coeficientes de determinação R^2 e qui-quadrado X^2 . Os atributos químicos apresentaram menor variação em solos com material de origem semelhante como observado para os solos originários do grupo bambuí e da formação urucuia. Os valores de Ads_{max} variaram de 36,23 a 2465,98 $mg\ kg^{-1}$ para o modelo não linear e de 47,44 a 2684,56 $mg\ kg^{-1}$ para o modelo linear. Os valores de K_L variaram de 0,05 a 0,95 $L\ kg^{-1}$ para o modelo não linear e 0,04 a 0,39 $L\ kg^{-1}$ para o modelo linear. A constante K_L não apresentou comportamento semelhante aos valores de Ads_{max} . Para o modelo não linear os Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos (LVA1 e LVA3), o Latossolo Vermelho e o Argissolo Vermelho-Amarelo apresentaram os maiores valores para a constante de Freundlich, parâmetro que indica a capacidade do solo em reter um soluto. Para o modelo linear foi observado comportamento semelhante mas, com valores inferiores da constante de Freundlich em relação ao modelo não linear. As formas não lineares dos modelos de Langmuir e Freundlich apresentaram melhor ajuste em relação as formas linearizadas, como pode ser observado pelos coeficientes de determinação e qui-quadrado. Em termos percentuais, o processo de dessorção de P ocorreu na seguinte ordem decrescente: PVA > LVA2 > RQ1 > RQ2 > LV > LVA1 > LVA3. Dos sete solos analisados apenas dois (PVA e LVA2), apresentaram dessorção maior do que 50% do teor de P adicionado, observando-se ainda que quatro solos apresentaram dessorção de P menor que 30% do teor adicionado.

Palavras-chave: isotermas, Langmuir, Freundlich, dinâmica do fósforo.

ABSTRACT

The present study determined and analyzed the chemical attributes of seven soils collected under natural vegetation in the Western region of the State of Bahia; evaluated the P adsorption and desorption capacity of three classes of soils with different predominant physical and mineralogical attributes in the cerrado of the western region of the State of Bahia; determined the best predictive model (Langmuir and Freundlich) for P for cerrado soils, based on the coefficient of determination and correlation; evaluated the clustering of the studied soils based on the P adsorption capacity and its physical, chemical and mineralogical attributes; and compared the efficiency of the Langmuir and Freundlich linear and nonlinear models. The collected soils comprise three Dystrophic Red-Yellow Latosols (LVA1, LVA2 and LVA3), a Red Latosol (LV), a Red-Yellow Argisol (PVA) and two Quartzarenic Neossols (RQ1 and RQ2). The P adsorption study was done by mixing two grams of soil with 11 P solutions defined according to the values obtained for the P-rem. The data from the adsorption experiment were fitted to linear and nonlinear models by Langmuir and Freundlich. The efficiency of the parameters obtained by the linear and non-linear models were evaluated using the determination coefficients R^2 and chi-square X^2 . The chemical attributes showed less variation in soils with material of similar origin as observed for soils originating from the bamboo group and the urucua formation. Ads_{max} values ranged from 36.23 to 2465.98 $mg\ kg^{-1}$ for the non-linear model and from 47.44 to 2684.56 $mg\ kg^{-1}$ for the linear model. The K_L values varied from 0.05 to 0.95 $L\ kg^{-1}$ for the non-linear model and 0.04 to 0.39 $L\ kg^{-1}$ for the linear model. The K_L constant did not present a behavior similar to the Ads_{max} values. For the non-linear model, the Red-Yellow Latosols (LVA1 and LVA3), the Red Latosol and the Red Yellow Argisol presented the highest values for the Freundlich constant, a parameter that indicates the soil's capacity to retain a solute. Similar behavior was observed for the linear model, but with lower values of the Freundlich constant in relation to the non-linear model. The non-linear forms of the Langmuir and Freundlich models showed a better fit in relation to the linearized forms, as can be seen by the coefficients of determination and chi-square. In percentage terms, the P desorption process occurred in the following decreasing order: PVA > LVA2 > RQ1 > RQ2 > LV > LVA1 > LVA3. Of the seven soils analyzed, only two (PVA and LVA2) showed desorption greater than 50% of the added P content, and it was also observed that four soils presented P desorption less than 30% of the added content.

Keywords: isotherms; Langmuir; Freundlich; phosphorus dynamics.

INTRODUÇÃO GERAL

O Estado da Bahia possui diferentes biomas dentre os quais encontram-se os biomas cerrado e caatinga. A região oeste da Bahia é predominantemente ocupada pelo cerrado, seguido por zonas de transição para o bioma caatinga. O Cerrado (Figura 1), desde a década de 1970 tem se transformado um importante polo produtor de commodities. Em 2019, o cerrado contribuiu para a produção de 46% do milho, 44% soja e 63% do algodão produzido no Brasil (BARRADAS et al., 2019; BOLFE; SANO; CAMPOS, 2020). O rápido crescimento agrícola no cerrado deve-se ao fato de os solos, não apresentam impedimentos físicos ao crescimento das plantas, aos custos envolvidos para correção das limitações químicas (uso de corretivos e fertilizantes) (LOPES; COX, 1977) e a topografia adequada para grandes áreas de cultivo utilizando máquinas agrícolas modernas.

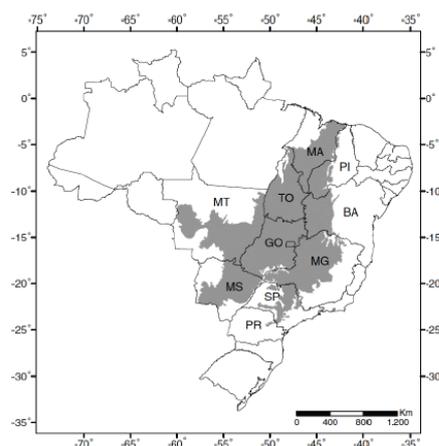


Figura 1: Mapa do Brasil com área do cerrado destacada em cinza (SANO et al., 2010).

Dos solos presentes no cerrado (Latossolo, Neossolo, Argissolo, Chernossolo, Plintossolo, Cambissolo, Planossolo, Nitossolo e Gleissolo) os Latossolos e Argissolos ocupam cerca de 65% da área (IBGE, 2003). Os Latossolos e os Argissolos são as classes de solo de maior ocorrência no Brasil (SANTOS et al., 2011), apresentando grau de evolução avançado ou muito avançado e presença de óxidos de ferro e alumínio em sua constituição mineralógica (SANTOS et al., 2018).

Os solos do cerrado apresentam, em média, teor de P disponível de 0,4 mg kg⁻¹ (CURI et al., 2017). A baixa disponibilidade de fósforo (P) e a alta capacidade de adsorção do elemento é um dos desafios enfrentados pela agricultura tropical para fornecer este nutriente às culturas nas quantidades necessárias e adequadas para máxima produtividade (SANTOS et al., 2008).

O P tem um papel importante na respiração, fotossíntese, divisão e crescimento celular, além de compor nucleotídeos utilizados no metabolismo energético das plantas e ser parte do DNA e RNA (DECHEN; NACHTIGALL, 2007). A deficiência de P reduz o crescimento das plantas jovens, causa má formação das folhas, as quais apresentam uma coloração levemente arroxeada devido ao excesso de antocianinas e presença de pequenas manchas necróticas (TAIZ; ZEIGER, 2013).

Em geral, o comportamento dos nutrientes no solo é determinado pelo grau e intensidade que eles reagem com os constituintes do solo. A dinâmica do P no solo é extremamente restringida pelas suas interações com os coloides inorgânicos e orgânicos que resultam em ligações químicas de alta energia e limitam a sua disponibilidade (SANTOS et al., 2008), e conseqüentemente a absorção pelas culturas.

O presente estudo determinou e analisou os atributos químicos de sete solos coletados sob vegetação natural na região Oeste do Estado da Bahia; avaliou a capacidade de adsorção e dessorção de P de três classes de solos com diferentes atributos físicos e mineralógicos predominantes no cerrado da região oeste do Estado da Bahia; determinou qual o melhor modelo (Langmuir e Freundlich) preditivo de P para solos do cerrado, baseado no coeficiente de determinação e correlação; avaliou o agrupamento dos solos estudados baseado na capacidade de adsorção de P e seus atributos físicos, químicos e mineralógicos; e comparou a eficiência dos modelos linear e não linear de Langmuir e Freundlich. É hipotetizado que os atributos físicos, químicos e mineralógicos dos solos mais intemperizados favorecem o processo de adsorção de P, enquanto os solos menos intemperizados são os solos com menor capacidade de adsorção.

REFERÊNCIAS

BARRADAS, C.A.A.; GUEDES, C.A.B.; FONTES NETO, G.M.; MATA, A.P.; FERRY, R.V. **Levantamento Sistemático da Produção Agrícola**. Brasília, DF: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2019.

BOLFE, E.L.; SANO, E.E.; CAMPOS, S.K. **Dinâmica agrícola no cerrado: análises e projeções**. Brasília, DF: Embrapa, 2020.

CURI, N.; KER, J.C.; NOVAIS, R.F.; VIDAL-TORRADO, P.; SCHAEFER, C.E.G.R. **Pedologia – Solos dos biomas brasileiros**. Viçosa, MG: SBCS, 2017.

DECHEN, A.R.; NACHTIGALL G.R. Elementos requeridos a nutrição de plantas. In: NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. N. NOVAIS, R. F. **Fertilidade do Solo**. Viçosa: SBCS, 2007.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Mapa de solos do Brasil**. Rio de Janeiro, IBGE, 2003.

LOPES AS, COX FR. A survey of the fertility status of surface soils under “Cerrado” vegetation in Brazil. **Soil Science Society American Journal**. 1977: 41.

SANTOS, D.R.; GATIBONI, L.C.; KAMINSKI J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**. V. 38, p. 576-586, 2008.

SANTOS H.G.; CARVALHO JÚNIOR W.; DART R.O.; ÁGILO M.L.D.; SOUSA J.S.; PARES J.G.; FONTANA A.; MARTINS A.L.S.; OLIVEIRA A.P. **O novo mapa de solos do Brasil: legenda atualizada**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 67 p. (Embrapa Solos. Documentos, 130), 2011.

SANTOS H.G.; JACOMINE P.K.T.; ANJOS L.H.C.; OLIVEIRA V.A.; LUMBRERAS J.F.; COELHO M.R.; ALMEIDA J.A.; ARAÚJO FILHO, J.C.; OLIVEIRA J.B.; CUNHA T.J.F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

TAIZ L.; ZEIGER E. **Fisiologia vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 2013.

CAPÍTULO I

**ATRIBUTOS QUÍMICOS E FÍSICOS DE SOLOS DA REGIÃO OESTE DO
ESTADO DA BAHIA SOB VEGETAÇÃO NATIVA**

**ATRIBUTOS QUÍMICOS E FÍSICOS DE SOLOS DA REGIÃO OESTE DO
ESTADO DA BAHIA SOB VEGETAÇÃO NATIVA**

RESUMO:

As informações geradas pelas análises químicas de solos sob vegetação natural podem ser utilizadas como subsídio para análise do impacto das atividades agrícolas na qualidade dos solos. O objetivo deste estudo foi determinar e analisar os atributos químicos de sete solos coletados sob vegetação natural na região Oeste do Estado da Bahia. Os solos foram coletados sob vegetação nativa nos municípios de Barra, Barreiras e Muquém de São Francisco situados na região Oeste do Estado da Bahia. A composição granulométrica dos solos foi determinada pelo método da pipeta. O pH dos solos foi medido com eletrodo combinado imerso em água, solução de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ e solução de KCl 1 mol L^{-1} na proporção 1:2,5. Os teores totais de Al, Fe e Si foram determinados por fluorescência de raios-x utilizando-se 0,5 g de solo macerado e peneirado em malha de 0,105 mm. O fósforo disponível (P) e os cátions sódio (Na^+) e potássio (K^+) foram extraídos com a solução Mehlich-1. O fósforo remanescente (P-rem) foi determinado no extrato de 5 cm^3 de solo na presença de 50 mL de solução de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ contendo 60 mg L^{-1} de P na forma de KH_2PO_4 . Os solos LVA1 e LV apresentaram teor de argila acima de 400 g kg^{-1} , para os solos LVA2, LVA3 e PVA teor de argila variou de 140 a 250 g kg^{-1} , enquanto os Neossolos apresentaram menos de 100 g kg^{-1} . Os valores de pH- CaCl_2 indicaram acidez muito alta para LVA3 (pH3,9), RQ1 (pH4,0) e RQ2 (pH 4,2); alta para LVA1 (pH 4,6) e LVA2 (pH5,0); média para LV (pH 5,2) e; baixa para PVA (pH 6,7). Os valores de P disponível extraídos por Mehlich-1 situaram-se abaixo de $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ para a maioria dos solos estudados, a exceção do PVA, que apresentou o maior valor de P disponível ($2,6 \text{ mg kg}^{-1}$). Os valores de P disponível no PVA foi 6 a 13 vezes maior do que nos outros solos. Este comportamento pode estar associado ao material de origem do solo, apresentando diferentes teores dos seus constituintes. O menor valor para o P-rem foi observado no solo LVA1 ($17,1 \text{ mg L}^{-1}$), enquanto o solo RQ2 apresentou o maior valor ($50,8 \text{ mg L}^{-1}$). Observa-se também que os solos LVA3 e RQ1 bem como LVA1 e LV apresentaram valores de P-rem próximos, o que pode estar relacionado com o material de origem. A textura dos solos variou de muito argilosa a arenosa, sendo que os solos com maiores teores de argila são originários do grupo bambuí e bambuí com recobrimento. Os atributos químicos apresentaram menor variação em solos com material de origem semelhante como observado para os solos originários do grupo bambuí e da formação urucuia.

Palavras-chave: química do solo, física do solo, Cerrado, Caatinga.

COMPARISON OF CHEMICAL AND PHYSICAL ATTRIBUTES OF SOILS IN THE WEST REGION OF THE STATE OF BAHIA UNDER NATIVE VEGETATION

ABSTRACT:

The information generated by the analysis of soils under natural vegetation can be used as a subsidy to analyze the impact of agricultural activities on soil quality. The objective of the study was to determine and analyze the chemical attributes of seven soils collected under natural vegetation in the Western region of the State of Bahia. The soils were collected under native vegetation in the municipalities of Barra, Barreiras and Muquém de São Francisco located in the Western region of the State of Bahia. A granulometric composition of the soils provided by the pipette method. Soil pH was measured with a combined electrode immersed in water, 0.01 mol L⁻¹ CaCl₂ solution and 1 mol L⁻¹ KCl solution in a 1: 2.5 ratio. The total contents of Al, Fe and Si were determined by X-ray fluorescence using 0.5 g of macerated soil and sieved in 0.105 mm mesh. The available phosphorus (P) and the sodium (Na⁺) and potassium (K⁺) cations were extracted with the Mehlich-1 solution. The remaining phosphorus (P-rem) was determined in the extract of 5 cm³ of soil in the presence of 50 mL of 0.01 mol L⁻¹ CaCl₂ solution containing 60 mg L⁻¹ of P in the form of KH₂PO₄. The soils LVA1 and LV clay content above 400 g kg⁻¹, for soils LVA2, LVA3 and PVA clay content varied from 140 to 250 g kg⁻¹, while the Neossols equal less than 100 g kg⁻¹. The pH-CaCl₂ values indicated very high acidity for LVA3 (pH3.9), RQ1 (pH4.0) and RQ2 (pH 4.2); high for LVA1 (pH 4.6) and LVA2 (pH5.0); average for LV (pH 5.2) and; low to PVA (pH 6.7). The values of available P extracted by Mehlich-1 were below 0.5 mg kg⁻¹ for most of the studied soils, with the exception of PVA, which had the highest available P value (2.6 mg kg⁻¹) The P values available in PVA were 6 to 13 times higher than in other soils. This behavior can be associated with the soil source material, different contents of its constituents. The lowest value for P-rem was observed for any LVA1 soil (17.1 mg L⁻¹), while the RQ2 soil had the highest value (50.8 mg L⁻¹). It is also observed that the soils LVA3 and RQ1 as well as LVA1 and LV different values of P-rem close, which may be related to the source material. The texture of the soils varied from very clayey to sandy, with the soils with the highest clay content coming from the bamboo and bamboo group with cover. The smaller chemical attributes vary in soils with material of similar origin as observed for soils originating from the bamboo group and the urucuia formation.

Keywords: soil chemistry; soil physics; Savanna; Caatinga.

INTRODUÇÃO

O bioma Cerrado, predominante na região central do Brasil, se tornou importante polo de desenvolvimento da agropecuária brasileira. O Cerrado brasileiro ocupa uma área de 2.036.448 km² dos quais, 150.000 km² estão localizados na região Oeste do Estado da Bahia (BRASIL, 2015). A partir da década de 1970, o Cerrado baiano passou a se tornar uma nova fronteira agrícola, sendo explorada principalmente para o cultivo de espécies anuais (SANTOS; SANO; SANTOS, 2018). A área plantada na região passou de aproximadamente 4.807,9 km² em 1990 para 22.468,21 km² em 2018 (IBGE, 2018). A produção agrícola desta região tem alcançado valores expressivos, englobando os cinco municípios que mais geraram valores através da produção agrícola para a Bahia (IBGE, 2018).

A geologia da região é diversificada, proporcionando a ocorrência de solos com atributos bastante distintos. A formação Urucuaia, constituída principalmente por arenitos, originou a faixa de Latossolos e Neossolos que se estendem por grande área da região. O grupo Bambuí é formado por siltitos, argilitos, calcários e ardósias, originando solos de alta fertilidade. Dentre as classes de solo de maior ocorrência estão Latossolos, Neossolos e Argissolos, mas outras classes de solo como Nitossolos, Planossolos, Plintossolos, Gleissolos e Organossolos podem ser encontrados (JACOMINE et al., 1976).

A topografia da região, de relevo plano e suave ondulado, favorece a mecanização dos cultivos. Os solos da região, sobretudo os solos de caráter arenoso, tem como principal fator limitante os atributos químicos (CURI et al., 2010). Entretanto, esta limitação pode ser superada por meio da utilização de insumos agrícolas que manifestam seus efeitos em curto prazo. Dentro deste contexto, as análises físicas e químicas do solo constituem etapa indispensável no planejamento das atividades agropecuárias, devendo ser realizada com antecedência de modo que haja tempo suficiente para que o efeito manifesto das intervenções ocorram antes da implantação das culturas (RAIJ et al., 2011).

