

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

**ADSORÇÃO E DISPONIBILIDADE DE FÓSFORO PARA O
CRESCIMENTO INICIAL DE MAMONEIRA EM SOLOS COM
DIFERENTES CLASSES TEXTURAIS**

JOSÉ FÉLIX DE BRITO NETO

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da UNESP - Campus de
Botucatu, para obtenção do título de Doutor em
Agronomia (Agricultura)

BOTUCATU-SP

Agosto - 2011

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

**ADSORÇÃO E DISPONIBILIDADE DE FÓSFORO PARA O CRESCIMENTO
INICIAL DE MAMONEIRA EM SOLOS COM DIFERENTES CLASSES
TEXTURAIS**

JOSÉ FÉLIX DE BRITO NETO

Orientador: Leonardo Theodoro Büll

Co-orientador: Napoleão Esberard de Macêdo Beltrão

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da UNESP - Campus de
Botucatu, para obtenção do título de Doutor
em Agronomia (Agricultura)

BOTUCATU-SP

Agosto - 2011

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - SERVIÇO TÉCNICO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

B862a Brito Neto, José Félix de, 1980-
Adsorção e disponibilidade de fósforo para o crescimento inicial de mamoneira em solos com diferentes classes texturais / José Félix de Brito Neto. - Botucatu : [s.n.], 2011
viii, 72 f. : gráfs. color., tabs., fotos. color.

Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2011
Orientador: Leonardo Theodoro Büll
Co-orientadora: Napoleão Esberard de Macêdo Beltrão
Inclui bibliografia

1. Adsorção. 2. Mamona. 3. Plantas - Efeito do fósforo. 4. Isoterma de Langmuir. 5. Solos - Teor de fósforo. I. Büll, Leonardo Theodoro. II. Beltrão, Napoleão Esberard de Macêdo. III. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônômicas. IV. Título.

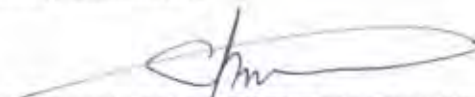
UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: ADSORÇÃO E DISPONIBILIDADE DE FÓSFORO PARA O CRESCIMENTO INICIAL DE MAMONEIRA EM SOLOS COM DIFERENTES CLASSES TEXTURAIS

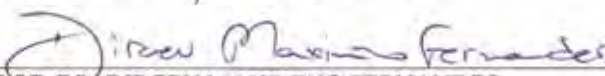
ALUNO: JOSÉ FELIX DE BRITO NETO

ORIENTADOR: PROF. DR. LEONARDO THEODORO BULL

Aprovado pela Comissão Examinadora



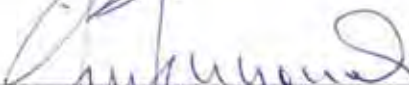
PROF. DR. LEONARDO THEODORO BULL



PROF. DR. DIRCEU MAXIMINO FERNANDES



PROF. DR. ROGÉRIO PERES SORATTO



PROF. DR. FRANCISCO MAXIMINO FERNANDES



PROF. DR. JULIANO CORULLI CORRÊA

Data da Realização: 18 de agosto de 2011.

BIOGRAFIA DO AUTOR

José Félix de Brito Neto, filho de Evanes Câmara de Brito e Severina Deodato de Brito, nascido em 26/10/1980 na cidade de Mamanguape-PB. Engenheiro Agrônomo pelo Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba no ano de 2006. Em março de 2007, ingressou no curso de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água também pelo CCA/UFPB, tendo obtido o título de mestre em fevereiro de 2009. Em março de 2009, ingressou no curso de Doutorado Área de Concentração Agricultura, no Departamento de Produção Vegetal da Faculdade de Ciências Agronômicas, UNESP, Campus de Botucatu, obtendo o título em agosto de 2011 pela Faculdade de Ciências Agronômicas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” Campus de Botucatu-SP.

Aos meus pais,
Evanes Câmara de Brito
Severina Deodato de Brito, e
minhas irmãs, **Carmelita Câmara** e
Ednalva Câmara pelo apoio, incentivo,
amor e confiança que me foram desprendidos

DEDICO

À minha noiva,
Érica Santos de Lima,
pelo apoio, compreensão, carinho
e incentivo durante toda essa trajetória.

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por tudo aquilo que tem me permitido conquistar, sempre me abençoando com muita paz e saúde;

Ao professor Dr. Leonardo Theodoro Büll, pela valorosa orientação, compreensão, amizade e ensinamentos para meu engrandecimento profissional e pessoal;

Ao professor Dr. Napoleão Esberard de Macêdo Beltrão, pela co-orientação, amizade e apoio na realização desse trabalho;

A Coordenação de Aperfeiçoamento Profissional de Ensino Superior (CAPES) pelos meses de bolsa concedidos;

Aos professores, Leonardo Theodoro Büll, Dagoberto Martins, Dirceu Maximino Fernandes, Rogério Peres Soratto, João Domingos Rodrigues (Mingo), Carmen Silvia Fernandes Boaro, Carlos Alexandre Costa Crusciol e Maria Helena Moraes pelos ensinamentos;

A Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela aprovação do projeto de bolsa de Doutorado;

Ao Centro Nacional de Pesquisa do Algodão (CNPQ), pelo apoio logístico e financeiro para execução desse projeto;

Ao Valdinei Sofiatti, pelo apoio na execução do trabalho, e atenção sempre que se fez necessário;

A professora Lúcia Helena Garófalo Chaves, pela atenção, amizade e apoio desprendido;

Aos membros da banca Dr. Leonardo Theodoro Büll, Dr. Rogério Peres Soratto, Dr. Dirceu Maximino Fernandes, Dr. Juliano Corulli e ao Dr. Francisco Maximino Fernandes, pelas valorosas sugestões e contribuições nesse trabalho;

A todos os funcionários do Departamento de Recursos Naturais / Área de Ciência do Solo na pessoa da Silvinha, pelo apoio e atenção;

A coordenação do curso de Pós-Graduação em Agricultura/Produção Vegetal, na pessoa da Lana;

A seção de Pós-Graduação na pessoa da Marilena (“in memoriam”), Marlene e Jaqueline e a biblioteca “Paulo Carvalho de Matos”, na pessoa da Janaína, pela atenção e apoio;

Aos amigos pós-graduandos da FCA, Amaralina, Suenon, Marina Moura, Manoel Xavier, Rafael (Indiã), Rodrigo (Balão), Joel Natale, Luciana, Bárbara, Carol, Fábio Escher, Júlio Boggiani (Grampoula), Aparecido (Cidão), Gustavo Spadotti (Spirro), Japa, Lucas (baiano), Guilherme Sasso, Efraim, Japa e ao Ewerton;

Aos amigos da Embrapa Algodão, João Paulo, Silvia Capuani, Carol, Viviane, James, Dalva, Diva, João Luis, Napoleão Esberard, José Carlos (Genérico), Leandro, Fabíola e Maria;

Aos meus familiares e amigos pelo apoio, motivação e confiança nos momentos de dificuldade e de alegria;

A todos aqueles que de alguma forma contribuíram para execução desse trabalho e concretização de mais um sonho.