Em decorrência dos baixos teores naturais de nutrientes no solo, a agropecuária brasileira demanda grande quantidade de fertilizantes para atender as exigências dos cultivos. No ano de 2019 no Brasil foram utilizados 36,5

milhões de toneladas de fertilizantes, volume 2,1% superior ao utilizado em 2018 (ANDA, 2019). De acordo com Withers et al. (2018), nos últimos 50 anos foram aplicadas 45.7 milhões de toneladas de fósforo inorgânico, sendo que 22.8 milhões de toneladas permanecem no solo.

O desenvolvimento de práticas de manejo do solo tem um papel fundamental visto que, o solo é responsável por fornecer água e elementos minerais essenciais ao desenvolvimento das culturas (FERNADES; SOUZA; SANTOS, 2018). O uso intensivo e de maneira inadequada do recurso natural solo pode reduzir a sua qualidade física e química. Donagemma et al. (2016) alertam para a suscetibilidade à degradação e consequente perda da capacidade produtiva de solos leves de ocorrência no oeste da Bahia. Os autores também alertaram para o risco de contaminação de águas subterrâneas. Estas informações direcionam o desenvolvimento de práticas de manejo do solo que permitam aprimorar o sistema produtivo e reduzir os possíveis impactos negativos nos solos e ecossistemas (CURI et al., 2017).

As práticas de manejo do solo e das culturas, a utilização de máquinas e equipamentos, entre outros avanços, contribuí significativamente para o desenvolvimento do setor agrícola. As informações geradas pelas análises químicas de solos sob vegetação natural podem ser utilizadas como subsídio para análise do impacto das atividades agrícolas na qualidade dos solos. O objetivo deste estudo foi determinar e analisar os atributos químicos e físicos de sete solos coletados sob vegetação natural na região Oeste do Estado da Bahia.

MATERIAL E MÉTODOS

Os solos foram coletados sob vegetação nativa nos municípios de Barra (latitude 11° 5' 23" S e longitude 43° 8' 30" O), Barreiras (latitude 12° 8' 54" S e longitude 44° 59' 33" O), e Muquém de São Francisco (latitude: 12° 3' 54" S e longitude 43° 32' 33" O) situados na região Oeste do Estado da Bahia (figuras 1 e 2). O clima dos municípios é do tipo Aw com precipitação anual de 800 a 1.100 mm distribuídos entre os meses de outubro a março, com período seco de abril a setembro, com exceção do município de Barra, com clima Bsh e precipitação média anual de 600 mm.

Os locais de coleta de solo foram definidos a partir do Levantamento exploratório-reconhecimento dos solos da margem esquerda do rio São Francisco, estado da Bahia (JACOMINE et al., 1976). Os solos foram escolhidos a partir da sua representatividade dentro da região onde se encontram. As amostras foram coletadas na camada de 0 - 0,20 m de profundidade em setembro de 2019. A amostragem foi realizada em áreas georreferenciadas. Os solos coletados compreendem três Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos (LVA1, LVA2 e LVA3), um Latossolo Vermelho (LV), um Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA) e dois Neossolos Quartzarênicos (RQ1 e RQ2). Após a coleta as amostras foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira com malha de 2 mm, obtendo-se a terra fina seca ao ar (TFSA), sendo posteriormente armazenadas em sacos plásticos devidamente identificados para realização das análises.

Os solos LVA3 e RQ1 são originários da formação Urucuia, constituída predominantemente por arenito de granulometria fina de cores branca e branca-avermelhada. O LV é originário do grupo bambuí, composto por calcarenito, dolomito, siltito de granulação fina, algumas vezes média e estratificação em bancos e por arenitos de granulação variada, por vezes conglomeráticos, com intercalações de siltitos argilitos e ardósias. Os solos LVA1 e PVA são originários do grupo bambuí com recobrimento, litologicamente idêntico ao bambuí, no entanto encontra-se recoberto por um manto de material de natureza arenosa e areno-argilosa, de modo que os solos que se desenvolvem nestas áreas possuem grande relação com o material que constitui o recobrimento. O solo LVA2 é composto por coberturas dentrito-lateríticas ferruginosas de areia com níveis de argila e cascalho e crosta laterítica. O solo RQ2 consiste em depósitos eólicos continentais de areia quartzosa (JACOMINE et al., 1976).

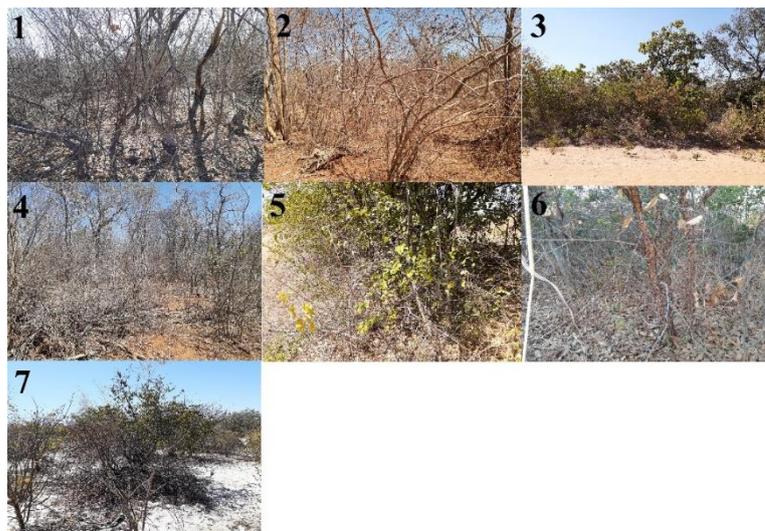


Figura 1: locais de coleta dos solos LVA2 (1), LVA1 (2), LVA3 (3), LV (4), PVA (5), RQ1 (6), RQ2 (7).

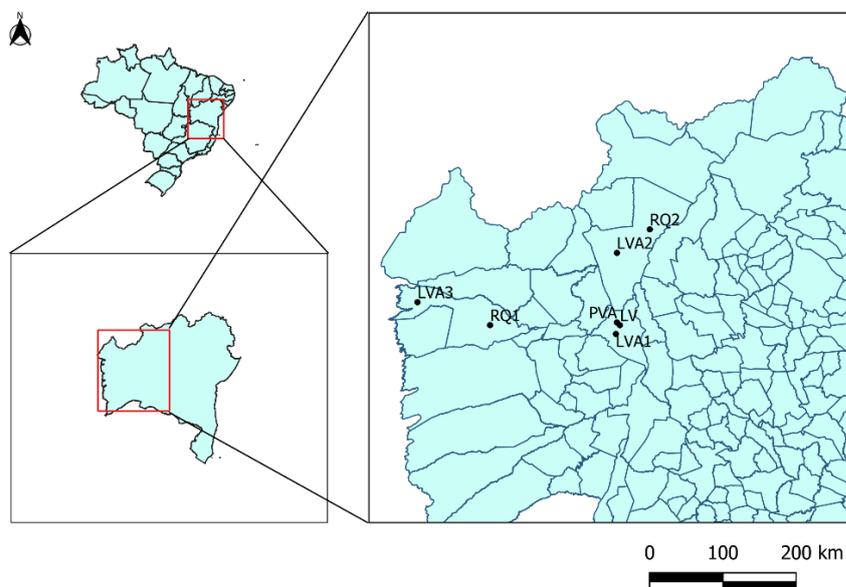


Figura 2: representação do mapa do Brasil e em destaque o mapa do estado da Bahia com o detalhamento da região Oeste da Bahia e os pontos de coleta dos solos.

A composição granulométrica dos solos foi determinada pelo método da pipeta (RUIZ, 2005). O pH dos solos foi medido com eletrodo combinado imerso em água, solução de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ e solução de KCl 1 mol L^{-1} na proporção 1:2,5. A partir dos valores de $\text{pH-H}_2\text{O}$ e pH-KCl 1 mol L^{-1} foi estimado o ponto de carga zero (PCZ), conforme equação 1, proposta por Keng & Uehara (1974).

$$\text{PCZ} = 2 \text{ pH-KCl} - \text{pH-H}_2\text{O}$$

Equação 1

A acidez potencial foi extraída utilizando-se solução de acetato de cálcio $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ tamponada a pH 7,0 e determinada por titulação com solução padronizada de NaOH $0,025 \text{ mol L}^{-1}$ na presença do indicador fenolftaleína. A acidez trocável (Al^{3+}) foi extraída com solução de KCL 1 mol L^{-1} e determinada por titulação com solução padrão de NaOH $0,025 \text{ mol L}^{-1}$ na presença de indicador azul de bromotimol. Os cátions trocáveis cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) foram extraídos com solução KCl 1 mol L^{-1} sendo determinados por titulometria. O carbono total foi obtido pelo método via úmida na presença de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ $0,0667 \text{ mol L}^{-1}$. A partir dos dados obtidos foram calculados os seguintes parâmetros: delta pH (ΔpH), soma de bases (S), capacidade de troca de cátions efetiva (CTC efetiva), capacidade de troca de cátions total (CTC total), saturação por bases (V) e saturação por alumínio (m).

Os teores de totais de Al, Fe e Si foram determinados por fluorescência de raios-x utilizando-se 0,5 g de solo macerado e peneirado em malha de 0,105 mm. O fósforo disponível (P) e os cátions sódio (Na^+) e potássio (K^+) foram extraídos com a solução Mehlich-1. O Na^+ e K^+ foram determinados por fotometria de chama. O P foi medido em espectrofotômetro pelo método colorimétrico após a redução do complexo fosfomolibdico por ácido ascórbico conforme Murphy & Riley (1962). O fósforo remanescente (P-rem) foi determinado no extrato de 5 cm^3 de solo na presença de 50 mL de solução de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ contendo 60 mg L^{-1} de P na forma de KH_2PO_4 . Após agitação por cinco minutos em mesa agitadora circular, a mistura foi deixada em repouso por 16 horas. Em seguida, pipetou-se 0,2 mL da solução de equilíbrio para béqueres de 50 mL contendo 4,8 mL da solução ácida de molibdato de amônio e ácido ascórbico e posterior leitura em espectrofotômetro no comprimento de onda 725 de nm (TEIXEIRA et al., 2017).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise granulométrica indicou que as frações areia muito grossa e grossa ocorrem em maiores teores nos solos LVA2, LVA1, LV e PVA, enquanto o LVA3, RQ1 e RQ2 não apresentaram fração areia muito grossa (tabela 1). Para a fração areia média os maiores teores foram observados no RQ1, LVA3 e LVA2.

Dentre as frações areia, a areia fina foi a de maior ocorrência, sendo superior ou igual as demais frações areia em todos os solos. Para a fração areia muito fina os maiores teores foram apresentados pelos solos RQ1, LVA2 e PVA.

Tabela 1: análise granulométrica das frações areia, silte e argila das amostras de solo.

Atributos	Solos						
	LVA2	LVA1	LVA3	LV	PVA	RQ1	RQ2
AMG (g kg ⁻¹)	10	20	0	30	20	0	0
AG (g kg ⁻¹)	50	40	20	30	50	20	10
AM (g kg ⁻¹)	180	90	230	50	90	130	470
AF (g kg ⁻¹)	430	90	420	110	290	540	480
AMF (g kg ⁻¹)	180	70	70	90	180	220	10
Areia (g kg ⁻¹)	850	310	740	310	630	910	970
Silte (g kg ⁻¹)	10	50	10	230	200	10	10
Argila (g kg ⁻¹)	140	640	250	460	170	80	20

AMG: areia muito grossa; AG: areia grossa; AM: areia média; AF: areia fina; AMF: areia muito fina.

Em solos de textura arenosa os macroporos tendem a se apresentar em maior volume, afetando a dinâmica da água. Estes solos apresentam alta permeabilidade e baixa capacidade de retenção de água. Fidalski et al. (2013), caracterizaram a retenção e disponibilidade de água em solos derivados do arenito Caiuá e pertencentes às Formações Caiuá e Paranavá. Os autores concluíram que os solos da Formação Caiuá apresentam menor disponibilidade de água e maior risco de deficiência hídrica devido a sua textura arenosa.

A porosidade do solo é dependente do tamanho das suas partículas, afetando o volume e o tamanho dos poros. Nos macroporos há menor atuação das forças de retenção da água em relação aos microporos, implicando em diferentes capacidades de retenção de água e permeabilidade. Os valores de condutividade hidráulica saturada podem variar em mais de 20 vezes entre as frações areia grossa e areia fina (BYBORDI, 1973). Dessa forma, os teores de areia fina e muito fina podem alterar o comportamento físico-hídrico dos solos.

O teor da fração silte foi baixo para a maioria dos solos a exceção do LV e PVA, que apresentaram 230 e 200 g kg⁻¹, respectivamente. Os solos mais intemperizados tendem a apresentar menor teor da fração silte, predominando as frações areia, composta por materiais mais resistentes ao intemperismo e a

fração argila. Entretanto, pode haver solos com maior ocorrência da fração silte como observado por Giácomo et al. (2015), que encontraram valores de silte variando de 201 a 284 g kg⁻¹ em Latossolos Vermelho sob cerrado.

O teor da fração argila foi superior a 400 g kg⁻¹ para os solos LV e LVA1, sendo estes os solos mais argilosos. Para os solos LVA2, LVA3 e PVA o teor de argila variou de 140 a 250 g kg⁻¹, enquanto os Neossolos apresentaram menos de 100 g kg⁻¹. Esses resultados estão de acordo com os dados analíticos encontrados por Jacomine et al. (1976), correspondendo ainda, com a descrição dos pontos de coleta. Os solos com maiores teores de argila têm em comum o material de origem, sendo originados do grupo bambuí e bambuí com recobrimento. Os demais solos apresentaram menores teores da fração argila e altos teores da fração areia. De acordo com a análise granulométrica os solos apresentam textura muito argilosa (LVA1), argilosa (LV), média (LVA3 e PVA) e arenosa (LVA2, RQ1 e RQ2) (SANTOS et al., 2018).

Os valores de pH-H₂O variaram três unidades entre os solos (4,5 a 7,5), sendo que o grau de acidez reduziu na seguinte sequência, Neossolos (RQ1 e RQ2), pH extremamente ácidos (4,5 a 4,7); Latossolos Vermelho-Amarelos (LVA1, LVA2 e LVA3), pH muito ácido (5,2 a 5,5); Latossolo Vermelho (LV), pH ácido (6,0) e; Argissolo (PVA), pH pouco alcalino (7,5) (NOVAIS et al., 2007) (tabela 2). Assim como observado neste estudo, Fontana et al. (2016), trabalhando com Latossolos da região Oeste da Bahia encontraram baixos valores de pH-H₂O em áreas sob vegetação de cerrado.

A acidez ativa do solo como determinada pelo pH é um dos indicadores mais importantes de diversas características químicas do solo. A solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ reduz a variação no pH promovida pelo efeito de sais presentes no solo que podem variar sazonalmente. Os valores de pH-CaCl₂ indicaram acidez muito alta para LVA3 (pH3,9), RQ1 (pH4,0) e RQ2 (pH 4,2); alta para LVA1 (pH 4,6) e LVA2 (pH5,0); média para LV (pH 5,2) e; baixa para PVA (pH 6,7) (RAIJ et al. 2011). Os solos do cerrado sob vegetação nativa tendem a apresentar acidez elevada, como observado por Freitas et al. (2014), em estudo realizado com Latossolos do cerrado baiano. Comportamento

semelhante foi observado por Carvalho et al. (2015), trabalhando com Neossolo Quartzarênico sob vegetação nativa de cerrado, indicando acidez muito alta.

Tabela 2: atributos químicos das amostras de solo.

Atributos	Solos						
	LVA2	LVA1	LVA3	LV	PVA	RQ1	RQ2
pH-H ₂ O	5,5	5,3	5,2	6,0	7,5	4,5	4,7
pH-CaCl	5,0	4,6	3,9	5,2	6,7	4,0	4,2
pH-KCl	4,1	4,3	4,1	5,3	6,5	4,3	4,5
ΔpH	-1,4	-1,0	-1,1	-0,7	-1,0	-0,2	-0,2
PCZ	2,7	3,3	3,0	4,6	5,5	4,1	4,3
P (mg kg ⁻¹)	0,4	0,4	0,2	0,2	2,6	0,4	0,2
P-rem (mg L ⁻¹)	41,8	17,1	35,6	22,3	33	38,5	50,8
C (g kg ⁻¹)	6,8	20,7	15,9	14,3	37,9	8,9	8,0
Ca ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,1	1,1	0,0	5,2	7,9	0,0	0,0
Mg ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,1	1,1	0,2	2,0	1,6	0,7	0,4
K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	2,59	10,08	1,60	6,37	18,43	1,39	0,79
Al ³⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,6	0,4	0,9	0,1	0,0	0,2	0,2
H ⁺ + Al ³⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	2,4	6,5	5,9	3,1	0,6	2,6	2,1
Na ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,13	0,14	0,15	2,67	0,55	0,10	0,12
S (cmol _c kg ⁻¹)	2,92	12,42	1,95	16,24	28,49	2,19	1,31
CTC efetiva (cmol _c kg ⁻¹)	3,52	12,82	2,85	16,34	28,49	2,39	1,51
CTC total (cmol _c kg ⁻¹)	5,34	18,91	7,89	19,32	29,04	4,83	3,37
V (%)	54,65	65,68	24,76	84,06	98,11	45,33	38,88
m (%)	17,07	3,12	31,53	0,61	0,00	8,37	13,24
Fe (g kg ⁻¹)	0,34	3,75	1,71	2,99	1,52	0,63	0,09
Al (g kg ⁻¹)	2,32	2,39	2,71	2,57	2,46	2,57	2,39
Si (g kg ⁻¹)	1,69	1,21	1,25	1,04	0,76	0,81	1,05

P: fósforo assimilável determinado em extrato Mehlich-1; C: carbono; Ca, Mg, Al, K e Na: formas trocáveis; S: soma de bases; V: saturação por bases; m: saturação por alumínio; Fe, Al, Si: teores totais dos elementos obtidos por raio-x de fluorescência.

O uso de sal neutro KCl nesta determinação, em concentração maior do que normalmente encontrada na maioria dos solos promove a compressão da dupla camada difusa e deslocamento de íons da dupla camada, inclusive os determinadores de pH, para a solução do solo (MELO; ALLEONI, 2016). Em grande parte dos solos brasileiros os valores de pH-KCl tendem a ser menores do que os valores de pH-H₂O. Os solos altamente desenvolvidos, com elevado grau de intemperização dos seus constituintes podem apresentar valores positivos de ΔpH, como observado para o horizonte B de Latossolos ácidos (MOTTA; MELO, 2016).

Os valores de ΔpH, diferença entre pH-KCl e pH-H₂O, se relacionam com o balanço de cargas elétricas no solo, indicando o tipo de carga predominante,

fornecendo informações sobre a mineralogia e permitindo a estimativa do PCZ. Para os solos estudados foi encontrado predomínio de cargas negativas, sendo que os solos RQ1 e RQ2 foram os que apresentaram valores de ΔpH mais próximos de zero, enquanto os solos LVA1, LVA3 e PVA apresentaram valores de ΔpH mais negativos. O sinal e a magnitude de ΔpH indica o predomínio de minerais de carga permanente ou carga variável no solo. Solos que apresentem ΔpH positivo, zero ou pouco negativo, podem apresentar teor significativo de minerais de carga variável, comportamento observado para os Neossolos. Valores de ΔpH negativo mais distante de zero não indicam predomínio de minerais de carga variável ou permanente, apenas alta densidade de cargas negativas (UEHARA; GILLMAN, 1981).

O PCZ dos solos aumentou na seguinte ordem LVA 2 (2,7), LVA3 (3,0), LVA1 (3,3), RQ1 (4,1), RQ2 (4,3), LV (4,6) e PVA (5,5). O PCZ expressa o ponto em que o balanço entre cargas positivas e negativas dos colóides do solo é nulo. Os óxidos de ferro e alumínio possuem um alto PCZ e contribuem para o aumento do valor deste atributo no solo, enquanto a matéria orgânica exerce efeito contrário, reduzindo o valor do PCZ (MELO; ALLEONI, 2016). O solo PVA foi o que apresentou maior PCZ indicando presença de teor significativo de óxidos na sua fração argila. Os Neossolos apresentaram os menores teores da fração argila na sua composição granulométrica, entretanto o PCZ destes solos foi superior ao LVA1, solo com maior teor de argila. Estes resultados indicam que há predomínio de óxidos na fração argila dos Neossolos, enquanto no LVA1 os óxidos ocorrem em proporções menores.

Os valores de P disponível extraídos por Mehlich-1 situaram-se abaixo de $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ para a maioria dos solos estudados, a exceção do PVA, que apresentou o maior valor de P disponível ($2,6 \text{ mg kg}^{-1}$). Estes valores não são suficientes para atender à demanda de P de para diversas culturas, a exemplo de milho, soja e algodão (ARAÚJO; SOFIATTI, 2017; PEREIRA FILHO, 2015; SMIDERLE; MACIEIRA, 2017). Os valores de P disponível no PVA foi 6 a 13 vezes maior do que nos outros solos. Este comportamento pode estar associado ao material de origem do solo, apresentando diferentes teores dos seus constituintes. A disponibilidade de P em solos sob vegetação natural é influenciada, principalmente pelo teor do elemento no material de origem e pela

mineralização da matéria orgânica. Os solos do cerrado brasileiro apresentam naturalmente baixos teores de P disponível (LOPES; COX, 1977), comportamento observado para a maioria dos solos estudados.

A fração do fosfato solúvel adicionado ao solo em uma solução de um sal neutro que fica em solução de equilíbrio após certo tempo de contato com o solo é o P-rem, que é um bom indicador da capacidade do solo reter este elemento (ALVAREZ, 2000). O menor valor para o P-rem foi observado no solo LVA1 (17,1 mg L⁻¹), enquanto o solo RQ2 apresentou o maior valor (50,8 mg L⁻¹). Observa-se também que os solos LVA3 e RQ1 bem como LVA1 e LV apresentaram valores de P-rem próximos, o que pode estar relacionado com a mineralogia destes solos. O solo PVA apresentou valor de P-rem diferente dos demais solos originários do grupo bambuí, comportamento que pode estar relacionado com a granulometria deste solo.

Os valores de P-rem variaram de acordo com o teor de argila dos solos, sendo menor nos solos mais argilosos. O P-rem tende a apresentar relação inversa com o teor de argila do solo devido a maior capacidade de adsorção de P nos solos argilosos (ROGERI et al., 2016; BROGGI et al., 2010). Solos com o mesmo valor de P disponível podem apresentar valores diferentes de P-rem. Este comportamento foi observado para os solos LVA3, LV e RQ2 e para os solos LVA2, LVA1 e RQ1. Estas diferenças indicam os efeitos da granulometria e mineralogia solo sobre a dinâmica do P, reforçando a importância de se utilizar medidas da capacidade do solo em repor o P absorvido pelas plantas, como o P-rem, associado ao P disponível, para a interpretação da disponibilidade de P.

Os teores de carbono nos Latossolos Vermelho-Amarelos apresentaram relação com a textura, ocorrendo aumento na seguinte ordem LVA2 (6,8 g kg⁻¹) < LVA3 (15,9 g kg⁻¹) < LVA1 (20,7 g kg⁻¹). Fontana et al. (2016) avaliando os efeitos de diferentes usos do solo da região oeste da Bahia observaram que, o Latossolo Vermelho também apresentou teores de carbono e argila superiores ao Latossolo Amarelo.

Os menores teores de carbono foram encontrados nos solos RQ1 e RQ2 com 8,9 e 8,0 g kg⁻¹, respectivamente, o que pode estar relacionado com a maior aeração dos solos de textura arenosa, o que aumenta a velocidade do processo

degradativo pelos microrganismos. O manejo destes solos deve ser feito de forma a manter ou aumentar os teores naturais de matéria orgânica, um fator importante para a fertilidade dos solos de textura leve (DONAGEMMA et al., 2016). Os solos originados do grupo bambuí e bambuí com recobrimento apresentaram teores de carbono alto. O maior teor de carbono dentre os solos analisados ocorreu no PVA (37,9 g kg⁻¹).

Os solos LVA2, LVA3, RQ1 e RQ2 apresentaram menores valores de Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺ em relação aos demais solos. Este comportamento pode estar associado aos processos pedogenéticos e a constituição do material de origem destes solos pois, a região apresenta geologia bastante diversificada e complexa (OLIVEIRA et al., 2017; KER et al., 2012). Os solos do cerrado apresentam, naturalmente, baixos valores de nutrientes como Ca, Mg e K, além de altos teores de saturação por alumínio (MALAVOLTA; KLIEMANN, 1985). Este comportamento pode ser observado para os solos do cerrado localizados em diferentes regiões ao longo do território brasileiro (OLIVEIRA et al., 2018; MATOS et al., 2017; PINTO et al., 2013; EBERHARDT et al., 2008).

Os maiores teores de Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺ disponíveis foram obtidos para os solos com material de origem do grupo bambuí e grupo bambuí com recobrimento (LV, LVA1 e PVA). Segundo Jacomine et al., (1976), o grupo bambuí é constituído por calcário pouco metamórfico de coloração normalmente cinza-escura e preta, enquanto o grupo bambuí com recobrimento encontra-se recoberto por um manto de material de natureza arenosa e areno-argilosa. Os constituintes do material de origem destes solos proporcionam teores de cátions básicos mais elevados em relação aos demais solos analisados.

A acidez trocável dos solos variou de 0,0 para o PVA, a 0,9 para o LVA3. Os Latossolos Vermelho-Amarelos foram os solos que apresentaram os maiores valores de acidez trocável. Resultados semelhantes foram encontrados por outros autores em Latossolo Vermelho no cerrado baiano, indicando o comportamento destes solos sob vegetação nativa (FONTANA et al. 2016; FREITAS et al., 2014). Para os Neossolos foram encontrados baixos valores de acidez trocável, diferente dos resultados obtidos por Oliveira et al. (2017), trabalhando com Neossolo Quartzarênico sob diferentes sistemas de uso e

manejo no cerrado. Este comportamento pode estar associado ao teor de alumínio nos componentes minerais de cada solo, condicionando o teor deste elemento na solução do solo. O Latossolo Vermelho e o Argissolo apresentaram os menores teores de acidez trocável. Cabe destacar que estes solos são originários de materiais geológicos semelhantes e que, este fator pode estar relacionado com os valores semelhantes apresentados para os cátions trocáveis Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} .

A acidez potencial dos solos foi superior a $2 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ para a maioria dos solos, excetuando-se o Argissolo. Para os Latossolos Vermelho-Amarelos e Neossolos, se observa relação entre acidez potencial e textura. Os solos que apresentaram maior acidez potencial apresentaram baixos valores de pH- CaCl_2 . Na determinação da acidez potencial são extraídas além da acidez ativa e acidez trocável, a acidez não-trocável, variando de acordo com as condições de pH do solo (RAIJ, 2011; NOVAIS et al., 2008).

A capacidade de troca catiônica efetiva (CTC efetiva) dos solos variou 1,51 a $28,49 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$. Para os Latossolos Vermelho-Amarelos a CTC foi maior no solo com maior teor da fração argila entretanto, o LVA2 apresentou CTC efetiva maior que o LVA3, o que pode estar associado a menor acidez do LVA2. Para os Neossolos a CTC efetiva foi menor no RQ2, solo com menor teor da fração argila. O Argissolo e o Latossolo Vermelho apresentaram os maiores valores para CTC efetiva. A granulometria, mineralogia e o teor de matéria orgânica são atributos que estão fortemente relacionados com a CTC do solo. Neste estudo foi observado que os solos com menor teor de argila apresentaram menores CTC. O PVA apresentou a maior CTC dentre os solos analisados, mesmo não sendo o solo mais argiloso. Este resultado pode estar associado a teor de matéria orgânica dos solos

A capacidade de troca catiônica total (CTC total) apresentou comportamento semelhante a CTC efetiva. Os solos de caráter ácido apresentaram maior diferença entre os valores de CTC efetiva e total, observando a ocorrência valores de CTC total duas vezes maior que a CTC efetiva para o LVA3 e para os Neossolos. Solos de caráter ácido tendem a apresentar maior diferença entre os valores de CTC efetiva e total pois, nestas

condições os cátions ácidos ocupam os sítios de troca dos coloides formando ligações de alta energia, impedindo a adsorção de cátions básicos nutrientes minerais (MELO; ALLEONI, 2016).

Os teores totais de ferro apresentaram maior variação entre os solos quando comparado aos de alumínio e silício. Os solos LVA1, LV, LVA3 e PVA apresentaram os maiores teores de ferro. Os teores totais de alumínio foram maiores nos solos LVA3, LV e RQ1. Os maiores teores totais de silício foram observados nos solos LVA2, LVA3 e LVA1. Os teores de ferro e alumínio influenciam a dinâmica de elementos no solo como o P (FINK et al., 2016; GATIBONI et al.; 2013).

CONCLUSÕES

A textura dos solos variou de muito argilosa a arenosa, sendo que os solos com maiores teores de argila são originários do grupo bambuí e bambuí com recobrimento.

Os atributos químicos apresentaram menor variação em solos com material de origem semelhante como observado para os solos originários do grupo bambuí e da formação urucuia.

O Argissolo apresentou atributos químicos mais adequados para o cultivo, com baixa acidez e maior disponibilidade de nutrientes minerais.

Os Neossolos apresentaram maiores limitações químicas para o cultivo de espécies agrícolas.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO, A.E.; SOFIATTI, V. **Sistemas de Produção Embrapa: Cultura do algodão no cerrado**. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

ALVAREZ V. V.H.; NOVAIS R.F.; OLIVEIRA J.A. Determinação e uso do fósforo remanescente. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 27-32, 2000.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS (ANDA). Disponível em < <https://anda.org.br> >. Acessado em 31 de agosto de 2020.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Mapeamento do Uso e Cobertura do Cerrado: Projeto Terra Class Cerrado**. Brasília, (DF), 2015.

BROGGI F.; FREIRE F.J.; FREIRE M.B.G.S; NASCIMENTO C.W.A; OLIVEIRA A.C. Avaliação da disponibilidade, adsorção e níveis críticos de fósforo em diferentes solos. **Revista Ceres**. v. 57 p.247-252, 2010.

BYBORDI, M. Infiltration of water into nonuniform soils. In: HADAS, A.; SWARTZENDRUBER, D.; RIJTEMA, P.E.; FUCHS, M.; YARON, B. (Ed.) **Physical aspects of soil water and salts in ecosystems**. New York: Springer-Verlag, 1973. P. 91-95.

CARVALHO, R.P; DANIEL, O.; DAVIDE, A.C.; SOUZA, F.R. Atributos químicos e físicos de um Neossolo Quartzarênico sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Caatinga**. V. 28, n. 1, p. 148-159, 2015.

CURI, N.; KER, J.C.; NOVAIS, R.F.; VIDAL-TORRADO, P.; SCHAEFER, C.E.G.R. **Pedologia – Solos dos biomas brasileiros**. Viçosa, MG: SBCS, 2017.

DONAGEMMA, G.K; FREITAS, P.L.; BALIEIRO, F.C.; FONTANA, A.; SPERA, S.T.; LUMBRERAS, J.F.; VIANA, J.H.M.; ARAÚJO FILHO, J.C.; SANTOS, F.C.; ALBUQUERQUE, M.R.; MACEDO, M.C.M.; TEIXEIRA, P.C.; AMARAL, A.J.; BORTOLON, E.; BORTOLON, L. Caracterização, potencial agrícola e perspectivas de manejo de solos leves no Brasil. **Pesquisa agropecuária brasileira**. V. 51, n.9, p. 1003-1020, 2016.

EBERHARDT D.N.; VENDRAME P.R.S.; BECQUER T.; GUIMARÃES M.F. Influência da granulometria e da mineralogia sobre a retenção do fósforo em latossolos sob pastagens no cerrado. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 32, p.1009-1016, 2008.

FERNANDES, M. S.; SOUZA S.L.; SANTOS, L. A. **Nutrição Mineral de Plantas**. Viçosa, MG: SBCS, 2018.

FIDALSKI, J.; TORMENA, C.A.; ALVES, S.J.; AULER, P.A.M. Influência das frações de areia na retenção e disponibilidade de água em solos das Formações

Caiuá e Paranaíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. V. 37, p. 613-621, 2013.

FONTANA, A.; TEIXEIRA, W.G.; BALIERO, F.C.; MOURA, T.P.A.; MENEZES, A.R.; SANTANA, C.I. Características e atributos de Latossolos sob diferentes usos na região Oeste do Estado da Bahia. **Pesquisa agropecuária brasileira**. V. 51, n. 9, p. 1457-1465, 2016.

FREITAS, L.; CASAGRANDE, J.C.; OLIVEIRA, I.A.; CAMPOS, M.C.C.; OLIVEIRA, V.M.R. Atributos químicos de Latossolo Vermelho submetido a diferentes manejos. **Floresta**. V. 45, n. 2, p. 229-240, 2015.

FREITAS, P.L.; POLIDORO, J.C.; SANTOS, H.G.; PRADO, R.B.; CALDERANO, S.B.; GREGORIS, G.; MANZATTO, C.V.; DOWICH, I.; BERNARDI, A.C.C. Identificação e caracterização físico-química de Latossolos de textura arenosa e média da região Oeste da Bahia. **Caderno de Geociências**. V. 11, n. 1-2, p. 82-92, 2014.

GIÁCOMO, R.G.; PEREIRA, M.G.; GUARESCHI, R.F.; MACHADO, D.L. Atributos químicos e físicos do solo, estoques de carbono e nitrogênio e frações húmicas em diferentes formações vegetais. **Ciência Florestal**. V. 25, n. 3, p. 617-631, 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Disponível em < <https://www.ibge.gov.br> >. Acessado em 31 de agosto de 2020.

JACOMINE P.K.T.; CAVALCANTI A.C.; RIBEIRO M.R.; MOTENEGRO J.O.; BURGOS N., MELO FILHO H.F.R.; FORMIGA R.A. **Levantamento exploratório – Reconhecimento de solos da margem esquerda do rio São Francisco Estado da Bahia**. Recife: Embrapa, 1976.

KER J.C.; CURTI N.; SCHAEFER C.E.G.R.; Vidal-Torrado P. **Pedologia - Fundamentos**. Viçosa: SBCS, 2012.

LOPES A.S.; COX F.R. A survey of the fertility status of surface soils under "Cerrado" vegetation in Brazil. **Soil Science Society American Journal**. 1977: 41.

MALAVOLTA, E; KLIEMANN, H.J. **Desordens nutricionais no cerrado**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1985. 136 p.

MATOS C.H.L.; MELO V.F.; UCHÔA S.C.P.; NASCIMENTO P.P.R.R.; PEREIRA R.A. Phosphorus adsorption in soils under forest and savanna from Northern Amazon, Brazil. **Semina: Ciências Agrárias**. V. 38, p. 2909-2919, 2017.

MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. **Química e mineralogia do solo**. Viçosa: SBCS, 2016.

MOTTA A.C.V.; MELO V.F. Química dos solos ácidos. In: MELO V.F.; ALLEONI, L.R.F. **Química e mineralogia dos solos**. Viçosa: SBCS, p. 313-380, 2016.

MURPHY J.; RILEY J.P. A modified single solution method for determination of phosphate in natural water. **Anal. Chim. Acta.** v. 27, p.31-36, 1962.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. N. Fósforo. Novais, R. F. **Fertilidade do Solo**. Viçosa: SBCS, 2007.

OLIVEIRA R.; SILVA L.S.; SOUZA N.F.; PIETROSKI M.; CAIONE G.; SEBEN ÚNIOR G.F.; FERBONIK G.F.; GOMES R.P; MARQUES JÚNIOR J.; SANTOS G.A.A.; CAMPOS M.C.C. Mineralogy and Maximum Phosphorus Adsorption Capacity in Soybean Development. **Journal Agricultural Science**. V.10, p. 242-257, 2018.

OLIVEIRA, V.A.; JACOMINE, P.K.T.; COUTO, E.G. Solos do Bioma Cerrado. In: CURTI, N.; KER, J.C.; NOVAIS, R.F.; VIDAL-TORRADO, P.; SCHAEFER, C.E.G.R. **Pedologia – Solos dos biomas brasileiros**. Viçosa, MG: SBCS, 2017.