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| LISTA DE TABELAS | ix |
| LISTA DE FIGURAS | x |
| 1. RESUMO | 1 |
| 2. SUMMARY | 2 |
| 3. INTRODUÇÃO | 3 |
| 4. REVISÃO DE LITERATURA | 5 |
| 4.1. A Mamoneira..... | 5 |
| 4.2. Importância do fósforo para as plantas | 8 |
| 4.3. Fósforo no solo | 10 |
| 4.4. Adsorção de fósforo..... | 12 |
| 5. MATERIAL E MÉTODOS | 18 |
| 5.1. Localização e caracterização do experimento..... | 18 |
| 5.2. Adsorção de P..... | 20 |
| 5.3. Disponibilidade de fósforo..... | 23 |
| 5.4. Delineamento experimental utilizado | 23 |
| 5.5. Variáveis analisadas..... | 25 |
| 5.6. Análise estatística | 26 |
| 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 27 |
| 6.1. Análise mineralógica | 27 |
| 6.2. Adsorção de P..... | 30 |
| 6.3. Extração de fósforo..... | 40 |
| 6.4. Níveis críticos de fósforo | 43 |
| 6.5. Crescimento inicial da mamoneira | 50 |
| 7. CONCLUSÕES | 56 |
| 8. REFERÊNCIAS | 57 |
| 9. APÊNDICES | 70 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1. Identificação, classe, profundidade e procedência das amostras dos solos estudados. | 19 |
| Tabela 2. Características químicas e físicas dos solos estudados. | 20 |
| Tabela 3. Valores de P-rem, níveis e intervalo para doses de P para determinação da capacidade máxima de adsorção de P. | 21 |
| Tabela 4. Valores de P-rem, níveis e intervalo para doses de P para aplicação em 100% do volume de solo em ensaios de casa de vegetação. | 23 |
| Tabela 5. Composição da solução nutritiva utilizada na adubação básica do experimento. | 24 |
| Tabela 6. Parâmetros de isoterma de Langmuir e de Freundlich estimados por meio de ajustes de regressão linear para os solos estudados. | 33 |
| Tabela 7. Coeficientes de correlação linear simples entre parâmetros das isotermas de adsorção de Langmuir e de Frundlich e as características do solo que refletem o fator capacidade de fósforo. | 39 |
| Tabela 8. Equações de regressão estimadoras do fósforo recuperado pelos extratores Mehlich-1e Resina (\hat{Y}), em função das doses de P_2O_5 aplicadas (x), nos quatro tipos de solo. | 40 |
| Tabela 9. Níveis críticos de fósforo nos solos pelos extratores Mehlich-1e Resina de troca aniônica para obtenção de 90% da produção máxima na planta. | 45 |
| Tabela 10. Coeficientes de correlação linear simples entre os níveis críticos de P no solo pelos extratores Mehlich-1 e Resina de troca aniônica com características químicas do solo. | 46 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Dados meteorológicos diários da casa de vegetação no período do experimento.... | 19 |
| Figura 2. Difratoograma de raio-x da fração argila para amostras dos solos estudados. Radiação CuK α | 28 |
| Figura 3. Ajuste do modelo hiperbólico da isoterma de adsorção de Langmuir para as doses P estudadas em TCo (A) e o CXbe (B). | 31 |
| Figura 4. Ajuste do modelo hiperbólico da isoterma de adsorção de Langmuir para as doses P estudadas em CXve (A) e RY (B). | 32 |
| Figura 5. Doses de P estimadas para 90% da produção máxima de massa seca da parte aérea para o TCo (A), CXbe(B), RY (C) e CXve (D). | 48 |
| Figura 6. Nível crítico de P na massa seca da parte aérea para 90% da produção máxima para o TCo (A), CXbe (B), RY (C) e CXve (D). | 50 |
| Figura 7. Crescimento da planta em altura (cm) para o TCo (A), CXbe (B), RY (C) e CXve (D)..... | 50 |
| Figura 8. Crescimento da planta em diâmetro caulinar (mm) para o TCo (A), CXbe (B), RY (C) e CXve (D). | 50 |
| Figura 9. Crescimento da planta em área foliar (cm ²) para o TCo (A), CXbe (B), RY (C) e CXve (D)..... | 50 |

1. RESUMO

Objetivou-se com este trabalho avaliar a capacidade máxima de adsorção de P em quatro tipos de solo e a sua correlação com características químicas e físicas do solo, bem como os níveis críticos de P no solo e na planta e a eficiência dos extratores Mehlich-1 e Resina de troca aniônica na quantificação do P disponível para plantas de mamoneira nos solos estudados. Foram utilizadas amostras de quatro solos de diferentes regiões do Nordeste, tendo apresentado variação de características químicas e físicas dentro de cada classe. Para avaliar a capacidade máxima de adsorção de P (CMAP), os valores de quantidade de P adsorvido ao solo e de concentração de P na solução de equilíbrio foram ajustados à isoterma de Langmuir e Freundlich. A capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) dos solos variou de 0,2793 mg g⁻¹ a 0,3954 mg g⁻¹ nos solos estudados, tendo sido o RY com maior teor de argila (330 g kg⁻¹), o que adsorveu maior quantidade de P. A isoterma de Langmuir foi mais eficiente na determinação da CMAP dos solos estudados quando comparada à isoterma de Freundlich. Os valores encontrados para a CMAP dos solos são menores do que aos de outras regiões do país. Os valores de P-rem encontrados, apresentaram variação nos solos, tendo variado de 16,28 mg L⁻¹ a 43,73 mg L⁻¹, e o maior valor foi observado no TCo com 135,6 g kg⁻¹ de argila. O extrator Melich-1 foi mais eficiente na extração de P para o TCo, o CXbe e CXve, em relação à Resina trocadora de íons, independentemente da dose aplicada. Os níveis críticos de P no solo para 90% da produção máxima variaram de 21,33 mg dm⁻³ a 416,64 mg dm⁻³ para o extrator Mehlich-1 e de 30,70 mg dm⁻³ a 177,51 mg dm⁻³ para a Resina de troca aniônica.

Palavras-chave: isoterma de Langmuir, níveis críticos de fósforo, mamoneira.

ADSORPTION AND PHOSPHORUS AVAILABILITY FOR THE INITIAL GROWTH OF THE CASTOR OIL PLANT IN SOILS WITH DIFFERENT TEXTURES. Botucatu, 2011. 72 fls. Tese (Doutorado em Agronomia/Agricultura) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho.