PEREIRA FILHO, I.A. **Sistemas de Produção Embrapa: Cultivo do milho**. Brasília, DF: Embrapa, 2015.

PINTO F.A.; SOUZA E.D.; PAULINO H.B.; CURTI N., CARNEIRO M.A.C. P-sorption and desorption in savana brazilian soils as support for phosphorus fertilizer management. **Ciência e agrotecnologia**. V. 37, p. 521-530, 2013.

RAIJ B. **Fertilidade do Solo e Manejo de Nutrientes**. Piracicaba: IPNI, 2011.

RESENDE M, SANTANA DP. Uso das relações K_i e K_r na estimativa da mineralogia para classificação dos latossolos. In: **Reunião de classificação, correlação de solos e interpretação de aptidão agrícola**. 3., 1988, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro: EMBRAPA, Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. (EMBRAPA-SNLCS. Documentos, 12). P. 225-232, 1988.

ROGERI D.A.; GIANELLO C.; BORTOLON L.; AMORIM M.B. Substitution of Clay Content for P-Remaining as an Index of the Phosphorus Buffering Capacity for Soils of Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 40, p. 1-5, 2016.

RUIZ, H.A. Incremento da exatidão da análise granulométrica do solo por meio da coleta da suspensão (silte + argila). **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 29, p. 297-300, 2005.

SANTOS, H.G.; JACOMINE, P.K.T.; ANJOS, L.H.C.; OLIVEIRA, V.Á.; LUMBRERAS, J.F.; COELHO, M.R.; ALMEIDA, J.A.; ARAÚJO FILHO, J.C.; OLIVEIRA, J.B.; CUNHA, T.J.F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

SMIDERLE, O.J.; MACIEIRA, J.G.B. **Sistemas de Produção Embrapa: Cultivo de soja no cerrado de Roraima**. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

TEIXEIRA P.C.; DONAGEMMA G.K; FONTANA A.; TEIXEIRA W.G. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: Embrapa, 2017.

TEIXEIRA, P.C.; MESQUITA, I.L.; MACEDO, S.T.; TEIXEIRA, W.G.; LIMA, W.A.A. Resposta de vetiver à aplicação de calcário e fósforo em três classes de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. V. 19, n. 2, p. 99-105, 2015.

UEHARA, G.; GILLMAN, G. **The mineralogy, chemistry, and physics of tropical soils with variable charge clays**. Boulder: Westview press, 1981.

WITHERS, P. J. A.; RODRIGUES, M.; SOLTANGHEISI, A.; CARVALHO, T. S. DE; GUILHERME, L. R. G.; BENITES, V. DE M.; GATIBONI, L. C.; SOUSA, D. M. G. DE; NUNES R. DE S.; ROSOLEM, C. A.; ANDREOTE, F. D.; OLIVEIRA JR., A. DE; COUTINHO, E. L. M.; PAVINATO, P. S. Transitions to sustainable management of phosphorus in Brazilian agriculture. **Scientific Reports**, 8, 2537, 2018.

CAPÍTULO II

ADSORÇÃO E DESSORÇÃO DE FÓSFORO EM SOLOS DO OESTE DO ESTADO DA BAHIA

ADSORÇÃO E DESSORÇÃO DE FÓSFORO EM SOLOS DO OESTE DO ESTADO DA BAHIA

RESUMO:

Este estudo avaliou a capacidade de adsorção e dessorção de P de três classes de solos predominantes no cerrado da região oeste do Estado da Bahia com características físicas e químicas bem diversa e comparou a eficiência dos modelos lineares e não lineares de Langmuir e Freundlich em se ajustar aos dados. Foi hipotetizado que solos mais intemperizados são mais favoráveis ao processo de adsorção de P. O estudo de adsorção de P foi feito misturando dois gramas solo com 11 soluções de P definidas de acordo com os valores obtidos para o P-rem. Os dados do experimento de adsorção foram ajustados aos modelos linear e não linear de Langmuir. Para o experimento de dessorção de P dois gramas TFSA foram postas em contato por 24 horas em tubos de centrífuga de 50 mL⁻¹ com soluções contendo teores de P equivalentes a 30% da capacidade máxima de adsorção de P (Ads_{max}) de cada solo na forma de KH₂PO₄. Os valores dos parâmetros obtidos pelos modelos linear e não linear foram comparados através dos coeficientes de determinação R² e qui-quadrado X². Os valores de Ads_{max} obtidos com a aplicação modelo de Langmuir pelos ajustes não linear e linear indicam que os valores de Ads_{max} variaram de 36,23 a 2465,98 mg kg⁻¹ para o modelo não linear e de 47,44 a 2684,56 mg kg⁻¹ para o modelo linear. A Ads_{max} correlacionou-se positivamente com o teor de argila ($r = 0,94$), CTC ($r = 0,68$) e Fe ($r = 0,98$); e negativamente com K_L ($r = -0,59$) e P-rem ($r = -0,97$). O K_F correlacionou-se positivamente com o teor de argila ($r = 0,90$), Al³⁺+H⁺ ($r = 0,75$) e Fe ($r = 0,91$) e negativamente com o P-rem ($r = -0,88$). Das cinco extrações de dessorção, o P foi extraído nas duas primeiras. Em termos percentuais, o processo de dessorção de P ocorreu na seguinte ordem decrescente: PVA > LVA2 > RQ1 > RQ2 > LV > LVA1 > LVA3. O teor de P dessorvido correlacionou-se com o pH nos extratos H₂O, CaCl₂ e KCl e acidez potencial. Os modelos matemáticos de Langmuir e Freundlich em suas formas não linear, apresentaram bom ajuste dos dados de adsorção, como indicado pelos coeficientes de determinação e qui-quadrado, permitindo a estimativa dos parâmetros capacidade máxima de adsorção de fósforo (Ads_{max}), constante de Langmuir (K_L), coeficiente de Freundlich (K_F) e a constante de Freundlich (n). A análise de cluster agrupou os solos em quatro grupos, sendo o grupo 1 formado por LVA1 e LV, o grupo 2 formado por LVA3 e PVA, o grupo 3 formado por RQ1 e LVA2 o grupo 4 formado pelo RQ2.

Palavras-chave: adsorção; dessorção; fósforo; Langmuir; Freundlich.

PHOSPHORUS ADSORPTION AND DESORPTION IN SOILS OF THE WEST OF BAHIA STATE

ABSTRACT:

This study evaluated the adsorption and desorption capacity of P from three classes of soils predominant in the cerrado of the western region of the State of Bahia with very different physical and chemical characteristics and compared the efficiency of the linear and non-linear models of Langmuir and Freundlich in relation to each other. fit to the data. It was hypostenized that more weathered soils are more favorable to the P adsorption process. The data from the adsorption experiment were adjusted to the Langmuir linear and nonlinear models. For the P desorption experiment, two grams TFSA were contacted for 24 hours in 50 mL⁻¹ centrifuge tubes with solutions containing P contents equivalent to 30% of the maximum P adsorption capacity of each soil in the form of KH₂PO₄. The values of the parameters obtained by the linear and non-linear models were compared using the coefficients of determination R² and chi-square X². The Adsm_{max} values obtained with the Langmuir model application by non-linear and linear adjustments indicate that the Adsm_{max} values ranged from 36.23 to 2465.98 mg Kg⁻¹ for the non-linear model and from 47.44 to 2684, 56 mg Kg⁻¹ for the linear model. Adsm_{max} correlated positively with the clay content (r = 0.94), CTC (r = 0.68) and Fe (r = 0.98); and negatively with KL (r = -0.59) and P-rem (r = -0.97). KF correlated positively with clay content (r = 0.90), Al³⁺+H⁺ (r = 0.75) and Fe (r = 0.91) and negatively with P-rem (r = -0.88). Of the five desorption extractions, P was extracted in the first two. In percentage terms, the P desorption process occurred in the following decreasing order: PVA> LVA2> RQ1> RQ2> LV> LVA1> LVA3. The desorbed P content correlated with the pH in H₂O, CaCl₂ and KCl extracts and potential acidity. The mathematical models of Langmuir and Freundlich in their non-linear forms, presented good fit of the adsorption data, as indicated by the coefficients of determination and chi-square, allowing the estimation of the parameters maximum phosphorus adsorption capacity (Adsm_{max}), Langmuir constant (KL), Freundlich coefficient (KF) and the Freundlich constant (n). The cluster analysis grouped the soils into four groups, with group 1 formed by LVA1 and LV, group 2 formed by LVA3 and PVA, group 3 formed by RQ1 and LVA2 group 4 formed by RQ2.

Keywords: adsorption; desorption; phosphor; Langmuir; Freundlich.

INTRODUÇÃO

O termo adsorção é utilizado para descrever as interações que ocorrem na interface sólido-líquido onde o acúmulo de um elemento (adsorvato), a uma superfície (adsorvente), controla a concentração de espécies químicas no solo (NOVAIS et al., 2007; SOARES; CASAGRANDE, 2009). A dessorção, refere-se à liberação do elemento anteriormente adsorvido a uma superfície. A capacidade de adsorção e dessorção de fósforo (P) de um solo pode ser influenciada por diversos processos e atributos do solo como a granulometria, quantidade e mineralogia da fração argila, transformações do material de origem, reação do solo, teor e tipo de matéria orgânica (MELO; ALLEONI et al., 2016).

A adsorção de fosfatos aos coloides inorgânicos do solo se inicia pela rápida atração eletrostática entre a superfície sólida dos coloides e o P em solução seguida por uma adsorção específica por meio da troca de ligantes (NOVAIS et al., 2007). Na reação de adsorção específica ou quimiossorção, ocorre a troca de ligantes entre o fosfato, H_2PO_4^- , por exemplo e os grupos R-OH e R-OH $_2^+$ de minerais silicatados e de óxidos de ferro e alumínio são trocados pelo H_2PO_4^- formando ligações monodentadas (PARFITT, 1978).

Em solos com maior grau de intemperismo, a capacidade de adsorção de P tem sido relacionada à presença de óxidos (BROGGI et al., 2010; MELO et al., 2015; FINK et al., 2016a). Oliveira et al. (2018) observaram maior adsorção de P em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico do Estado do Mato Grosso. Segundo os autores, este comportamento está relacionado a textura argilosa e ao teor de óxidos no solo que afetam a adsorção de P.

Nos solos ricos em óxidos as reações de adsorção podem evoluir para formar ligações duplas com maior energia (bidentadas ou binucleadas) com o aumento do tempo de contato (GATIBONI et al., 2013). O alto potencial para a adsorção de P de solos brasileiros tem sido reportado em diversos estudos (BORTOLUZZI et al., 2015; FINK et al., 2016a; MATOS et al., 2017; NOVAIS; SMYTH, 1999; BROGGI et al., 2010; MELO et al., 2015; FINK et al., 2016a).

A goethita, hematita e gibbsita estão entre os óxidos mais frequentes em solos brasileiros (MELO; ALLEONI, 2016). A goethita apresenta uma estrutura

formada por uma rede dupla de octaedros de Fe^{3+} com O e OH (FINK et al., 2016c), com área superficial específica de 8 a 200 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$ (CORNELL; SCHWERTMANN, 1996). A estrutura da hematita é formada por átomos de O e de Fe^{3+} os quais ocupam 66% dos sítios octaedrais (MELO; ALLEONI et al. 2016; FINK et al., 2016c), apresentando área superficial específica de 2 a 90 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$ (CORNELL; SCHWERTMANN, 1996). A gibbsita é constituída por dois planos de OH com Al^{3+} entre eles formando uma lâmina octaedral, com superfície específica de 100 á 220 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$ (MELO; ALLEONI et al. 2016).

Pinto et al. (2013) determinaram a capacidade máxima de adsorção de P (Ads_{max}) e a dessorção de P em solos do cerrado brasileiro e relacionaram os valores obtidos com os atributos físicos e químicos dos solos. Os resultados obtidos mostraram ampla variação na Ads_{max} dos solos (283,0 a 2635,7 mg kg^{-1}), onde cinco solos apresentaram valores de Ads_{max} superior a 1000 mg kg^{-1} , sendo considerados solos com alta capacidade de adsorção de P (JUO; FOX, 1977). Para a dessorção, Pinto et al. (2013) observaram que os solos com textura arenosa apresentaram maior dessorção de P em relação aos de textura argilosa.

Sistemas de manejo que alteram os atributos do solo também influenciam na capacidade de adsorção do solo. Sato e Comerford (2005) verificaram aumento na dessorção de P de Argissolo quando o pH foi elevado para 6 e 7,1. O efeito do aumento do pH do solo sobre a adsorção de P está relacionado com a redução das cargas positivas nas superfícies de minerais de carga variável, sobretudo os óxidos (ANTONIADIS et al., 2016). O aumento do teor de carbono no solo se correlaciona positivamente com o aumento da dessorção de P devido a redução da energia de ligação do P com o solo (YANG et al., 2019). Guareschi et al., (2015) estudando solos do cerrado nativo do estado de Goiás relataram que a capacidade de adsorção de fósforo no solo sob pastagem é maior do que nos solos sob sistema plantio direto ao que atribuíram as aplicações de fertilizantes fosfatados e corretivos de acidez.

As isotermas de adsorção são modelos matemáticos utilizados para descrever as interações entre ânions com a superfície dos coloides. As isotermas de adsorção podem ser descritas através de modelos matemáticos a exemplo

de Redlich-Peterson, Dubini-Radushkevich, Langmuir e Freundlich (TRAN et al., 2017). Os modelos de Langmuir e Freundlich têm sido frequentemente utilizados em estudos de adsorção de íons por solos, permitindo a descrição de resultados em ampla faixa de concentração com utilidade prática (MELO; ALLEONI, 2016; SOARES; CASAGRANDE, 2009; SPOSITO, 2008).

A equação de Langmuir permite comparar a aptidão de solos para a adsorção por meio da capacidade máxima de adsorção de fósforo (Ads_{max}) e a afinidade do adsorvato pelo adsorvente (K_L) (Tran et al., 2017; SOARES; CASAGRANDE, 2009; FINK et al., 2016b; YAN et al., 2019). O modelo pressupõe: a homogeneidade da superfície de adsorção; a ocorrência da adsorção em sítios específicos sem interações com moléculas do soluto; a adsorção máxima ocorre com a formação de uma camada monomolecular cobrindo toda a superfície adsorvente; e a existência de um número finito de sítios de adsorção na superfície (MELO; ALLEONI, 2016).

Esses pressupostos não são atendidos no solo, pois a ocorrência de interações entre as moléculas adsorvidas tende a aumentar à medida que aumenta a cobertura da superfície. Por exemplo, quando presente em alta concentração o P pode combinar com íons na solução e precipitar e não há uniformidade dos sítios de adsorção (OLIVEIRA et al., 2014; NOVAIS; SMYTH, 1999). O modelo de Langmuir é largamente aceito na ciência do solo pois, foi desenvolvido com base em teorias de equilíbrio e de cinética química (SOARES; CASAGRANDE, 2009).

A equação de Freundlich revela a heterogeneidade dos sítios de adsorção por meio do parâmetro “n” (SPOSITO, 1989) sendo que a heterogeneidade da superfície de adsorção aumenta à medida que o seu valor se aproxima de 0. Esta equação também prediz a capacidade do solo em reter um soluto por meio do parâmetro K_f (coeficiente de Freundlich). De acordo com o modelo, a energia de adsorção decresce logaritmicamente com o aumento da cobertura da superfície pelo adsorvato. Os inconvenientes do modelo são a capacidade prognóstica restrita a soluções muito diluídas e de não estimar a máxima adsorção (SOARES; CASAGRANDE, 2009).

Os métodos de regressão aplicados para obtenção dos parâmetros dos modelos de adsorção são fundamentais para descrição adequada dos resultados. O artifício da linearização tem sido empregado frequentemente para estimar os parâmetros dos modelos de Langmuir e Freundlich, tendo o conveniente da simplicidade de aplicação (SOARES; CASAGRANDE, 2009). Entretanto, este artifício pode resultar em modificações na estrutura dos erros e afetar o cálculo dos parâmetros da equação (TRAN et al., 2017; ZHANG et al., 2015; NASCIMENTO et al., 2014). A otimização não linear é preferencialmente recomendada (LIMA et al., 2015; TRAN et al., 2015, 2017), para estimar os parâmetros dos modelos de adsorção. Este procedimento não altera a distribuição dos erros e os parâmetros podem ser obtidos por meio do uso de softwares.

Este estudo avaliou a capacidade de adsorção e dessorção de P de três classes de solos predominantes no cerrado da região oeste do Estado da Bahia com características físicas e químicas bem diversa, e comparou a eficiência dos modelos lineares e não lineares de Langmuir e Freundlich em se ajustar aos dados. Foi hipotetizado que solos mais intemperizados são mais favoráveis ao processo de adsorção de P.

MATERIAL E MÉTODOS

Os solos foram coletados sob vegetação nativa nos municípios de Barra (latitude 11° 5' 23" S e longitude 43° 8' 30" O), Barreiras (latitude 12° 8' 54" S e longitude 44° 59' 33" O), e Muquém de São Francisco (latitude: 12° 3' 54" S e longitude 43° 32' 33" O) situados na região Oeste do Estado da Bahia. O clima dos municípios é do tipo Aw com precipitação anual de 800 a 1.100 mm distribuídos entre os meses de outubro a março, com período seco de abril a setembro, com exceção do município de Barra, com clima Bsh e precipitação média anual de 600 mm.

Os solos utilizados foram escolhidos a partir do Levantamento exploratório-reconhecimento dos solos da margem esquerda do rio São Francisco, estado da Bahia (JACOMINE et al., 1976) e baseados na representatividade dentro da região. As amostras foram coletadas na camada de

0 – 0,20 m sendo três Latossolos Vermelho-Amarelos Distrófico (LVA1, LVA2 e LVA3), um Latossolo Vermelho (LV), um Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA) e dois Neossolos Quartzarênicos (RQ1 e RQ2). As amostras foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira com malha de 2 mm, obtendo-se a terra fina seca ao ar (TFSA). As amostras foram então armazenadas em sacos plásticos devidamente identificados para realização das análises.

A composição granulométrica dos solos foi determinada pelo método da pipeta (RUIZ, 2005). O pH dos solos foi medido com eletrodo combinado (Hanna HI 8224) imerso em água, em solução de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ e em solução de KCl 1 mol L^{-1} na proporção 1:2,5. A acidez potencial foi extraída utilizando-se solução de acetato de cálcio $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ tamponada a pH 7,0 e determinada por titulação com solução padronizada de NaOH $0,025 \text{ mol L}^{-1}$ na presença do indicador fenolftaleína. A acidez trocável (Al^{3+}) foi extraída com solução de KCl 1 mol L^{-1} e determinada por titulação com solução padrão de NaOH $0,025 \text{ mol L}^{-1}$ na presença de indicador azul de bromotimol. Os cátions trocáveis cálcio (Ca^{2+} e Mg^{2+}) foram extraídos com solução KCl 1 mol L^{-1} sendo determinados por titulometria. O carbono total foi obtido pelo método via úmida na presença de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ $0,0667 \text{ mol L}^{-1}$. A partir dos dados obtidos foram calculados os seguintes parâmetros: delta pH (ΔpH), soma de bases (S), capacidade de troca de cátions efetiva (CTC efetiva), capacidade de troca de cátions total (CTC total), saturação por bases (V) e saturação por alumínio (m).

Os teores de óxidos Al, Fe e Si foram determinados por fluorescência de raios-x (Shimadzu edx-8000) utilizando-se 0,5 g de solo macerado e peneirado em malha de 0,105 mm. O P, Na e K disponíveis foram extraídos com a solução Mehlich-1. Os cátions K e Na foram determinados por fotometria de chama (Digimed dm 62). O P foi medido em espectrofotômetro pelo método colorimétrico após a redução do complexo fosfomolibdico por ácido ascórbico conforme Murphy & Riley (1962). O fósforo remanescente (P-rem) foi determinado no extrato de 5 cm^3 de solo na presença de 50 mL de solução de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ contendo 60 mg L^{-1} de P na forma de KH_2PO_4 . Após agitação por cinco minutos em mesa agitadora circular, a mistura foi deixada em repouso por 16 horas. Em seguida, pipetou-se 0,2 mL da solução de equilíbrio para béqueres de 50 mL contendo 4,8 mL da solução ácida de molibdato de amônio

e ácido ascórbico e posterior leitura em espectrofotômetro no comprimento de onda 725 de nm (TEIXEIRA et al., 2017).

Para o experimento de adsorção de P dois gramas solo foram postos em contato com 11 soluções de P na forma de KH_2PO_4 em tubos de centrífuga de 50 mL^{-1} definidas de acordo com os valores obtidos para o P-rem (ALVAREZ et al., 2000). As concentrações representaram 0, 5, 10, 15, 25, 35, 45, 55, 70, 85 e 100% da dose máxima de cada solo (Tabela 1).

Tabela 1: concentrações de fósforo utilizadas no experimento de adsorção.

Solo	Concentração de P (mg L^{-1})
RQ2	0; 3; 6; 9; 15; 21; 27; 33; 42; 51; 60
LVA2, LVA3, PVA, RQ1	0; 4; 8; 12; 20; 28; 36; 44; 56; 68; 80
LV	0; 5,5; 11; 16,5; 27,5; 38,5; 49,5; 60,5; 77; 93,5; 110
LVA1	0, 7,5; 15; 22,5; 37,5; 52,5; 67,5; 82,5; 107,5; 127,5; 150

As amostras foram agitadas por 24 horas, centrifugadas por 10 minutos a 3000 rpm (Hettich rotina 240), filtradas em papel de filtragem lenta e o teor de P determinado no filtrado pelo método colorimétrico após a redução do complexo fosfomolibdico por ácido ascórbico em espectrofotômetro (Perkinelmer Uv-Vis lambda 25) no comprimento de onda de 882 nm conforme Murphy & Riley (1962).

Os dados do experimento de adsorção foram ajustados aos modelos linear e não linear de Langmuir como descrito nas equações (3 e 4).

$$[]_{\text{Ads}} = \text{Ads}_{\text{max}} K_L C_e / K_L C_e \quad \text{Equação 3}$$

$$C_e / []_{\text{Ads}} = 1 / (K_L \text{Ads}_{\text{max}}) + 1 C_e / \text{Ads}_{\text{max}} \quad \text{Equação 4}$$

Onde $[]_{\text{Ads}}$ é a concentração adsorvida (mg kg^{-1}); Ads_{max} é a capacidade de adsorção máxima (mg kg^{-1}); K_L é o coeficiente de Langmuir, relacionado com a afinidade do soluto pelo adsorvente (L kg^{-1}) e C_e é a concentração do soluto na solução de equilíbrio (mg L^{-1}). Foi determinada a capacidade tampão máxima (CTM) através do produto entre Ads_{max} e K_L , que exprime o aumento da

quantidade adsorvida do elemento por unidade de aumento em sua concentração de equilíbrio (SOARES; CASAGRANDE, 2009).

Para ajustar os dados conforme os modelos de Freundlich foram utilizadas as equações 5 e 6.

$$[]_{\text{ads}} = K_f C_e^n \quad \text{Equação 5}$$

$$\log[]_{\text{ads}} = \log K_f + n \log C_e \quad \text{Equação 6}$$

Onde $[]_{\text{ads}}$ é a quantidade de soluto retido pelo solo (mg kg^{-1}); C_e é a concentração do soluto na solução de equilíbrio (mg L^{-1}); K_f é o coeficiente de Freundlich que indica a capacidade do solo em reter um soluto (L kg^{-1}); n indica a afinidade do solo pelo soluto (adimensional).

Para o experimento de dessorção de P dois gramas TFSA foram postos em contato por 24 horas em tubos de centrífuga de 50 mL^{-1} com soluções contendo teores de P equivalentes a 30% da capacidade máxima de adsorção de P de cada solo na forma de KH_2PO_4 . Em seguida os tubos foram centrifugados a 3000 rpm por 10 minutos e o sobrenadante descartado. Posteriormente foram adicionados 20 mL^{-1} de água destilada, uma lâmina de resina trocadora de ânions AMI-7001 e uma lâmina de resina trocadora de cátions CMI-7000 produzidas por Membranes International Inc. previamente saturadas com NaHCO_3 . Após 16 horas de agitação as resinas foram retiradas com o auxílio de uma pinça e transferidas para béqueres de 50 mL^{-1} contendo 30 mL^{-1} de HCl $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ onde repousaram por 90 minutos e posteriormente foram agitadas a 110 rpm durante 30 minutos em agitador orbital (Tecnal TE-145). O procedimento de extração de P pela resina trocadora de ânions foi repetido por cinco vezes, sendo o teor de P determinado conforme Murphy & Riley (1962).

Os valores dos parâmetros obtidos pelos modelos linear e não linear foram comparados através dos coeficientes de determinação R^2 (7) e qui-quadrado X^2 (8). O modelo que apresentou valores X^2 mais próximo de zero e o R^2 mais próximo da unidade foi escolhido para representar a isoterma daquele solo.

$$R^2 = 1 - \frac{\sum (Ads.exp - Ads.cal)^2}{\sum (Ads.exp - Ads.exp.med)^2} \quad \text{Equação 7}$$

$$\chi^2 = \frac{\sum (Ads.exp - Ads.cal)^2}{Ads.cal} \quad \text{Equação 8}$$

Onde: Ads.exp é a concentração adsorvida (mg kg^{-1}) Ads.cal é a concentração adsorvida calculada pelos modelos (mg kg^{-1}); Ads.cal.med é a média da concentração adsorvida calculada pelos modelos (mg kg^{-1}).

A análise de cluster para o agrupar os solos baseado nos valores de Ads_{max} , os ajustes das equações com seus respectivos valores de coeficientes de determinação R^2 , qui-quadrado χ^2 e análises de correlação foram realizadas utilizando-se o *software R* (*R Development Core Team, 2012*). Após o agrupamento dos solos foi obtida a correlação linear entre os parâmetros Ads_{max} , K_L , K_f e n com os atributos do solo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A relação de equilíbrio entre a concentração de P na fase líquida e na fase sólida (Figura 1), indica que a adsorção de P pelos solos foi crescente até as doses em torno de 10% (RQ1) a 15% (LVA1, LVA2, LVA3, LV e PVA) da concentração máxima aplicada. A medida em que os teores de P adicionados na solução se aproximam da saturação dos sítios de adsorção a intensidade do processo de adsorção é reduzida ou estabilizada (SOARES; CASAGRANDE, 2009; MELO; ALLEONI, 2016).

A alta afinidade dos coloides do solo pelo soluto produz uma inclinação inicial a baixas concentrações característica das isotermas do tipo-L, comportamento bem evidenciado na maioria dos solos excetuando-se o RQ2. Esse comportamento tem sido observado frequentemente para as reações de adsorção entre P e solos tropicais (FINK et al., 2016b; MATOS et al., 2017; MELO et al., 2015; GUARESCHI; PEREIRA; PERIN, 2015; BROGGI, et al., 2011).

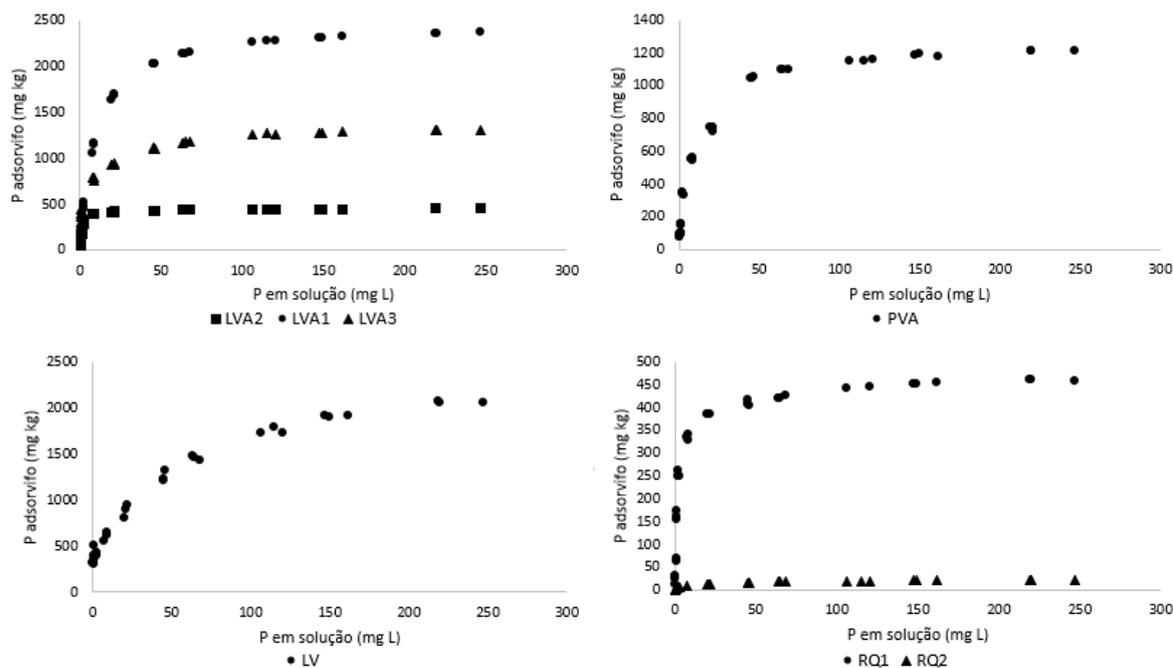


Figura 1: isotermas de adsorção de fósforo para Latossolos Vermelho-Amarelos, Argissolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Vermelho e Neossolos Quartzarênicos representativos do oeste da Bahia.

A capacidade de adsorção de P dos solos é dependente de seus atributos, o que torna essa variável intrínseca a cada solo. Variações significativas nos valores de Ads_{max} têm sido observadas em solos de clima tropical, (MATOS et al., 2017; TEIXEIRA; SOUZA; VALE, 2018). Os valores de Ads_{max} obtidos com a aplicação modelo de Langmuir pelos ajustes não linear e linear (figuras 2 e 3) indicam que os valores de Ads_{max} variaram de 36,23 a 2465,98 $mg\ Kg^{-1}$ para o modelo não linear e de 47,44 a 2684,56 $mg\ Kg^{-1}$ para o modelo linear, tabela 2.

Os Neossolos (RQ2 e RQ1) e um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVA2) foram os solos que apresentaram os menores valores de Ads_{max} . Os maiores valores de Ads_{max} foram apresentados pelo Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVA1) e pelo Latossolo Vermelho (LV). Resultados semelhantes têm sido observados em estudos de adsorção de P com essas classes de solo (CAMPOS; ATONANGELO; ALLEONI, 2016; MELO et al., 2015). A capacidade de adsorção de fosfato dos solos é bastante influenciada pelo teor e mineralogia da fração argila. Solos bastante intemperizados e com altos teores da fração argila, como os Latossolos, tendem a apresentar maior capacidade de adsorção de fosfato, diferentemente de solos com baixo teor de argila e alto teor de areia, como observado para os Neossolos.

Tabela 2: parâmetros da equação Langmuir em suas formas não linear e linear para Latossolos Vermelho-Amarelos, Argissolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Vermelho e Neossolos Quartzarênicos representativos do oeste da Bahia.

Solos	Ads_{max} (mg kg ⁻¹)	K_L (L kg ⁻¹)	$Ads_{max} K_L$	Ads_{max} (mg kg ⁻¹)	K_L (L kg ⁻¹)	$Ads_{max} K_L$
	Modelo não linear			Modelo linear		
LVA2	461,45	0,17	80,61	561,17	0,04	22,44
LVA1	2465,98	0,10	248,07	2684,56	0,05	134,22
LVA3	1364,87	0,14	202,69	1464,56	0,10	146,45
LV	2368,47	0,05	139,02	2542,59	0,04	101,70
PVA	1301,75	0,11	143,71	1506,93	0,06	90,41
RQ1	492,32	0,07	34,80	452,49	0,08	36,19
RQ2	36,23	0,95	34,57	47,44	0,39	18,50

Ads_{max} : capacidade de adsorção máxima; K_L : constante de Langmuir.

A constante K_L fornece a energia de ligação entre o adsorvente e o adsorvato assim, quanto maior a energia envolvida menores serão as chances de reversão do processo (SOARES; CASAGRANDE, 2009). Os valores de K_L variaram de 0,05 a 0,95 L kg⁻¹ para o modelo não linear e 0,04 a 0,39 L kg⁻¹ para o modelo linear. A constante K_L não apresentou comportamento semelhante aos valores de Ads_{max} .

Simonete et al. (2018) e Pinto et al. (2013), trabalhando com solos do Estado de Santa Catarina e do cerrado brasileiro, respectivamente, observaram variações semelhantes para a energia de ligação. Segundo os autores, o comportamento está associado aos diferentes sítios de adsorção de P do solo, os quais apresentam diferenças na afinidade pelo P.

O artifício da linearização modifica a estrutura dos dados, o que gera valores diferentes nos parâmetros obtidos pelo ajuste linear e não linear (TRAN et al., 2017). As isotermas de adsorção obtidas pelos ajustes linear e não linear do modelo de Langmuir estão apresentadas nas figuras 2 e 3, respectivamente.

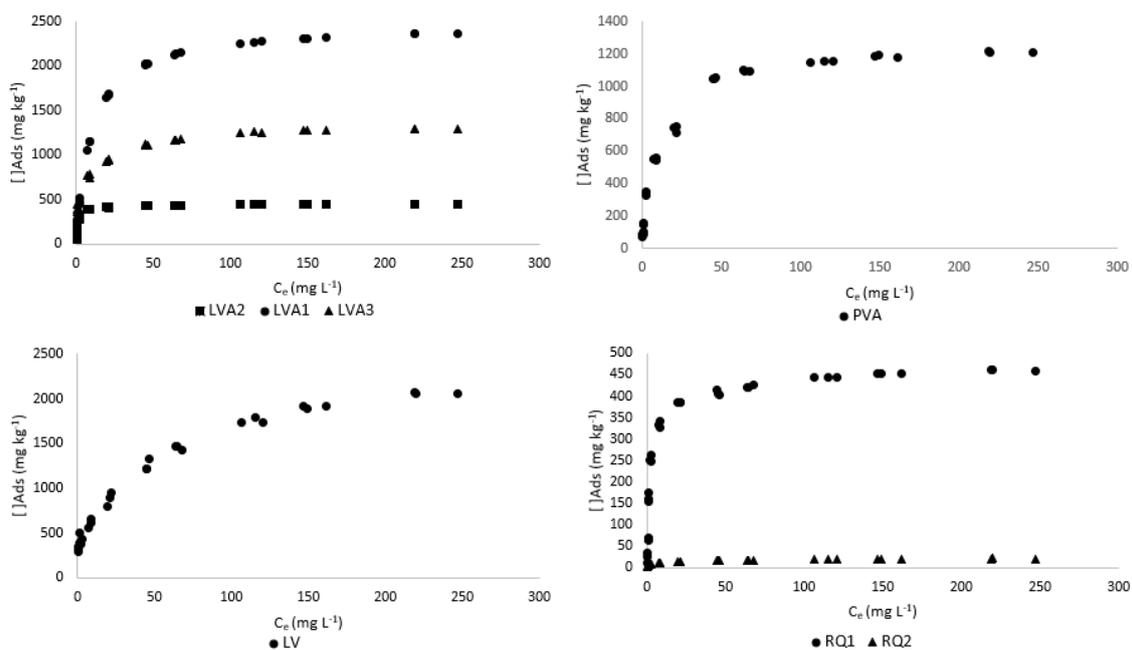


Figura 2: isotermas de adsorção de Langmuir ajustadas pelo modelo não linear para Latossolos Vermelho-Amarelos, Argissolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Vermelho e Neossolos Quartzarênicos representativos do oeste da Bahia.