Author: JOSÉ FÉLIX DE BRITO NETO

Adviser: LEONARDO THEODORO BÜLL

2. SUMMARY

The objective of this study to evaluate the maximum adsorption capacity of P in four soils and its correlation with chemical and physical characteristics of the soil as well as the critical levels of P is soil and plant efficiency and Mehlich-1 and Anion extractors Resin in the quantification of P available for the castor bean plants in the soils. Samples of four soils from different areas of the Northeast region of Brazil were used, and there was variation of chemical and physical characteristics within each class. In order to evaluate the maximum P adsorption capacity (MPAC), the values of the amount of P adsorbed to soil and P concentrations in the equilibrium solution were adjusted to the Freundlich and Langmuir isotherm. The maximum phosphorus adsorption capacity (MPAC) of the soils ranged from 0.2793 mg g⁻¹ to 0.3954 mg g⁻¹ in the studied soils, and the RY with the highest clay content (330 g kg⁻¹), adsorbed the highest amount of P. The Langmuir isotherm was more efficient in determining the MPAC of the studied soils than the Freundlich isotherm. The values found for the MPAC of the soils are lower than those in other regions of the country. The P-rem values found showed variation in the soils. They ranged ranging from 16.28 mg L⁻¹ to 43.73 mg L⁻¹ and the highest value was found in the TCo with 135,6 g kg⁻¹ clay. The Melich-1 extractor was more efficient at extracting P to TCo, to CXbe and to CXve than the ion exchange resin, regardless of the applied dose. The critical levels of P in soil to 90% of maximum yield ranged from 10.92 mg dm⁻³ to 369.63 mg dm⁻³ for the Mehlich-1 extractor and from 8.28 mg dm⁻³ to 125.86 mg dm⁻³ for the anion extractor resin.

Key-words: Langmuir isotherm, critical levels of phosphorus, castor oil plants.

3. INTRODUÇÃO

Pertencente a família Euphorbiaceae, a mamona (*Ricinus communis* L.) é considerada uma planta rústica e apresenta em seus inúmeros subprodutos, compostos de natureza química peculiares muito utilizadas pela indústria ricinoquímica na fabricação de shampoos, tintas vernizes, perfumes e outros (BELTRÃO; AZEVEDO, 2007). No Brasil, o cultivo da mamoneira é realizado nas regiões Sudeste, Sul e Nordeste, com destaque para a região nordeste com mais de 85% da área plantada com essa cultura, chegando a uma produção nacional de bagas de mais de 75%, com destaque para o estado da Bahia, sendo responsável pela maior área cultivada com essa oleaginosa (NAZARENO et al., 2011).

Apesar de sua rusticidade, a mamoneira pode ter seu crescimento e produtividade reduzida por diversos fatores, como por exemplo, a disponibilidade de nutrientes no solo (COSTA et al., 2011). Dentre os principais nutrientes exigidos por essa cultura, destaca-se o fósforo, sendo muito importante no teor de óleo, amadurecimento dos frutos e atividade enzimática (SEVERINO, et al., 2006). A maior parte dos solos do Brasil apresenta elevado grau de intemperismo, com grande quantidade de óxidos de ferro e alumínio, e argilas do grupo da caulinita, minerais caracterizados pela presença de cargas de superfície variáveis segundo a reação da solução do solo (ALLEN et al., 1989).

Dessa forma, o solo pode se comportar como fonte de P quando apresentar boa capacidade de suprimento de P às plantas, ou como dreno quando competir fortemente com as plantas pelo P, ficando a maior parte do P adicionado ao solo, fixada aos

colóides do solo e indisponível para as plantas. Com o aumento do intemperismo, os solos tornam-se mais eletropositivos passando a adsorver mais ânions, como os fosfatos (NOVAIS; SMYTH, 1999). Muitos desses solos intemperizados, e até mesmo os menos intemperizados, apesar de apresentar teores totais de P não tão baixos, mostram-se deficientes em P disponível, pela baixa solubilidade das principais formas de P encontradas e ou pela forte interação do fosfato com o solo, formando compostos de baixa solubilidade em solos onde se encontra ligados a diferentes combinações com ferro, alumínio, cálcio, matéria orgânica e outros elementos (ROLIM NETO et al., 2004).

O P faz parte de componentes estruturais das células, como ácidos nucléicos e fosfolipídios das biomembranas, bem como de componentes metabólicos armazenadores de energia, como o ATP. Apesar de sua grande importância para o crescimento e desenvolvimento das plantas, o P é um dos macronutrientes exigidos em menor quantidade, sendo o mesmo considerado um dos elementos que mais limitam a produtividade da maioria das culturas (GATIBONI, 2003). Sua adsorção é um fenômeno comum a todos os solos. Na região nordeste ocorrem diferentes classes de solo, desde o mais intemperizados aos menos intemperizados, com diferentes energias de adsorção de P. As reações de adsorção e de precipitação do P no solo iniciam-se assim que o P é adicionado, de forma que em solos ácidos e muito intemperizados, uma parte desse P é adsorvida à superfície dos minerais da fração argila como óxidos de ferro e e alumínio, e outra parte precipita com íons Fe e Al presentes na solução do solo. No entanto, em solos poucos intemperizados com pH variando de neutro a alcalino, parte desse P adicionado é adsorvida à superfície dos minerais da fração argila, e outra precipita com o Ca da solução do solo.

O conhecimento do teor de P disponível no solo é muito importante para uma adequada recomendação de adubação fosfatada visando aumento de produtividade na mamoneira, especialmente em solos da região nordeste, responsável pela maior área cultivada. Do ponto de vista prático, não é fácil separar as reações de adsorção das de precipitação de P no solo, sendo bastante utilizadas para isso, as isotermas de adsorção de Langmuir e Freundlich para descrever essa adsorção de P no solo (NOVAIS; SMYTH, 1999). Nesse sentido, objetivou-se com esse trabalho determinar os níveis críticos de P no solo e em plantas de mamoneira e avaliar a capacidade de adsorção de P de alguns solos da região nordeste, correlacionando com as características químicas e físicas do solo.

4. REVISÃO DE LITERATURA

4.1. A Mamoneira

Pertencente à família Euphorbiaceae com mais de 7.000 espécies, a mamoneira (*Ricinus communis* L.) é a única espécie do gênero *Ricinus*, que produz um óleo glicerídico, o qual é solúvel em álcool, dentre outras propriedades singulares, como o óleo com maior viscosidade. Essa espécie apresenta uma grande variação fenotípica, apresentando variação no porte, coloração do caule, folhas, inflorescências, tipos de cachos (tamanho, formato, com e sem acúleos, etc.) dentre outros aspectos morfológicos (BELTRÃO et al., 2001). Seu centro de origem é o continente africano, possivelmente a antiga abissínia, atual Etiópia, apresentando seis subespécies e 25 variedades botânicas, além de milhares de cultivares comerciais em todo o mundo (SAVY FILHO et al., 1999). É uma planta heliófila, utilizada para produção de bagas e teor de óleo, vegetando de forma excessiva quando sombreadas (BAHIA, 1995), de clima tropical equatorial, apresentando relativa adaptabilidade ambiental as regiões subtropicais, explorada comercialmente entre as latitudes 52° N e 40° S (WEISS, 1983).

Essa espécie não apresenta bom desenvolvimento em áreas com baixa fertilidade do solo, necessitando de aproximadamente 900 mm de chuva por ciclo para produzir bem e com viabilidade econômica. De acordo com Amorim Neto et al. (2001), essa cultura necessita de pelo menos 300 m de altitude, sendo seu ótimo ecológico de 650 m de

altitude, com temperatura média do ar em torno de 25°C, variando entre 20 e 30°C. A mamoneira apresenta metabolismo fotossintético C₃, menos eficiente quando comparado ao C₄ (D'YAKOV, 1986), no entanto é capaz de produzir grande quantidade de fitomassa. É uma espécie que apresenta alta taxa de alogamia, sendo predominantemente autógama (TÁVORA, 1982), com taxa de cruzamento podendo chegar a 40% (MOREIRA et al., 1996; BELTRÃO et al., 2001). A maioria das plantas apresenta frutos deiscentes, no entanto, existe no mercado cultivares do tipo indeiscente com grande importância econômica.

Botanicamente, o florescimento da mamona é classificado como simpodial, o ramo principal se desenvolve em posição vertical até a emissão da primeira inflorescência terminal. Após o aparecimento do racemo, algumas gemas situadas nos nós imediatamente abaixo são ativadas dando origem a ramos laterais (BELTRÃO; AZEVEDO, 2007). Assim o aparecimento da inflorescência dá-se sequencialmente, com determinado intervalo entre a emissão das inflorescências primárias e secundárias, secundárias e terciárias, etc. (SAVY FILHO, 2005). É uma planta monóica, com flores unissexuais masculinas e femininas ocorrendo numa mesma planta, numa mesma inflorescência, em torno de um eixo principal. Os principais fatores referentes à inflorescência são o comprimento, número de frutos e sua distribuição em torno da ráquis. De forma geral, as flores masculinas constituem de 50 a 70% e as femininas de 30 a 50%. Fatores genéticos e ambientais como o déficit hídrico ou temperaturas elevadas, afetam a expressão sexual, podendo induzir a formação de flores masculinas (SAVY FILHO, 2005).

A planta apresenta sistema radicular do tipo pivotante, podendo atingir profundidade de até 3 metros, e laterais projetam o sistema radicular até 1,25 metros de extensão. Seu caule é fistuloso glabro com coloração variando do verde ao roxo, apresentando nós salientes e destacados. Apresenta folhas com 5 a 11 lóbulos, com margens serrilhadas ou dentadas, e pecíolo longo, com glândulas nectaríferas. O limbo apresenta coloração semelhante ao do caule, variando de verde a roxo, com nervuras proeminentes na superfície inferior. Inicialmente, o crescimento inicial apresenta-se lento, com o processo de germinação ocorrendo de oito a vinte dias dependendo do vigor das sementes e das condições do ambiente onde as sementes foram colocadas para germinar, com temperatura de 14°C limitante para este processo e de máximo de 36°C e ótimo de 31°C, com umidade limite de 32% (MOSHKIN e PERESTOVA, 1986). No geral, a mamoneira apresenta um ciclo de 180 a 240 dias, sendo

recomendado o plantio no início da estação chuvosa. As sementes apresentam-se com diferentes tamanhos, formatos e grande variabilidade de coloração, contendo um teor de óleo entre 45-50% (SAVY FILHO, 2005).

A produção brasileira na safra 2008/2009, foi de 133 mil toneladas em 174 mil ha⁻¹, com produtividade média de 765 kg ha⁻¹, produtividade ainda muito baixa (CONAB, 2010). Neste caso, além do clima mais propício, o uso mais intenso de tecnologias têm sido rotineiro: variedades anuais, correção do solo com calcário e gesso e adubação com N, P e K têm sido realizados. O sucesso econômico dessa atividade está diretamente relacionado com o aumento da produtividade, pois reduz custos por unidade do produto, proporcionando margens superiores de rentabilidade para o produtor.

Para o mercado, a industrialização da semente da mamona resulta em dois produtos principais: a torta e o óleo bruto. A torta de mamona antes de ser utilizada para o consumo animal deve passar por um processo de desintoxicação, devido a quantidade de ricina presente nesse material, o mesmo deve ser feito quando utilizada diretamente como adubo, o qual apresenta efeito nematicida (SAVY FILHO, 2005). Dentre os principais componentes tóxicos presente na torta de mamona, encontra-se: Ricina (1,50%), Ricinina (alcalóide, 0,23%) e alergênicos da mamona (0,09 a 4,20%). Mesmo as sementes da mamona apresentando alta toxicidade, o óleo de ricino não é tóxico, pois a ricina, principal componente tóxico das sementes, não é solúvel em lipídeos, ficando restrita a torta (SEVERINO, 2005).

A grande importância dessa cultura deve-se a aplicabilidade de seu óleo, que apresenta em 90% de sua composição o ácido ricinoleico, que têm em sua estrutura química o grupo hidroxila, o qual confere ao óleo estabilidade quanto à viscosidade, que se mantêm quando em condições de variação térmica, diferente de outros óleos vegetais, que perdem sua viscosidade em altas temperaturas e solidificam-se em temperaturas amenas (SAVY FILHO et al., 1999). Do óleo da mamona originam-se inúmeros produtos, como tintas, vernizes, lubrificantes especiais, fluidos hidráulicos, plastificantes, agentes amaciadores, cosméticos, silicones, resinas, ceras, solventes desmoldantes, graxas especiais, fungicidas, bactericidas, emulsificantes, nylon, dentre outros (FREIRE, 2001b). De acordo com Santos et al. (2001), o óleo da mamona é utilizado na elaboração de próteses e implantes, substituindo o silicone em cirurgias ósseas, de mama e de próstata. É ainda o tipo de óleo ideal para motores que trabalham em alta rotação, como foguetes espaciais e sistemas de freios de automóveis,

isso por queimar sem deixar resíduos e tolerar temperaturas elevadas, não perdendo seu padrão de viscosidade.

Comparado ao diesel mineral, o biodiesel apresenta maior índice de cetano, conferindo-lhe uma melhor combustão e conseqüentemente, diminuição na emissão de poluentes. O biodiesel não é considerado uma substância inflamável, além de ser biodegradável e não-tóxico, fazendo com que o transporte, armazenamento e manuseio desse combustível seja muito mais seguro, quando comparados ao diesel do petróleo (ALMEIDA et al., 2004). A vários anos o Brasil vem discutindo a utilização de óleos vegetais como fonte energética. Em 1975, ano em que foi lançado o Plano de Produção de Óleos Vegetais para Fins Energéticos (Pró-óleo), planejava-se uma mistura de 30% de óleo vegetal ao óleo diesel, com perspectivas para sua completa substituição em longo prazo. Nas últimas décadas, têm-se verificado um cenário econômico cada vez mais favorável a produção do biodiesel e, não havendo dúvidas de que do ponto de vista social e ambiental, o aumento da produção do biodiesel é a melhor alternativa.

4.2. Importância do fósforo para as plantas

O fósforo é dos três principais macronutrientes, aquele exigido em menores quantidades pelas plantas. No entanto, trata-se do nutriente mais usado em adubação no Brasil. Tal situação é explicada devido a carência generalizada de P nos solos brasileiros e, também, porque o elemento tem forte interação com o solo. É um elemento considerado importante no metabolismo das plantas, participando na transferência de energia da célula, na respiração e na fotossíntese. É também componente estrutural dos ácidos nucleicos de genes e cromossomos, assim como de muitas coenzimas, fosfoproteínas e fosfolipídios. As limitações na disponibilidade de P no início do ciclo vegetativo podem resultar em restrições no desenvolvimento, das quais a planta não se recupera posteriormente, mesmo aumentando o suprimento de P a níveis adequados. O suprimento adequado de P é diferentemente dos demais nutrientes, essencial desde os estádios iniciais de crescimento da planta (GRANT et al., 2001).