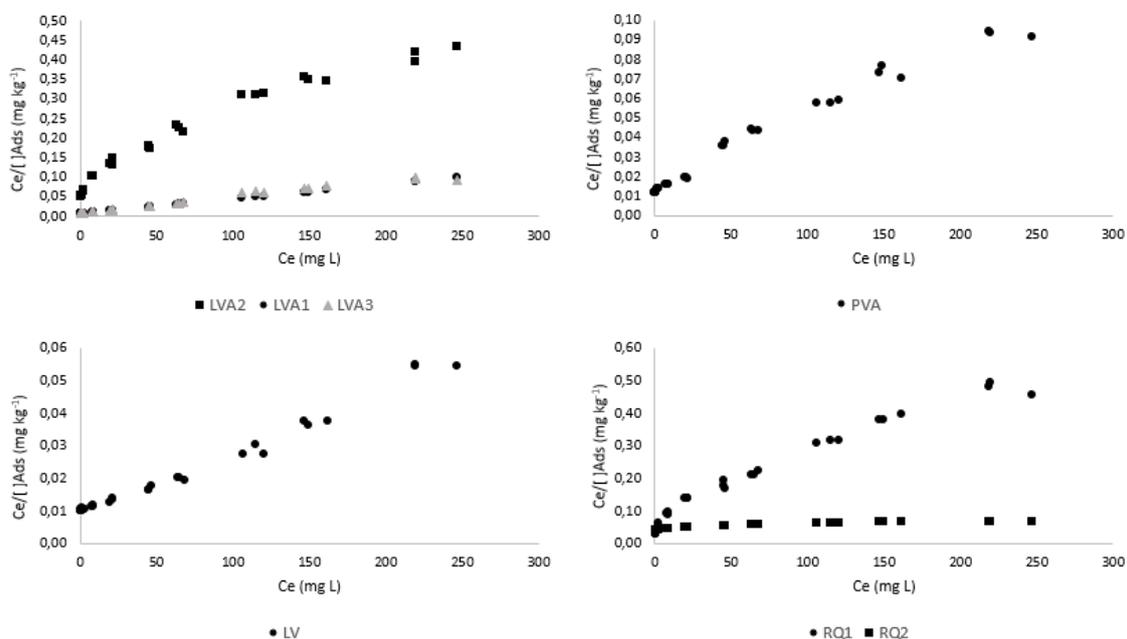


Figura 3: isotermas de adsorção de Langmuir ajustadas pelo modelo linear para Latossolos Vermelho-Amarelos, Argissolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Vermelho e Neossolos Quartzarênicos representativos do oeste da Bahia.

A capacidade-tampão máxima de adsorção (CTM) produto entre Ads_{max} e K_L (SOARES; CASAGRANDE, 2009) variou de 34,57 (RQ2) até 248,07 (LVA1)

para o modelo não linear e de 16,50 (RQ2) a 142,45 (LVA3) para o modelo linear (tabela 2). O solo LVA1 apresentou o maior valor para CTM, fato relacionado ao valor de Ads_{max} . No modelo não linear a CTM do LVA1 está relacionada ao valor de Ads_{max} já que os valores de K_L do LVA1 (0,10) e LVA3 (0,14) foram muito próximos. O maior valor de CTM do LVA3 para o modelo linear foi atribuído ao fato que o K_L (0,10) deste solo foi o dobro do K_L do LVA1 (0,05), embora a Ads_{max} do LVA1 estimada pelo modelo linear (2684,56 mg kg⁻¹) tenha sido 45,4% maior do que a do LVA3. Comportamento semelhante foi observado para o solo RQ1, que apresentou maior CTM e menor Ads_{max} estimados pelo modelo linear em relação ao LVA2. A energia de adsorção é dependente do tipo de sítio adsorvente e do grau de saturação com P (PARFITT, 1978; BARROW, 2008), portanto além da capacidade de adsorção do solo, a energia envolvida nas ligações entre P e os coloides do solo é fator determinante para a sua disponibilidade.

Os parâmetros calculados pelos modelos não linear (figura 4) da equação de Freundlich (Tabela 3), mostram que o LVA1 (532,67 L kg⁻¹), LVA3 (360,61 L kg⁻¹), e o LV (292,81 L kg⁻¹) apresentaram os maiores valores para a constante de Freundlich, parâmetro que indica a capacidade do solo em reter um soluto. Para o ajuste linear (figura 5) foi observada redução nos valores de K_F em relação ao ajuste não linear e os maiores valores de K_F foram apresentados pelo LVA3 (257,34 L kg⁻¹), LVA1 (201,28 L kg⁻¹) e PVA (127,35 L kg⁻¹).

Tabela 3: parâmetros da equação Freundlich em suas formas não linear e linear para Latossolos Vermelho-Amarelos, Argissolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Vermelho e Neossolos Quartzarênicos representativos do oeste da Bahia.

Solos	Modelo não linear		Modelo linear	
	K_f (L kg ⁻¹)	n	K_f (L kg ⁻¹)	n
LVA2	125,90	0,27	54,28	0,49
LVA1	532,67	0,30	201,28	0,54
LVA3	360,61	0,28	257,34	0,37
LV	292,81	0,43	47,71	0,34
PVA	240,78	0,36	127,35	0,55
RQ1	110,99	0,27	39,56	0,52
RQ2	17,14	0,65	2,79	0,06

K_f : constante de Freundlich; n: parâmetro da equação de Freundlich.

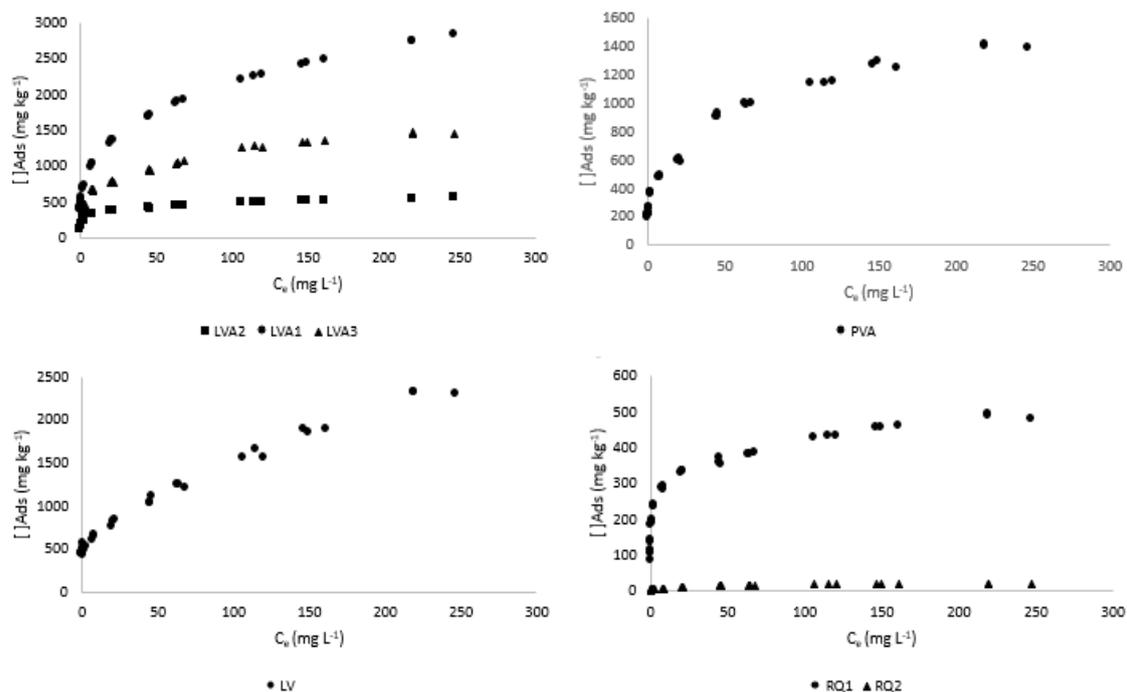


Figura 4: isotermas de adsorção de Freundlich ajustadas pelo modelo não linear para Latossolos Vermelho-Amarelos, Argissolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Vermelho e Neossolos Quartzarênicos representativos do oeste da Bahia.

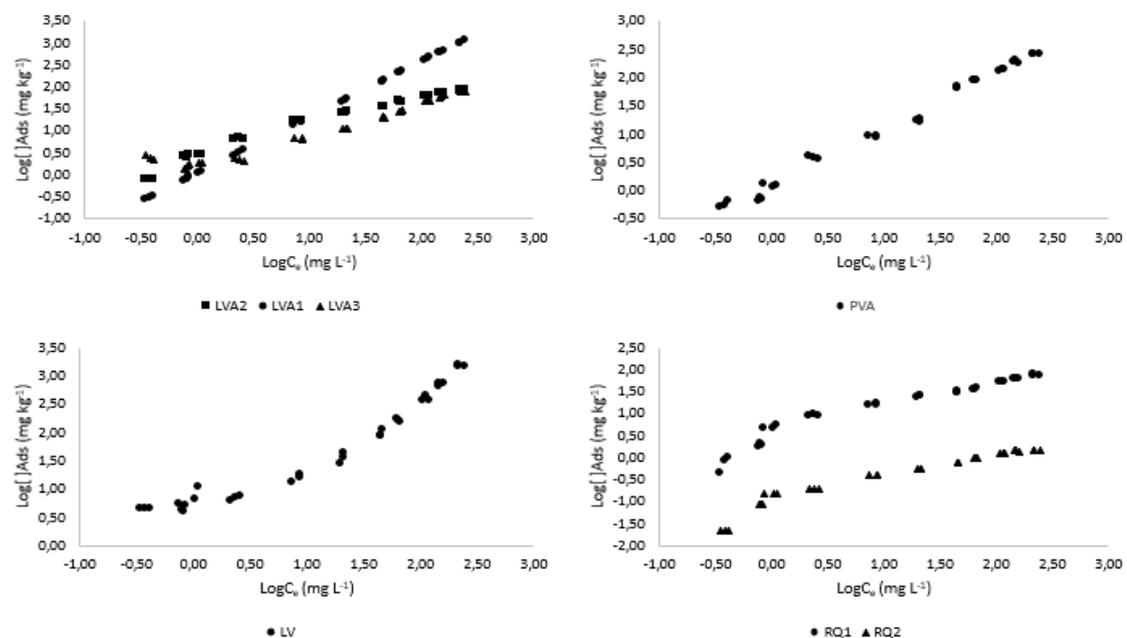


Figura 5: isotermas de adsorção de Freundlich ajustadas pelo modelo linear para Latossolos Vermelho-Amarelos, Argissolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Vermelho e Neossolos Quartzarênicos representativos do oeste da Bahia.

Para o parâmetro n da equação de Freundlich não foi observado comportamento semelhante ao K_f ou seja, não houve tendência de crescimento de acordo com a constante de Freundlich. Os solos originários da formação urucuia LVA3 e RQ1, apresentaram valores de n (0,28 e 0,27, respectivamente) apresentaram valores próximos.

Os coeficientes de correlação entre os parâmetros das equações de Langmuir e Freundlich e os atributos dos solos estão apresentados na tabela 4. A Ads_{max} correlacionou-se positivamente com o teor de argila ($r = 0,94$), CTC ($r = 0,68$) e Fe_2O_3 ($r = 0,98$); e negativamente com K_L ($r = -0,59$) e P-rem ($r = -0,97$). O K_F correlacionou-se positivamente com o teor de argila ($r = 0,90$), $Al^{3+}+H^+$ ($r = 0,75$) e Fe_2O_3 ($r = 0,91$) e negativamente com o P-rem ($r = -0,88$).

Tabela 4: correlação entre os parâmetros das equações de Langmuir, Freundlich e atributos dos solos.

	Ads_{Max}	K_L	K_F	n	Argila	P-rem	pH-H ₂ O	pH-CaCl	pH-KCl
Ads_{Max}	---	-0,59*	0,89**	-0,27	0,94**	-0,97**	0,37	0,24	0,24
K_L	---	---	-0,56	0,86**	-0,48	0,68*	-0,35	-0,27	-0,15
K_F	---	---	---	-0,45	0,90**	-0,88**	0,22	0,06	0,00
n	---	---	---	---	-0,26	0,40	-0,08	0,00	0,19
	Al^{3+}	H^++Al^{3+}	$Ca^{2+}+Mg^{2+}$	C	CTC _{Total}	Fe	Al	Si	
Ads_{Max}	0,23	0,53	0,49	0,43	0,68*	0,98**	0,23	-0,06	
K_L	-0,35	-0,24	-0,34	-0,29	-0,45	-0,52	-0,35	0,00	
K_F	0,23	0,75**	0,21	0,43	0,54	0,91**	0,23	0,08	
n	-0,23	-0,35	0,08	-0,09	-0,10	-0,24	-0,23	-0,24	

*, ** significativo a 5 e 1%, respectivamente.

Correlações significativas entre o teor de argila e a adsorção de P têm sido observadas por outros pesquisadores (ROGERI et al. 2016; GUEDES et al. 2017), evidenciando a importância da fração argila sobre a adsorção de P. A magnitude do processo de adsorção de P está relacionada com diversos atributos do solo, entretanto a sua composição mineralógica merece bastante atenção. Solos com alto teor de argila tendem a apresentar alta capacidade de adsorção de fósforo (NOVAIS et al., 2007), sobretudo aqueles com predomínio de minerais do tipo 1:1 e óxidos. Nas condições naturais dos solos estes minerais podem a apresentar um predomínio de cargas positivas em relação as cargas

negativas fazendo com que o P em solução seja rapidamente adsorvido (MELO; ALLEONI et al., 2016).

Em estudo realizado com 16 solos do Estado de Mato Grosso Roy et al. (2017), observaram que os solos com maior teor de argila apresentam maior Ads_{max} , demandando maiores doses de fertilizantes fosfatados para que o P tenha maior disponibilidade no solo em relação aos solos arenosos avaliados. Muindi et al. (2015), encontraram correlação significativa entre o teor de argila e a capacidade máxima de adsorção de P de solos ácidos do Oeste do Quênia.

Em estudo realizado para determinar parâmetros da adsorção de P, Corrêa, Nascimento e Rocha (2011), analisaram a relação entre os atributos físicos e químicos do solo e a adsorção de P. Os autores obtiveram correlação significativa entre o teor de argila e Ads_{max} e observaram que os solos mais argilosos apresentaram os maiores valores de Ads_{max} .

O teor total de ferro determinado por fluorescência de raios-x apresentou correlação significativa com os parâmetros Ads_{max} e K_F . Os teores de Fe variaram entre os solos, sendo maiores nos solos que apresentaram maior Ads_{max} e K_F . O P apresenta alta afinidade aos óxidos de ferro, onde ocorre inicialmente atrações eletrostáticas que, em seguida tornam-se ligações de maior energia por meio da troca de ligantes (RAIJ, 2011; NOVAIS; SMYTH, 1999).

Os óxidos são minerais da fração argila que tem participação fundamental no processo de adsorção de P no solo, que ocorre principalmente nos grupos R-OH e R-OH₂⁺, onde o R normalmente é Si, Fe ou Al (SANTOS; GATIBONI; KAMINSKI, 2008). Wei et al. (2014) constataram que a capacidade de sorção da caulinita era um sexto da apresentada pela goethita. Essa constatação foi feita também por Pérez et al. (2014), para a caulinita. Avaliando a relação entre o teor e o tipo de óxidos com a Ads_{max} de cinco solos do cerrado brasileiro Fink et al. (2014) obtiveram Ads_{max} maior em um Latossolo com 642 g/kg⁻¹ de argila do que em um Latossolo com 886 g/kg⁻¹ de argila. Segundo os autores, este comportamento relaciona-se com o conteúdo dos minerais goethita, hematita e ferrihidrita, que possuem alta capacidade de adsorver P.

A contribuição dos óxidos de ferro, na adsorção de P foi observada por Simonete et al. (2018), trabalhando com cinco classes de solo, onde foi observada maior contribuição dos óxidos de ferro mal cristalizados sobre a adsorção de P em relação aos óxidos de ferro cristalinos. Neste sentido, a matéria orgânica pode reduzir a cristalização de óxidos (MEHMOOD et al., 2010) apresentando efeito sobre o teor de óxidos amorfos no solo. Pinto et al. (2013), relataram a importância do grau de cristalinidade dos óxidos de ferro na adsorção de P em solos do cerrado brasileiro, entretanto os autores não obtiveram correlação significativa entre os teores de óxidos de ferro cristalino e amorfo e ferro total com a Ads_{max} , o que demonstra que outros fatores podem influenciar a adsorção de P.

O P-rem apresentou correlação negativa com Ads_{max} ($r = -0,97$) e K_F ($r = -0,88$) e positiva com o K_L ($r = 0,68$). Este atributo representa a fração de P adicionado ao solo que fica em solução de equilíbrio após certo tempo de contato, sendo um bom indicador da capacidade do solo reter este elemento (ALVAREZ, 2000). Os solos que apresentam baixos valores de P-rem, tendem a apresentar altos valores de Ads_{max} , ou seja, há uma relação inversa, entre adsorção e P-rem, o que proporciona coeficiente de correlação negativo. Estes resultados estão de acordo com outros encontrados na literatura onde o P-rem correlaciona-se com a Ads_{max} (SIMONETE et al., 2018; CORRÊA; NASCIMENTO; ROCHA, 2011). Em estudo realizado com seis perfis de solo por Melo et al. (2015), os autores obtiveram valores de Ads_{max} do horizonte B maiores que no horizonte A para todos os solos, sendo que, estes horizontes também apresentaram menores valores de P-rem.

Para avaliar a dinâmica do P, Broggi et al. (2010), determinaram a capacidade máxima de adsorção de P de dois solos distintos. Os resultados mostraram que o solo com 707 g/kg^{-1} de argila apresentou capacidade máxima de adsorção de P sete vezes maior que o solo com 547 g/kg^{-1} de argila. Campos et al. (2016), utilizaram o modelo de Langmuir para determinar a capacidade máxima de adsorção de P de solos tropicais. Os autores constataram que a Ads_{max} variou em função dos teores de argila dos solos.

Nenhum dos parâmetros das equações correlacionaram com o pH do solo, determinados nos extratores H₂O, KCl ou CaCl₂. Matos et al. (2017), trabalhando com solos representativos do estado de Roraima, também não encontraram correlação entre o pH dos solos determinado em água e a Ads_{max}. Resultados contrários têm sido encontrado na literatura, indicando a importância do pH dos solos no processo de adsorção de P (PINTO et al., 2013; CORRÊA; NASCIMENTO; ROCHA, 2011). No presente estudo, os solos com pH mais ácido apresentaram baixos valores de Ads_{max} e K_F, o que pode estar relacionado ao baixo teor da fração argila na composição granulométrica destes solos.