As plantas absorvem P da solução do solo, única fração que está disponível imediatamente. Contudo, os teores em solução são muito baixos. Se for admitido

um solo com uma concentração em solução de $0,1 \text{ mg dm}^3$, em solo com 25% de água a quantidade de P desta solução, na camada arável, será apenas 50 g ha^{-1} , portanto insuficiente para suprir as necessidades de uma cultura. Isto significa que deve haver uma constante reposição de P em solução, o que se dá através da dissolução do P lábil, que está em equilíbrio com o P em solução. Tidmore (1930), citado por Novais e Smith (1999), observou que era necessária uma concentração de P de $0,16 \text{ mg L}$ para que diferentes plantas tivessem um crescimento satisfatório em solução nutritiva; entretanto, as plantas não respondiam a adubação fosfatada em solos que tinham $0,02 \text{ mg L}$ de P na sua solução, em condições não limitantes dos demais nutrientes e de umidade. Essa concentração corresponde a 12 g de P em um hectare desse solo, com 30% de umidade.

O H_2PO_4^- é a principal forma iônica de P presente na solução do solo em pH de 2,2 a 7,2, ocorrendo também o HPO_4^{2-} em menor proporção. Apenas entre pH 7,2 e 12,4 o íon HPO_4^{2-} torna-se predominante (LINDSAY, 1979). Essas são as formas iônicas absorvidas preferencialmente pelas células das raízes das plantas. Devido às baixas concentrações, a extensão radicular é de fundamental importância na absorção do P. Por maior que seja essa extensão, o volume de solo próximo das raízes é apenas uma pequena fração total do solo. Com a absorção do P ocorre uma depleção do P da solução em torno das raízes. A zona de depleção formada, geralmente se estende até uma distância de $0,2$ a $1,0 \text{ mm}$ ao redor das raízes, aumentando seu comprimento à medida que o solo se torna mais arenoso e com menor CTP (BARBER, 1995; MARSCHNER, 1995; VANCE et al., 2003). Para que a absorção continue, o elemento deve se dissolver da fase sólida movimentar-se por difusão, até a superfície das raízes. Esta difusão é afetada por diversas propriedades de solos, que podem facilitar ou diminuir a sua intensidade.

A concentração do P na solução do solo ($0,1$ a 10 mmol L) rapidamente é reduzida na zona de depleção, ao redor das raízes, na qual o teor de P raramente passa de $2,0 \text{ mmol L}$ (VANCE et al., 2003). No interior das células das raízes das plantas, entretanto, o teor de P é geralmente de 2 a 20 mmol L^{-1} , ou 1.000 a 10.000 vezes maiores do que no lado externo da membrana. Para que a planta continue absorvendo o P e possa acumular um teor normal ($2,5$ a $5,0 \text{ g kg}^{-1}$ de P na matéria seca) na parte aérea é necessário que haja uma absorção ativa do P da solução do solo, com gasto de energia metabólica.

Segundo Marschner (1995), em condições normais, uma planta crescendo em solo com pH de 5,5, o pH do citoplasma e de cerca de 7,3-7,6 e de 4,5-5,9 no vacúolo; a diferença de potencial eletroquímico entre a solução do apoplasto (solução do solo que banha o espaço livre aparente e o espaço livre do Donnan) e o citoplasma e de cerca de -120 a -180 mV; e deste para o vacúolo de -100 mV. Assim, o íon H_2PO_4^- precisa ser absorvido contra um gradiente de concentração e de carga elétrica por um processo ativo de absorção. Para que isto aconteça, a planta dispõe de bombas de prótons operando na membrana plasmática (as H^+ -ATPases) e no tonoplasto (neste caso também pode haver a ocorrência de bombas de prótons movidas pela quebra de pirofosfatos – as H^+ -PPiases). Essas bombas funcionando permitem a criação de um gradiente de potencial eletroquímico e de pH entre os lados da membrana plasmática e do tonoplasto.

Uma vez absorvido pelas células radiculares o P é transportado radialmente no simplasto em direção ao xilema. Bielecki (1973), citado por Vance et al. (2003), calcula que a velocidade deste deslocamento chega a 2 mm h. No cilindro central o H_2PO_4^- (ou mesmo o HPO_4^{2-}) é exudado no xilema, e deste transportado para parte aérea como H_2PO_4^- , por meio do fluxo transpiratório de água, e depositado no apoplasto das folhas e demais órgãos da planta, de onde novamente é absorvido ativamente seguindo o mesmo princípio observado nas células das raízes (MARSCHNER, 1995).

4.3. Fósforo no solo

O P é o 12º elemento mais abundante na crosta terrestre, e o 2º que mais limita a produtividade nos solos tropicais e o 1º elemento mais limitante na região semi-árida do Nordeste brasileiro (NOVAIS; SMYTH, 1999; SALCEDO, 2006). Esse comportamento é consequência de sua capacidade em formar compostos de alta energia de ligação com óxidos, conferindo-lhe alta estabilidade na fase sólida. A atuação de fatores e os processos de formação do solo sobre o material de origem alteram os minerais primários, produzindo novos compostos, cuja natureza depende do grau de intensidade de intemperismo (ANJOS et al., 1999). Assim, o solo pode ser considerado como fonte ou dreno de P, quando apresenta boa capacidade de suprimento ou quando compete fortemente com as plantas, fixando grande parte do P adicionado. Com o aumento do intemperismo, os solos mudam

gradualmente sua característica de fonte para a de dreno, tornando-se mais eletropositivos e com grande capacidade de adsorver ânions, como os fosfatos.

Solos em estágio avançado de intemperismo apresentam características como maior eletropositividade, menor capacidade de troca catiônica, aumento da adsorção aniônica, diminuição da saturação por bases, dentre outras. Nessas condições, o solo compete com a planta pelo elemento adicionado ao solo através da adubação, o que faz desse solo um dreno de P (NOVAIS; SMYTH, 1999). O P encontra-se em concentrações muito baixas na solução do solo naturalmente em solos tropicais e subtropicais (solos drenos), sendo limitante no desenvolvimento das plantas. No início da formação do solo ocorre a maior disponibilidade de P, já que os colóides inorgânicos são pouco intemperizados e a quantidade de sítios de adsorção é pequena, por isso, ele é retido com baixa energia, facilitando seu retorno à solução do solo (RHEINHEIMER et al., 1999). Parte do P da solução do solo é também imobilizado pelos organismos vivos. Após a morte desses microorganismos, parte desse P imobilizado permanece no solo na forma de compostos orgânicos e parte é mineralizado (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002).

Com o desenvolvimento do solo, as formas lábeis de P diminuem e as formas não lábeis aumentam, especialmente aquelas inorgânicas inativas. A participação do P orgânico aumenta e os processos biológicos tendem a governar a disponibilidade desse nutriente à biomassa (CROSS; SCHLESINGER, 1995). O teor total de P no solo varia de 200 a 5000 mg kg⁻¹, com valores médios de 600 mg kg⁻¹, dos quais 20 a 80% são formas orgânicas (LINDSAY, 1979; SCHACHTMAN et al., 1998). Sendo o teor de P solúvel muito baixo, há a necessidade de aplicação de adubos fosfatados em quantidades superiores às necessidades das plantas, em decorrência da alta capacidade de fixação química por componentes do solo (NAHAS, 1991).

O P do fertilizante remanescente no solo é lentamente transformado para formas menos disponíveis, por meio de reações de compostos insolúveis precipitados ou pela difusão para o interior dos óxidos (ENGELSTAD; TERMAN, 1980; BARROW, 1985; RAIJ, 1991). Na ausência de adições anuais de fertilizantes fosfatados a produtividade dependerá da quantidade e disponibilidade desse P residual acumulado no solo (BARROW, 1980). Segundo Sousa e Lobato (2003), pode-se recuperar, em ensaios de longa duração, todo ou algo muito próximo disso do P aplicado ao solo, em um horizonte de 7 a 10 anos de

cultivo. Assim, o P aplicado nos solos constitui uma reserva residual aproveitável pela cultura ao longo dos ciclos produtivos e que assim deve ser considerado.

A determinação do teor de P disponível no solo está entre as principais análises químicas utilizadas para avaliação da fertilidade do solo e recomendação de adubação. A avaliação da disponibilidade de P em um solo é complexa, porque a disponibilidade desse nutriente é resultante da ação integrada dos fatores Intensidade (I), Quantidade (Q) e Capacidade Tampão (FCP) desse nutriente no solo. O teor de P indicado nas análises químicas de solo feitas na maioria dos laboratórios de rotina do país fornece uma idéia apenas do valor Q, de modo que para a correta interpretação da capacidade de suprimento de P para as plantas se faz necessário o conhecimento do FCP do solo, que pode ser estimado a partir de características do solo que se correlacionam com o FCP, como teor de argila e P remanescente. Ultimamente, o uso do teor do P remanescente (Prem), têm se mostrado um bom estimador da capacidade de fixação e da CTP dos solos e têm sido utilizado extensivamente na recomendação da adubação fosfatada (Sousa e Lobato, 2003), principalmente no Estado de Minas Gerais (ALVAREZ V. et al., 1999).

4.4. Adsorção de fósforo

O principal fator que reduz a disponibilidade do P aplicado no solo para as plantas é a sua fixação no solo pelo fenômeno da adsorção. De acordo com Lopes e Cox (1979), o processo de adsorção do P pelos óxidos e hidróxidos de ferro e de alumínio é o principal fator envolvido na fixação do P, mas, do ponto de vista agrônomo prático, a percentagem de argila dos solos é a variável mais adequada para estimar a capacidade de fixação de P e/ou sua CTP. Os níveis críticos no solo variam em conformidade com a capacidade tampão de fosfato (CTP) do solo ou seu teor de argila, um estimador prático dessa CTP. Isto é particularmente verdadeiro quando se usa extratores de P sensível a CTP do solo, como o Mehlich-1 (ALVAREZ V., 1999) e pouco aplicável com o uso da resina de troca aniônica (RAIJ et al., 1996; SILVA, 1999). Assim, Sousa e Lobato (2003) têm estabelecido faixas de interpretação da fertilidade do solo baseado nos teores de argila dos solos.

Em geral, quanto maior o teor de argila do solo, maior sua CTP e menor o nível crítico de P disponível no solo para o alcance da produtividade máxima

econômica. No entanto, maior é a quantidade de P_2O_5 que deve ser aplicado ao solo para que ele possa ter seus baixos teores disponíveis naturais elevados para as condições ideais de cultivo, com subseqüentes maiores efeitos residuais da adubação fosfatada (NOVAIS; SMITH, 1999). Os teores críticos de P no tecido da planta também sofrem modificações com a variação da CTP dos solos, sendo maiores em solos arenosos e menores em solos argilosos, conforme mudam as participações relativas dos “pools” internos de P orgânico (Po), estrutural, e P inorgânico (Pi), metabólico e facilmente redistribuído na planta, no conjunto do teor total de P nas células das folhas (NOVAIS; SMITH, 1999).

O fenômeno de retenção de P no solo é conhecido há mais de um século pelo que descreve o trabalho de Tomas Way (1850), citado por Sample et al. (1980). De acordo com Novais e Smyth (1999), no Brasil, há vários anos que a adsorção e disponibilidade de P no solo vêm sendo estudada em várias regiões, entretanto no Nordeste o nível de informações sobre o comportamento desse nutriente no solo ainda é baixo.

Embora a adsorção inicial de P ao solo proporcione aspecto altamente positivo, o “envelhecimento” dessa adsorção, com a formação de P não-lábil, torna-se problema. Querer manter a alta concentração de P na solução do solo, necessária para uma alta e rápida absorção pela planta, é incompatível com o que se observa na prática: imobilidade desse elemento pela sua intensa e rápida adsorção no solo. O P em solução é definido de maneira clara, embora a sua determinação seja difícil, em decorrência da dificuldade de extrair soluções de solo. Os teores de P na solução do solo são, em geral, baixos, da ordem de 0,1 mg L de P, sendo quase sempre inferiores a esse valor, o que é decorrência da baixa solubilidade dos compostos de P existentes no solo e da alta capacidade de adsorção do elemento pelas suas partículas (NOVAIS; SMITH, 1999).

Como citado anteriormente, podem-se conceber as diferentes reservas de P no solo dentro dos fatores de disponibilidade intensidade (I, P na solução do solo), Quantidade (P disponível adsorvido fracamente sobre as partículas dos solos ou mineralizável em equilíbrio com o P na solução do solo) e capacidade tampão FC (resistência do solo em deixar variar a concentração de P na solução, medida pela relação I/Q). O P lábil (que define a reserva do fator Q) esta em equilíbrio rápido com o P da solução. Ele é representado por formas meta-estáveis de compostos de P ainda mal formados. Essa forma de P tem sido determinada através de troca isotópica com P radioativo. O P não-lábil, responsável pela maior

parte do P inorgânico do solo e representada por compostos insolúveis e que só lentamente podem se transformar em fosfatos lábeis. O fator capacidade pode ser definido como sendo a habilidade do solo (fator quantidade) em manter uma definida concentração de um nutriente na solução (fator intensidade). O fator capacidade é, então, o equilíbrio (ligação) existente entre quantidade e intensidade. Quanto à fertilização de solos com diferentes valores de fator capacidade (FC), pode-se dizer que a elevação do nível de crescimento máximo das plantas, por exemplo, irá requerer doses bem mais elevadas de P nos solos com alta FCP.

Os processos de adsorção e dessorção representam as principais formas de interação de íons fosfatos com a fase sólida do solo: óxidos, hidróxidos, argilominerais, carbonatos e matéria orgânica (PIERZYNSKI et al., 2000). A transferência de íons da solução do solo para a fase sólida do solo consiste no processo de adsorção de P (MCBRIDE, 1994), e os diferentes mecanismos bem como os graus de energia em que ocorre esse processo, são responsáveis pelo grau de reversibilidade de suas reações (CAMARGO, 2001). De acordo com Pierzynski et al. (2005), os ortofosfatos presentes na solução do solo comportam-se como base dura de Lewis e apresentam uma tendência para formar complexos de esfera externa ou interna com ácidos duros de Lewis (H, Mg, Ca, Fe e Al).