O processo de dessorção de nutrientes como o fósforo é responsável pela reposição do elemento para a solução do solo. Sob o ponto de vista da nutrição de plantas os dados da quantidade de nutrientes que pode voltar a ser disponibilizado é mais expressivo do que a quantidade do nutriente retido pelo processo de adsorção. Das cinco extrações de dessorção, o P foi extraído nas duas primeiras (tabela 5 e figura 6). O maior teor de P foi obtido na primeira extração, onde os solos PVA, LV e LVA1 apresentaram maior variação nos teores de P entre a primeira e segunda extração.

Em termos percentuais, o processo de dessorção de P ocorreu na seguinte ordem decrescente: PVA > LVA2 > RQ1 > RQ2 > LV > LVA1 > LVA3. Dos sete solos analisados apenas dois (PVA e LVA2), apresentaram dessorção maior do que 50% do teor de P adicionado, observando-se ainda que quatro solos apresentaram dessorção de P menor que 30% do teor adicionado.

Tabela 5: dados de dessorção de fósforo para Latossolos Vermelho-Amarelos, Argissolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Vermelho e Neossolos Quartzarênicos representativos do oeste da Bahia.

Dessorção de fósforo (mg kg ⁻¹)							
Solos	1ª extração	2ª extração	3ª extração	4ª extração	5ª extração	Total	%
LVA2	47,48	28,12	0,00	0,00	0,00	75,60	54,61
LVA1	123,76	29,25	0,00	0,00	0,00	153,01	20,68
LVA3	48,44	22,12	0,00	0,00	0,00	70,56	17,23
LV	178,11	29,06	0,00	0,00	0,00	207,17	29,16
PVA	217,77	42,37	0,00	0,00	0,00	260,14	66,61
RQ1	46,53	15,19	0,00	0,00	0,00	61,71	41,79
RQ2	1,74	1,43	0,00	0,00	0,00	3,17	29,20

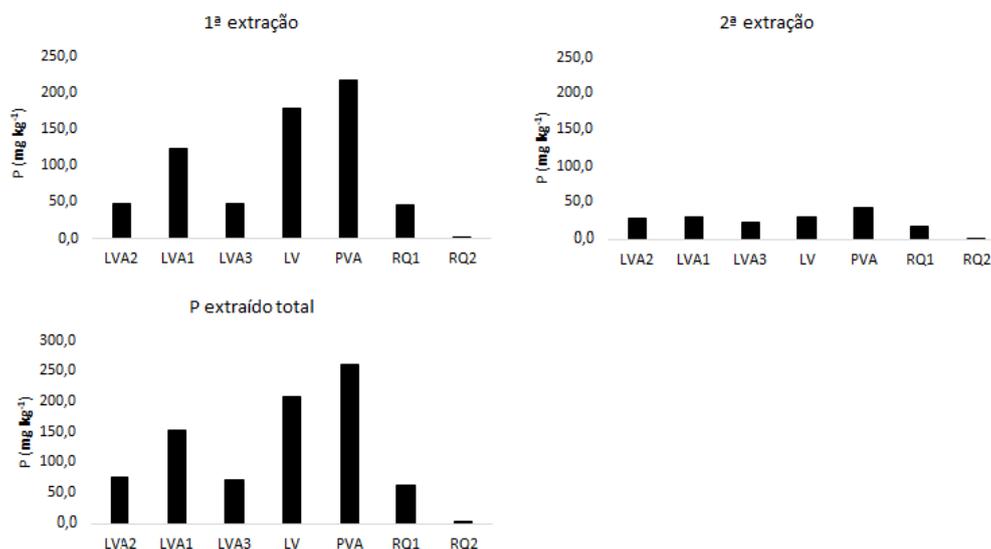


Figura 6: comportamento do fósforo dessorvido na primeira e segunda extrações e fósforo total dessorvido para Latossolos Vermelho-Amarelos, Argissolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Vermelho e Neossolos Quartzarênicos representativos do oeste da Bahia.

A análise de correlação entre os parâmetros das equações de Langmuir e Freundlich, atributos dos solos e o teor total de P dessorvido está apresentada na tabela 6. Os parâmetros das equações não se correlacionaram com o P dessorvido dos solos. Os solos que apresentaram maior Ads_{max} e K_F apresentaram baixa dessorção do P adicionado, o que proporcionou baixa correlação.

Tabela 6: correlação entre a dessorção de fósforo e atributos dos solos.

P dessorvido					
Ads_{Max}	-0,36	pH-H₂O	0,60*	C	0,37
K_L	-0,16	pH-CaCl₂	0,74**	CTC_{Total}	0,30
K_F	-0,44	pH-KCl	0,58*	Fe₂O₃	-0,43
n	-0,14	Al³⁺	-0,40	Al₂O₃	-0,40
Argila	-0,46	H⁺+Al³⁺	-0,82**	SiO₂	-0,14
P-rem	0,26	Ca²⁺+Mg²⁺	0,42		

*, ** significativo a 5 e 1%, respectivamente.

Os solos com maior teor de argila apresentaram baixa dessorção de P, como pode ser observado para LVA1 e LV. O RQ2, solo com menor teor de

argila, também apresentou baixa dessorção de P indicando a atuação de mais fatores no processo de dessorção de P.

O teor de P dessorvido correlacionou-se com o pH nos extratos H₂O, CaCl₂ e KCl e acidez potencial. O pH medido em solução de CaCl₂ é mais próximo ao pH experimentado pelas raízes das plantas (BARROW, 2017), sendo este o que apresentou melhor correlação entre os três extratores utilizados. O PVA foi o solo que apresentou a maior taxa de dessorção de P, apresentando valores de pH neutro. Já a acidez potencial apresentou correlação significativa e negativa com o teor de P dessorvido dos solos, indicando que solos com altos níveis de acidez potencial tendem a apresentar baixa dessorção de P.

A disponibilidade de P tende a aumentar em solos com pH superior a 5,5 devido a redução das cargas positivas e aumento das cargas negativas nos minerais de carga variável (RAIJ et al., 2016; NOVAIS et al., 2007). Sandim et al. (2014), compararam o efeito da aplicação de silicato na disponibilidade de P em solos de diferentes texturas. Os autores observaram que houve aumento no teor de P extraído por Mehlich-1 e resina trocadora de ânions.

O teor de carbono, a CTC_{total} e os teores de totais dos óxidos de ferro, alumínio e silício, não apresentaram correlação significativa com a dessorção de P. O teor de carbono do solo tem sido alvo de pesquisas objetivando avaliar o seu efeito sobre a dinâmica do P no solo, podendo apresentar efeitos sobre a energia de ligação e dessorção de P, aumentando sua disponibilidade. Essa relação é proporcionada pela competição dos ácidos orgânicos com o P pelos sítios de adsorção, o que resulta em redução da energia envolvida na adsorção entre o P e os coloides do solo (YANG; CHEN; YANG, 2019).

Diante da possibilidade de aumentar a disponibilidade de P no solo, os sistemas de manejo que proporcionam maior acúmulo de carbono orgânico têm se tornado uma opção mais adequada em relação aos sistemas de manejo convencionais. Neste contexto, Fink et al. (2016), analisaram a influência dos sistemas de manejo de solo convencional e plantio direto sobre a Ads_{max} e o P-rem. Os autores constataram que o acréscimo de carbono proporcionado pelo sistema plantio direto reduziram a Ads_{max} nos solos com baixo teor de goethita. No presente estudo não foram observadas relações entre teor de carbono no

solo e dessorção de P, comportamento que pode estar relacionado aos baixos teores de carbono dos solos.

A disponibilidade do P no solo é afetada pelos teores presentes no material de origem, mas, também é influenciada por seus atributos químicos, físicos e mineralógicos. O uso e manejo do solo tem impacto direto na disponibilidade do P para as culturas, pois práticas de manejo podem alterar a sua disponibilidade. Nesse contexto, a utilização de práticas que promovam redução da acidez do solo e acúmulo de carbono orgânico, são exemplos de práticas que podem ser eficazes para aumentar a disponibilidade de P (MELO; ALLEONI, 2016; RAIJ, 2011; NOVAIS et al., 2007).

A análise comparativa entre ajustes das formas lineares e não lineares das equações de Langmuir e Freundlich, seus respectivos coeficientes de determinação e qui-quadrado estão apresentados nas tabelas 7 e 8. De acordo com o qui-quadrado e os coeficientes de determinação obtidos para as equações linearizadas o modelo de Langmuir apresentou melhor ajuste aos dados dos solos LVA2, LVA1, RQ1 e RQ2, enquanto modelo de Freundlich se ajustou melhor aos solos LVA3, LV e PVA.

Tabela 7. equações de Langmuir e seus coeficientes de determinação R² e qui-quadrado X².

Solos	Equação de Langmuir – modelo linear	R ²	X ²
LVA2	$Ce/Ads[] = 0,0388 + 0,0017 Ce$	0,90	3,20
LVA1	$Ce/Ads[] = 0,0068 + 0,0003 Ce$	0,91	3,60
LVA3	$Ce/Ads[] = 0,0065 + 0,0006 Ce$	0,98	1,71
LV	$Ce/Ads[] = 0,0098 + 0,0003 Ce$	0,88	2,17
PVA	$Ce/Ads[] = 0,0117 + 0,0006 Ce$	0,98	3,41
RQ1	$Ce/Ads[] = 0,0283 + 0,0022 Ce$	0,98	1,74
RQ2	$Ce/Ads[] = 0,0541 + 0,0210 Ce$	0,98	3,61
Equação de Langmuir – modelo não linear			
LVA2	$q_e = 461,4552 \times 0,1747 \times Ce / 1 + 0,1747 \times Ce$	0,86	0,58
LVA1	$q_e = 2465,9820 \times 0,1006 \times Ce / 1 + 0,1006 \times Ce$	0,89	1,48
LVA3	$q_e = 1365,8743 \times 0,1484 \times Ce / 1 + 0,1484 \times Ce$	0,91	0,81
LV	$q_e = 2368,4713 \times 0,0587 \times Ce / 1 + 0,0587 \times Ce$	0,87	4,87
PVA	$q_e = 1301,7499 \times 0,1104 \times Ce / 1 + 0,1104 \times Ce$	0,92	1,30
RQ1	$q_e = 492,3211 \times 0,0707 \times Ce / 1 + 0,0707 \times Ce$	0,93	1,21
RQ2	$q_e = 36,2306 \times 0,9542 \times Ce / 1 + 0,9542 \times Ce$	0,76	3,69

Tabela 8. equações de Freundlich e seus coeficientes de determinação R² e qui-quadrado X².

Solos	Equação de Freundlich – modelo linear	R ²	X ²
LVA2	$\log [] \text{ ads} = 1,7346 + 0,4776 \text{ LogCe}$	0,69	3,69
LVA1	$\log [] \text{ ads} = 2,3038 + 0,5539 \text{ LogCe}$	0,62	3,60
LVA3	$\log [] \text{ ads} = 2,4105 + 0,3699 \text{ LogCe}$	0,98	0,87
LV	$\log [] \text{ ads} = 1,6785 + 0,9474 \text{ LogCe}$	0,71	1,12
PVA	$\log [] \text{ ads} = 2,1050 + 0,5047 \text{ LogCe}$	0,54	2,55
RQ1	$\log [] \text{ ads} = 1,5973 + 0,5292 \text{ LogCe}$	0,65	0,37
RQ2	$\log [] \text{ ads} = 0,4456 - 0,0667 \text{ LogCe}$	0,15	4,94
Equação de Freundlich – modelo não linear			
LVA2	$q_e = 125,9046 \times C_e^{0,2745}$	0,89	0,63
LVA1	$q_e = 532,6751 \times C_e^{0,3029}$	0,82	4,17
LVA3	$q_e = 360,6157 \times C_e^{0,2862}$	0,98	0,43
LV	$q_e = 292,8109 \times C_e^{0,4351}$	0,81	7,56
PVA	$q_e = 240,7841 \times C_e^{0,3663}$	0,94	0,90
RQ1	$q_e = 110,9920 \times C_e^{0,2780}$	0,87	0,40
RQ2	$q_e = 17,1425 \times C_e^{0,6514}$	0,92	5,23

A forma linear do modelo de Langmuir apresentou bom ajuste aos dados em estudo realizado por Pinto et al. (2013), com oito solos do cerrado. Oliveira et al. (2018), aplicaram a equação de Langmuir em sua forma linearizada para obtenção da capacidade máxima de adsorção de solos do cerrado do estado de Mato Grosso e obtiveram altos coeficientes de determinação. Corrêa, Nascimento e Rocha (2011), obtiveram altos coeficientes de determinação das formas lineares dos modelos de Langmuir e Freundlich na determinação dos parâmetros de adsorção de P em dez solos distintos. A utilização de modelos linearizados tem como vantagem a maior simplicidade de aplicação, permitindo a obtenção dos coeficientes das equações de Langmuir e Freundlich (Soares; Casa Grande, 2009).

Oliveira et al. (2014), avaliaram a precisão na estimativa dos parâmetros Ads_{max} e K_L por diferentes ajustes do modelo de Langmuir, constatando que os parâmetros foram bem estimados pelos diferentes ajustes do modelo. Os autores observaram que o modelo não linear não apresentou bom ajuste aos

pontos, fato relacionado aos pressupostos teóricos do modelo matemático de Langmuir. Entretanto, Barrow (2008) destaca que no modelo da equação linearizada de Langmuir a concentração de equilíbrio é plotada contra uma função da própria concentração de equilíbrio, produzindo bom coeficiente de correlação dos dados.

As limitações do uso das formas lineares do modelo de Langmuir foram destacadas por Bolster e Hornberger (2007). A transformação de dados para linearização pode resultar em modificações na estrutura dos erros e afetar o cálculo dos parâmetros da equação, como constatado por Zhang et al. (2015). Além disso, pode haver introdução de erros na variável independente e alteração do peso colocado em cada ponto de dados, (TRAN et al., 2017). Diante das limitações do uso das formas lineares dos modelos das equações de adsorção pesquisadores têm sugerido a utilização das formas não lineares (CHOWDHURY; DAS SAHA, 2011; LIMA et al., 2015; TRAN et al., 2015).

O qui-quadrado e os coeficientes de determinação obtidos para as equações não lineares indicam que o modelo de Langmuir se ajustou melhor aos dados dos solos LVA2, LVA1, LV e RQ2. Para os solos LVA3, PVA e RQ1 o modelo não linear de Langmuir apresentou melhor ajuste. Em estudo realizado com solos cultivados com arroz Simonete et al. (2018), avaliaram a capacidade máxima de adsorção de fósforo e constataram que o modelo de Langmuir em sua forma não linear foi eficiente para ajustar os dados experimentais para a maioria dos solos analisados.

A avaliação das formas lineares e não lineares das equações de Langmuir e Freundlich foi realizada por Subramanyan e Das (2014), através da adsorção de fenol em solo da Índia. Os autores observaram que a média geral das funções de erro das formas linearizadas foi significativamente maior em comparação as formas não linearizadas, indicando uma melhor representação dos dados pelas formas não linearizadas. Zhang et al. (2015), analisaram as características de adsorção e capacidade de fósforo em sedimentos do lago Honghu em Hubei, China. Os autores concluíram que as formas não lineares dos modelos de Langmuir e Freundlich apresentaram bom ajuste aos dados do experimento.

Os parâmetros dos modelos utilizados refletem o comportamento do P em contato com a fase sólida do solo e juntamente as correlações entre seus atributos físicos e químicos permitem analisar o efeito destes sobre a disponibilidade de P. As culturas do algodão milho e soja extraem 25 kg de P_2O_5 para cada tonelada de caroço de algodão, 10 kg de P_2O_5 para cada tonelada de grãos de milho e 15 kg de P_2O_5 para cada tonelada de grãos de soja (ARAUJO; SOFIATTI, 2017; PEREIRA FILHO, 2015; SMIDERLE; MACIEIRA, 2017). As recomendações de fertilizantes têm como parâmetro o P disponível (Mehlich I) combinado com teor de argila ou P-rem. Com base nos resultados obtidos considera-se o P-rem mais adequado devendo ser preferencialmente utilizado. É importante considerar também a atuação de outros atributos no manejo da fertilidade do solo que podem influenciar a disponibilidade do P.

Os solos apresentaram variações nos valores dos parâmetros das equações de adsorção, fato atribuído às variações nos seus atributos físicos e químicos. As diferenças entre os solos devem ser consideradas pois, pode haver diferentes mecanismos atuando na adsorção de P ao solo. Diante disso, foi realizada a análise de agrupamento dos solos com base na capacidade de Adsorção máxima e posterior análise de correlação de Pearson entre os parâmetros das equações de Langmuir e Freundlich e os atributos físicos e químicos dos solos (figura 7). A análise de cluster agrupou os solos em quatro grupos, sendo o grupo 1 formado por LVA1 e LV, o grupo 2 formado por LVA3 e PVA, o grupo 3 formado por RQ1 e LVA2 o grupo 4 formado pelo RQ2.

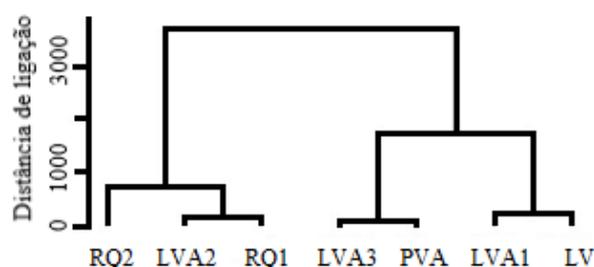


Figura 7: dendrograma de análise de agrupamento da capacidade de adsorção máxima dos solos.

CONCLUSÕES

A capacidade de adsorção máxima de P entre os solos variou de 36,23 á 2465,98 mg kg⁻¹, permitindo o seu agrupamento em quatro grupos com diferentes capacidades máximas de adsorção de P. Os parâmetros das equações de adsorção Ads_{max} e K_F correlacionaram-se com os atributos teor de argila, P-rem, acidez potencial, CTC_{total} e teor de Fe_2O_3 .

A dessorção de P correlacionou-se com os atributos pH-H₂O, pH-CaCl₂ e pH-KCl, e acidez potencial dos solos. O maior teor de P foi obtido na primeira extração para todos os solo. Em termos percentuais, o processo de dessorção de P ocorreu na seguinte ordem decrescente: PVA > LVA2 > RQ1 > RQ2 > LV > LVA1 > LVA3.

Os modelos matemáticos de Langmuir e Freundlich em suas formas não linear, apresentaram bom ajuste dos dados de adsorção, como indicado pelos coeficientes de determinação e qui-quadrado, permitindo a estimativa dos parâmetros capacidade máxima de adsorção de fósforo (Ads_{max}), constante de Langmuir (K_L), Coeficiente de Freundlich (K_F) e a constante de Freundlich (n).

A análise de cluster agrupou os solos em quatro grupos de Ads_{max} , sendo o grupo 1 formado por LVA1 e LV, o grupo 2 formado por LVA3 e PVA, o grupo 3 formado por RQ1 e LVA2 o grupo 4 formado pelo RQ2.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, J.A.; TORRENT. J.; BARRÓN V. Cor de solo, formas do fósforo e adsorção de fosfatos em Latossolos desenvolvidos de basalto do Extremo-Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciências, Solo**; v.27, p.985-1002, 2003.

ALVAREZ V., V.H.; NOVAIS R.F.; OLIVEIRA J.A. Determinação e uso do fósforo remanescente. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 27-32, 2000.

ARAÚJO, A.E.; SOFIATTI, V. **Sistemas de Produção Embrapa: Cultura do algodão no cerrado**. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

ANTONIADIS, V.; KOLINIATI, R.; EFSTRATIOU, E.; GOLIA, E.; Petropoulos, S. Effect of soils with varying degree of weathering and pH values on phosphorus sorption. **Catena**, v.139, p. 214-219, 2016.

BARROW, N.J. The description of sorption curves. **Eur. J. Soil Sci**, v.59, p.900-910, 2008.

BARROW, N.J. The effects of pH on phosphate uptake from the soil. **Plant and Soil**, v. 410, n. 1-2, p.401-410, 2017.

BOLSTER, C.H.; HORNBERGER, G.M. On the use of Linearized Langmuir equation. **Soil Sci. Soc. Am. J.** ,v.71, p.1796-1806, 2007.

BORTOLUZZI, E.C.; PÉREZ, C.A.S.; ARDISSON, J.D.; TIECHER, T.; CANER, L. Occurrence of iron and aluminum sesquioxides and their implications for the P sorption in subtropical soils. **Appl. Clay Sci.** ,v.104, p.196-204, 2015.

BROGGI, F.; FREIRE, F.J.; FREIRE, M.B.G.S.; NASCIMENTO, C.W.A.; OLIVEIRA, A.C. Avaliação da disponibilidade, adsorção e níveis críticos de fósforo em diferentes solos. **Revista Ceres**. v. 57 p.247-252, 2010.

BROGGI, F.; OLIVEIRA, A.C.; FREIRE, F.J.; FREIRE, M.B.G.S.; NASCIMENTO, C.W.A. Fator capacidade de fósforo em solos de Pernambuco mineralogicamente diferentes e influência do pH na capacidade máxima de adsorção. **Ciências Agrotecnologia**. v.35, p.77-83, 2011.

CAMPOS, M.; ANTONAGELO, J.A.; ALLEONI, L.R.F. Phosphorus sorption index in humid tropical soils. **Soil Till. Res.** V. 156, p.110-118, 2016

CHAVES, L.H.G.; CHAVES, I.B.; MENDES, J.S. Adsorção de fósforo em materiais de Latossolo e Argissolo. **Revista Caatinga**, v. 20, p.104-11, 2007.

CHOWDHURY, S.; DAS SAHA, P. Comparative analysis of linear and nonlinear methods of estimating the pseudo-second-order kinetic parameters for sorption of malachite green onto pretreated rice husk. **Bioremed. J.** V.15 (4), p. 181-188, 2011.

CORRÊA, R.M.; NASCIMENTO, C.W.A.; ROCHA, A.T. Adsorção de fósforo em dez solos do Estado de Pernambuco e suas relações com parâmetros físicos e químicos. **Acta Sci., Agron.** V. 33, p. 153-159, 2011.

COSTA, N.R.; ANDREOTTI, M.; LOPES, K.S.M.; YOKOBATAKE, K.L.; FERREIRA, J.P.; PARIZ, C.M.; BONINI, C.S.B.; LONGHINI, V.Z. Atributos do solo e acúmulo de carbono na integração Lavoura-pecuária em sistema plantio direto. **Revista Brasileira Ciências do Solo**, v. 39, p. 852-863, 2015.

DECHEN, A.R.; NACHTIGALL G.R. Elementos requeridos a nutrição de plantas. NOVAIS RF. **Fertilidade do Solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2007.

EBERHARDT, D.N.; VENDRAME, P.R.S.; BECQUER, T.; GUIMARÃES, M.F. Influência da granulometria e da mineralogia sobre a retenção do fósforo em latossolos sob pastagens no cerrado. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 32, p.1009-1016, 2008.

ESSINGTON, M.E. **Soil and water chemistry**. Boca Raton, CRC Press, 2004. 534p.

FINK, J.R.; INDA, A.V.; BAVARESCO, J.; BARRÓN, V.; TORRENT, J.; BAYER C. Adsorption and desorption of phosphorus in subtropical soils as affected by management system and mineralogy. **Soil Till. Res**, v.155 p.62-68, 2016a.

FINK, J.R.; INDA, A.V.; BAVARESCO, J.; BARRÓN, V.; TORRENT, J.; BAYER C. Phosphorus adsorption and desorption in undisturbed samples from

subtropical soils under conventional tillage or no-tillage. **J. Plant Nutr. Soil Sci**, v.179, p.198-205, 2016b.

FINK, J.R.; INDA, A.V.; BAYER, C.; TORRENT, J.; BARRÓN, V. Mineralogy and phosphorus adsorption in soils of south and central-west Brazil under conventional and no-tillage systems. **Acta Scientiarum**. V. 36, n. 3, p. 379-387, 2014.

FINK, J.R.; INDA, A.V.; TIECHER, T.; BARRÓN, V. Iron oxides and organic matter on soil phosphorus availability. **Ciênc. Agrotec**. V. 40, p.369-379, 2016c.

GATIBONI, L.C.; BRUNETTO, G.; RHEINHEIMER, D.S.; KAMINSKI, J. Fracionamento químico das formas de fósforo do solo: usos e limitações. In: Araújo, A. P., Alves, B. J. R. Tópicos em ciência do solo. 8th. Viçosa: **Sociedade Brasileira de Ciência do solo**, 2013.

GÉRARD, F. CLAY minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils – A myth revised. **Geoderma**, v. 262, p.213-226, 2016.

GUARESCHI, R.F.; PEREIRA, M.G.; PERIN, A. Adsorption of P and forms of iron in no-tillage areas in the 'Cerrado' biome. **Acta Sci. Agron**. V.37, p. 109-116, 2015.

GUEDES, R.S.; RODRÍGUEZ-VILA, A.; FORJÁN, R.; COVELO, E.F.; FERNANDES, A.R. Adsorption and risk of phosphorus loss in soils in Amazonia. **J. Soils Sediments**, v.18, p. 917-928, 2017.

JACOMINE, P.K.T.; CAVALCANTI, A.C.; RIBEIRO, M.R.; MOTENEGRO, J.O.; BURGOS, N.; MELO FILHO, H.F.R.; FORMIGA, R.A. **Levantamento exploratório – Reconhecimento de solos da margem esquerda do rio São Francisco Estado da Bahia**. Recife: Embrapa, 1976.

JUO, A.S.R.; FOX, R.L. Phosphate sorption capacity of some benchmark soils in West Africa. **Soil Science**, Madison, v. 124, p. 370-376, 1977.

KER, J.C.; CURI, N.; SCHAEFER, C.E.G.R., Vidal-Torrado, P. **Pedologia - Fundamentos**. Viçosa: SBCS, 2012.

LIMA, E.C.; ADEBAYO, M.A.; MACHADO, F.M. Kinetic and Equilibrium Models of Adsorption. In: BERGMANN, C.P.; MACHADO, F.M. **Carbon Nanomaterials as Adsorbents for Environmental and Biological Applications**. Springer, p. 33-69, 2015.

LOPES, A.S.; COX, F.R. A survey of the fertility status of surface soils under "Cerrado" vegetation in Brazil. **Soil Sci. Soc. Am J.** V. 41, 1977.

MATOS, C.H.L.; MELO, V.F.; UCHÔA, S.C.P.; NASCIMENTO, P.P.R.R.; PEREIRA, R.A. Phosphorus adsorption in soils under forest and savanna from Northern Amazon, Brazil. **Semina: Ciências Agrárias**. V. 38, p. 2909-2919, 2017.

MALUF, H.J.G.M.; SILVA, C.A.; CURI, N.; NORTON, L.D.; ROSA, S.D. Adsorption and availability of phosphorus in response to humic acid rates in soils limed with CaCO_3 or MgCO_3 . **Ciênc. e Agrotec.** v. 42, p.7-20, 2018.

MEHMOOD, A.; AKHTAR, M.S.; HAYAT, R.; MENON, M. Phosphorus adsorption parameters in relation to soil characteristics. **J. Chem. Soc. Pak.** v. 32, p.131-139, 2010.

MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F.; Química e mineralogia do solo. Viçosa: SBCS, 2016.

MELO, V.F.; UCHÔA, S.C.P.; SENWO, Z.N.; AMORIM, R.J.P. Phosphorus Adsorption of Some Brazilian Soils in Relations to Selected Soil Properties. **Open J. Soil Sci.** v. 5, p.101-109, 2015.

MOTTA, A.C.V.; MELO, V.F. Química dos solos ácidos. In: MELO V.F.; ALLEONI, L.R.F. **Química e mineralogia dos solos**. Viçosa: SBCS, p. 313-380, 2016.

MUINDI, E.M.; MREMA, J.P.; SEMU, E.; MTAKWA, P.W.; GACHENE, C.K.; NJOGU, M.K. Phosphorus adsorption and its relation with soil properties in acid soils of Western Kenya. **International Journal of Plant & Soil Science**. V. 4, p. 203-211, 2015.

MURPHY, J.; RILEY, J.P. A modified single solution method for determination of phosphate in natural water. **Anal. Chim. Acta.** v. 27, p.31-36, 1962.

NASCIMENTO, R.F.; LIMA, A.C.A.; MELO, D.Q.; RAULINO, G.S.C. **Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais.** Fortaleza: Imprensa Universitária, 2014.

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

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. N. Fósforo. NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V.; V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do Solo.** Viçosa: SBCS, 2007.

OLIVEIRA, C.M.B.; GATIBONI, L.C.; MIQUELLUTI, D.J.; SMYTH, J.T.; ALMEIDA, J.A. Capacidade máxima de adsorção de fósforo e constante de energia de ligação em Latossolo bruno em razão de diferentes ajustes do modelo de Langmuir. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v. 38, p. 1805-1815, 2014.

OLIVEIRA, R.; SILVA, L.S.; SOUZA, N.F.; PIETROSKI, M.; CAIONE, G.; SEBEN ÚNIOR, G.F.; FERBONIK, G.F.; GOMES, R.P; MARQUES JÚNIOR, J.; SANTOS, G.A.A.; CAMPOS, M.C.C. Mineralogy and Maximum Phosphorus Adsorption Capacity in Soybean Development. **Journal Agricultural Science.** V.10, p. 242-257, 2018.

OLIVEIRA, V.A.; JACOMINE, P.K.T.; COUTO, E.G. Solos do Bioma Cerrado. In: KER, J.C.; CURI, N.; SCHAEFER, C.E.G.R.; Vidal-Torrado, P. **Pedologia - Fundamentos.** Viçosa: SBCS, 2012.

PARFITT, R.L. Anion adsorption by soils and soil materials. **Adv. Agron.**, 30:1-46, 1978.

PEREIRA FILHO, I.A. **Sistemas de Produção Embrapa: Cultivo do milho.** Brasília, DF: Embrapa, 2015.

PÉREZ, C.; ANTELO, J.; FIOL, S.; ARCE, F. Modelling oxyanion adsorption on ferrallic soil, part 1: parameter validation with phosphate ion. **Environ. Toxicol. Chem.** V. 33, p. 2208–2216, 2014.

PINTO, F.A.; SOUZA, E.D.; PAULINO, H.B.; CURI, N., CARNEIRO, M.A.C. P-sorption and desorption in savana brazilian soils as support for phosphorus fertilizer management. **Ciência e agrotecnologia.** V. 37, p. 521-530, 2013.

RAIJ, B. Fertilidade do Solo e Manejo de Nutrientes. Piracicaba: IPNI, 2011.

RESENDE, M.; SANTANA, D.P. Uso das relações K_i e K_r na estimativa da mineralogia para classificação dos latossolos. In: **Reunião de classificação, correlação de solos e interpretação de aptidão agrícola.** 3., 1988, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro: EMBRAPA, Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1988. p. 225-232. (EMBRAPA-SNLCS. Documentos, 12).

ROGERI, D.A.; GIANELLO, C.; BORTOLON, L.; AMORIM, M.B. Substitution of Clay Content for P-Remaining as an Index of the Phosphorus Buffering Capacity for Soils of Rio Grande do Sul. **Rev. Bras. Cienc. Solo**, v. 40, p. 1-5, 2016.

ROY, E.D.; WILLING, E.; RICHARDS, P.D.; MARTINELLI, L.A.; VAZQUEZ, F.F.; PEGORINI, L.; SPERA, S.A.; PORDER, S. Soil phosphorus sorption capacity after three decades of intensive fertilization in Mato Grosso, Brazil. **Agr Ecosyst Environ**, v. 249, p. 206-214, 2017.

SALES, R.P.; PORTUGAL, A.F.; MOREIRA, J.A.A.; KONDO, M.K.; PEGORARO, R.F. Qualidade física de um Latossolo sob plantio direto e preparo convencional no semiárido. **Rev. Ciênc. Agron.**, v. 47, p. 429-438, 2016.

SANDIM, A. S.; Büll, L.T.; FURIM, A.R.; LIMA, G.S.; GARCIA, J.L.N. Phosphorus availability in oxidic soils treated with lime and silicate applications. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 38, n. 4, p. 1215-1222, 2014.

SANTOS, D.R.; GATIBONI, L.C.; KAMINSKI J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural.** V. 38, p. 576-586, 2008.

SANTOS, H.G.; CARVALHO JÚNIOR, W.; DART, R.O.; ÁGILO, M.L.D.; SOUSA, J.S.; PARES, J.G.; FONTANA, A.; MARTINS, A.L.S.; OLIVEIRA, A.P. **O novo mapa de solos do Brasil: legenda atualizada**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 67 p. (Embrapa Solos. Documentos, 130), 2011.

SANTOS, H.G.; JACOMINE, P.K.T.; ANJOS, L.H.C.; OLIVEIRA, V.A.; LUMBRERAS, J.F.; COELHO, M.R.; ALMEIDA, J.Á.; CUNHA, T.J.F.; OLIVEIRA, J.B. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília, DF: Embrapa, 2013.

SATO, S.; COMERFORD, N.B. Influence of soil pH on inorganic phosphorus sorption and desorption in a humid Brazilian ultisol. **Rev. Bras. Ciênc. Solo** v. 29, p. 685-694, 2005.

SIMONETE, M.A.; ERNANI, P.R.; TEIXEIRA-GANDRA, C.F.A.; MORO, L. Phosphorus adsorption in lowlands of Santa Catarina cultivated with rice and its relation with soil properties. **Rev. Ciênc. Agron.** v. 49, p. 566-573, 2018.

SOARES, M.R.; CASAGRANDE, J.C. ADSORÇÃO E MODELOS. RIBEIRO MR, NASCIMENTO, C.W.A.; RIBEIRO FILHO, M.R.; CANTALICE, J.R.M. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: SBCS, 2009.

SMIDERLE, O.J.; MACIEIRA, J.G.B. **Sistemas de Produção Embrapa: Cultivo de soja no cerrado de Roraima**. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

SUBRAMANYAM, B.; DAS, A. Linearised and non-linearised isotherm models optimization analysis by error functions and statistical means. **Journal of Environmental Health Science e Engineering**. V. 12, p. 1-6, 2014.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York, Oxford, 1989. 277p.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York, Oxford, 2^a ed. 2008. 321p

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 2013

TEIXEIRA, J.B.S.; SOUSA, R.O.; VALE, M.L.C. Phosphorus adsorption after drainage in two soil classes. **Rev. Ceres**. V. 65, p.196-203, 2018.

TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMMA, G.K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W.G. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: Embrapa, 2017.

TRAN, H.N.; YOU, S.; HOSSEINI-BANDEGHARAEI, A.; CHAO, H. Mistakes and inconsistencies regarding adsorption of contaminants from aqueous solutions: A critical review. **Water Res.** 2017; 120:88-116.

TRAN, H.N.; YOU, S.J.; CHAO, H.P. Effect of pyrolysis temperatures and times on the adsorption of cadmium onto orange peel derived biochar. **Waste Manag. Res.** V. 34 (2) p. 129-138, 2015.

YAN, C.; YAN, S.; HOU, Z.; DONG, S.; GONG, Z.; ZHANG, Z. Phosphorus Adsorption Characteristics of Soil with Rice Straw Retention in Northeast China. **Ekoloji.** v. 28 (107), p.1671-1678, 2019.

YANG, X.; CHEN, X.; YANG, X. Effect of organic matter on phosphorus adsorption and desorption in a black soil from Northeast China. **Soil Till. Res.** v.187, p.85-91, 2019.

WEI, S.; TAN, W.; LIU, F.; ZHAO, W.; WENG, L. Surface properties and phosphate adsorption of binary systems containing goethite and kaolinite. **Geoderma.** v. 213, p. 478-484, 2014.

WITHERS, P.J.A.; RODRIGUES, M.; SOLTANGHEISI, A.; CARVALHO, T.S.; GUILHERME, L.R.G; BENITES, V.M.; GATIBONI, L.C.; SOUSA, D.M.G.; NUNES, R.S.; ROSOLEM, C.A.; ANDREOTE, F.D.; OLIVEIRA JR., A.; COUTINHO, E.L.M.; PAVINATO, P.S. Transitions to sustainable management of phosphorus in Brazilian agriculture. **Scientific Reports**, v. 8 (2537), p.1-13, 2018.

ZHANG, L.; DU, C.; DU, C.; XU, M.; CHEN, S.; LIU, H. Kinetic and isotherms studies of phosphorus adsorption onto natural riparian wetland sediments: linear and non-linear methods. **Environ Monit Assess.** P. 187-198, 2015.