Os complexos de esfera externa se caracterizam pela presença de uma molécula de água presente entre o grupo funcional de superfície e o íon fosfato na solução. A molécula de água impede as ligações de caráter covalente por diminuir a energia de interação entre a interface sólido-ligante, no entanto, a energia de adsorção é suficiente para impedir que os íons ou moléculas sejam perdidos para o ambiente. De forma contrária, os complexos de esfera interna ocorrem pela adsorção direta do íon ao grupo funcional de superfície, resultando na formação de compostos muito estáveis com elevada energia de ligação (MEURER et al., 2006). Nos solos tropicais altamente intemperizados predomina a formação de complexos de esfera interna do P com os óxidos e hidróxidos de ferro e de alumínio e argilominerais (MEURER et al., 2006).

A adsorção do P ocorre pela troca de ligantes como OH_2^+ e OH^- da superfície desses compostos pelos fosfatos da solução e pela incorporação desse ânion na estrutura interna dos argilominerais (BERKHEISER et al., 1980; PIERZYNSKI et al., 2005). A adsorção é um processo espontâneo que ocorre logo após a adição de fósforo no solo. No

início, a reação é reversível e o processo de adsorção leva algum tempo para atingir o equilíbrio (REDDY et al., 2005). Tal fato é importante para manter a reposição do P na solução e a manutenção da fertilidade do solo. Em contato com o solo por longo período de tempo, o fósforo torna-se menos disponível com aparecimento de formas menos lábeis, as quais apresentarão pouca habilidade de fornecer fósforo para o meio (RAIJ, 1991; REDDY et al., 2005). Esse processo dependerá da afinidade do metal com o fosfato e da superfície específica das partículas (BERKHEISER et al., 1980). O incremento de P no solo através de fertilizantes agrícolas pode elevar o grau de saturação da solução, o que propicia as reações de precipitação dos ortofosfatos com íons de Fe, Al e Ca com formação de minerais amorfos desses compostos (REDDY et al., 2005). Esses minerais formados também apresentam diferentes graus de solubilidade. Entretanto, os precipitados são menos estáveis do que os complexos, podendo a reação ser reversível (PIERZYNSKI et al., 2000; McDOWELL et al., 2001), porém, com o passar do tempo podem assumir formas cristalinas e aumentar sua estabilidade (REDDY et al., 2005).

De forma geral, uma pequena fração de P sorvido é solubilizado, ou seja, é liberado da fase sólida para a solução por meio dos processos de desorção e dissolução. Esta é a razão pela qual ocorre em baixas concentrações na solução do solo entre $< 0,01$ a 1 mg P L^{-1} (BERKHEISER et al., 1980; RAIJ, 1991; PIERZYNSKI et al., 2000; PIERZYNSKI et al., 2005; REDDY et al., 2005). A distribuição das espécies químicas de ortofosfato na solução do solo, assim como sua constituição na fase sólida e sua biodisponibilidade estão diretamente relacionadas com o pH (BERKHEISER et al., 1980; PIERZYNSKI et al., 2000; REDDY et al., 2005) do meio e pela presença de espécies de ânions orgânicos ou inorgânicos que competem por alguns sítios de adsorção (SINGH; LAL, 2005).

As espécies de ortofosfatos tendem a interagir com os minerais de Fe e Al em pH menor que 5,8 e acima desse valor com os minerais Ca e Mg (SHARPLEY et al., 1995). Porém, a biodisponibilidade e a movimentação do fósforo no solo ocorre, geralmente, em valores de pH entre 6 e 7 (McDOWELL, 2004). Nos solos ácidos as condições de anaerobiose promovidas por sítios alagados, também atuam na solubilidade do fosfato. Nesses sítios, os baixos valores de Eh (menores que 300 mv) favorecem a redução dos fosfatos de

ferro ($\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$) diminuindo a energia de ligação. Assim, ocorre a liberação do fósforo para a solução. Por outro lado, a secagem do solo aumenta os teores de oxigênio do meio propiciando a oxidação desses sítios, os quais, a partir de então, atuam como um reservatório de fósforo. Mas, se a redução do fosfato de ferro ocorrer em condições alcalinas, à formação de fosfatos de cálcio será favorecida (REDDY et al., 2005). De acordo com SHARPLEY (1995), os complexos Al-P não são afetados pelas reações de óxido-redução promovidas pelas condições de anaerobiose.

Em adição, os produtos do metabolismo microbiano ou os exsudados de raízes de plantas superiores (ácidos orgânicos) contribuem principalmente para a solubilização dos fosfatos de cálcio. Além do mais, esses compostos competem pelos sítios de adsorção de P em razão da interação com os íons de Fe e Al (SINGH; LAL, 2005). Os fosfatos inorgânicos presentes no solo (> 70% do P total) são originários das rochas fosfáticas intemperizadas, principalmente as que contêm minerais de apatita e dos fertilizantes e adubos animais adicionados como complementação nutricional. Já a fração orgânica do solo é proveniente dos restos vegetais e animais, das células e resíduos de decomposição microbiana (PIERZYNSKI et al., 2005) e em alguns casos dos compostos orgânicos que constituem os insumos agrícolas orgânicos.

As principais formas de fósforo orgânico no solo são fosfato monoéster (açúcares, nucleotídeos e fosfatos de inositol) e diésteres (fosfolipídios e ácidos nucleicos) correspondendo a 33 - 100% e 0 - 44% do P orgânico total, respectivamente (SHARPLEY, 1995; PIERZYNSKI et al., 2000). As formas orgânicas de fósforo também agem como base de Lewis. Portanto, podem ser adsorvidas aos grupos funcionais de superfície dos compostos inorgânicos do solo (argilominerais, óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio) com diferentes energias de ligação, de modo que fiquem disponíveis ou não à mineralização (Pellegrini, 2005) ou susceptível às perdas para o ambiente. De acordo com PIERZYNSKI et al. (2000) a biodegradação das espécies orgânicas de P, a princípio, libera P orgânico dissolvido, o qual, com o tempo, é convertido em formas inorgânicas estáveis. O fósforo inorgânico pode, então, ser imobilizado ou absorvido pelos microrganismos e plantas, o que reduz temporariamente sua disponibilidade no meio (SINGH; LAL, 2005) e posteriormente,

ser liberado para a solução com a morte desses organismos (PIERZYNSKI, 2000), ou ainda ser adsorvido à matéria inorgânica e orgânica do solo.

Em razão do caráter aniônico da matéria orgânica do solo, a adsorção do ortofosfato quando ocorre é por intermédio de cátions como Ca, Al, e Fe que estão retidos em sua superfície (McBRIDE, 1994; GUPPY et al., 2005). Em virtude dessa característica, IYAMUREMYE et al. (1996), relata que a adição de material orgânico em solos ácidos pode contribuir para reduzir a adsorção do fósforo, visto que a decomposição desse material favorece a produção de OH^- , o qual compete com os íons fosfatos pelos sítios de adsorção; os íons hidroxilas contribuem para aumentar o pH do meio e nestas condições a interação do fosfato com os íons metálicos Fe e Al diminui; a mineralização da matéria orgânica libera SO_4^{2-} e F^- , compostos estes que apresentam alta afinidade com Al e Fe e dessa forma contribuem para liberar fosfato para o meio; os ácidos orgânicos liberados na decomposição da matéria orgânica solubilizam o fosfato de formas lábeis, deixando-o disponível.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. Localização e caracterização do experimento

O experimento foi conduzido durante os meses de outubro a dezembro de 2010 em casa de vegetação no Centro Nacional de Pesquisa de Algodão (Embrapa Algodão), em Campina Grande-PB (Apêndices 1 e 2), localizada na microrregião da serra da Borborema Paraibana, a uma altitude de 551 m com as coordenadas geográficas 7° 13' 50" S de latitude, 35° 52' 52" W de longitude, com 600 m de altitude e clima Aw (tropical chuvoso) segundo a classificação de Köppen, com temperatura média anual de 28,6°C e mínima de 19,5°C. Os valores de temperatura e umidade para o período de execução do experimento estão representados na Figura 1.

Foram utilizadas amostras de quatro solos com diferentes características químicas, físicas e mineralógicas, coletadas a uma profundidade de 0-30 cm, correspondente a camada arável, e conduzida ao local do experimento (Embrapa Algodão, Campina Grande-PB). Os solos foram escolhidos levando-se em consideração as áreas em que a Embrapa Algodão desenvolve pesquisas com a cultura da mamoneira, bem como ao fato de regiões produtoras, como é o caso do Cambissolo Háplico (CXbe) da cidade de Irecê-BA, cidade que possui a maior área cultivada com mamona do país. (Tabela 1).

As amostras de solo foram destorroadas, secas ao ar e passadas em peneiras de malha de 2 mm para caracterização química e física (Tabela 2), conforme Embrapa (1997). De forma geral, os solos utilizados apresentaram valores de pH próximos a neutralidade, bem como valores elevados de CTC e saturação por bases, não se fazendo necessário realizar a calagem dos solos.

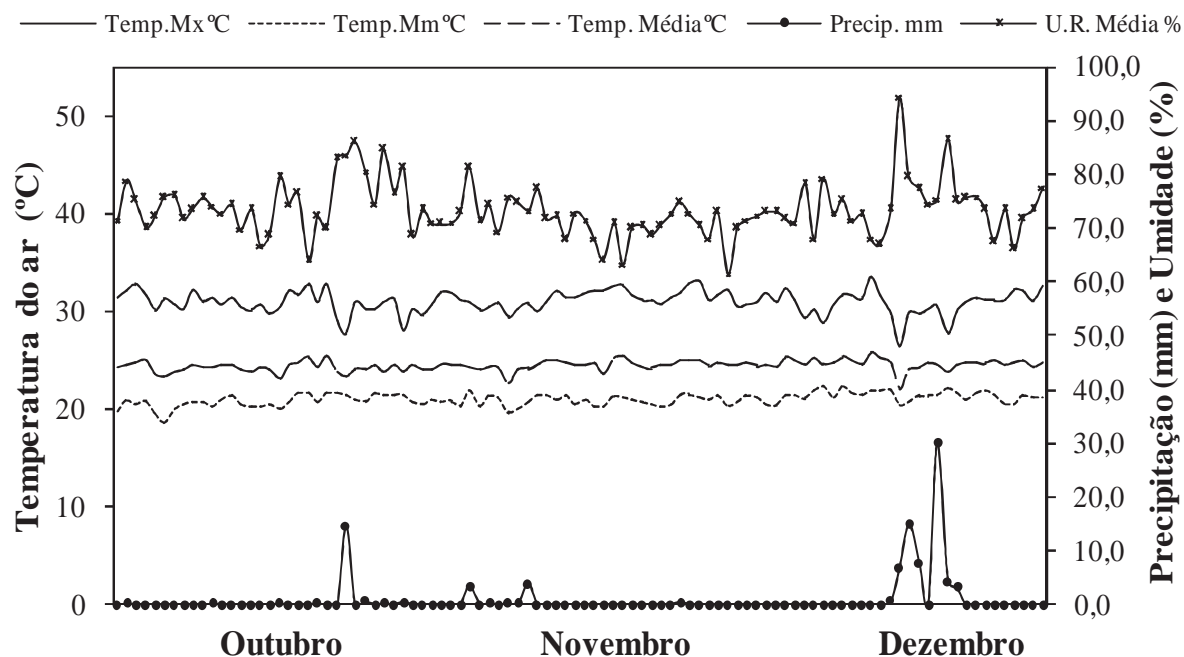


Figura 1. Dados meteorológicos em casa de vegetação para período de condução do experimento.

Tabela 1. Identificação, classe, profundidade e procedência das amostras dos solos estudados.

| ⁽¹⁾ Solo | Classificação textural | Procedência |
|--|------------------------|---------------|
| Luvissolo Crômico Órtico (TCo) | Franco arenoso | Itaporanga-PB |
| Cambissolo Háptico Eutrófico (CXbe) | Franco argilo arenoso | Irecê-BA |
| Neossolo Flúvico (RY) | Franco argiloso | Barbalha-CE |
| Cambissolo Eutrófico Típico (CXve) | Franco arenoso | Apodi-RN |

⁽¹⁾De acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2006): TCo: Luvissolo Crômico Órtico; CXbe: Cambissolo Háptico Eutrófico; RY: Neossolo Flúvico; CXve: Cambissolo Eutrófico Típico.

Tabela 2. Características químicas e físicas dos solos estudados.

| Características | Solos | | | |
|--|-------|-------|-------|-------|
| | TCo | CXbe | RY | CXve |
| pH H ₂ O (1:2,5) | 6,8 | 6,6 | 6,8 | 6,5 |
| Ca⁺² (mmol _c dm ⁻³) | 76,9 | 182,1 | 145,3 | 31,0 |
| Mg⁺² (mmol _c dm ⁻³) | 29,5 | 39,3 | 63,5 | 20,5 |
| Na⁺ (mmol _c dm ⁻³) | 1,1 | 0,7 | 1,1 | 0,5 |
| K⁺ (mmol _c dm ⁻³) | 5,1 | 13,5 | 4,8 | 6,2 |
| SB (mmol _c dm ⁻³) | 112,6 | 235,6 | 214,7 | 58,2 |
| H+Al (mmol _c dm ⁻³) | 12,4 | 38,0 | 28,1 | 12,4 |
| T (mmol _c dm ⁻³) | 125,0 | 273,6 | 242,8 | 70,6 |
| V (%) | 90 | 86 | 88 | 82 |
| Al⁺³ mmol _c dm ⁻³) | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| P mg dm ⁻³ (Melich-1) | 296,2 | 286,8 | 8,90 | 22,5 |
| P mg dm ⁻³ (RTA) | 75,0 | 130,5 | 10,5 | 18,0 |
| M.O (g kg ⁻¹) | 11,2 | 28,8 | 20,9 | 10,2 |
| P-rem (mg L ⁻¹) | 43,73 | 16,28 | 27,34 | 41,34 |
| Areia (g kg ⁻¹) | 726,4 | 716,8 | 450,1 | 726,6 |
| Silte (g kg ⁻¹) | 138,0 | 28,3 | 234,8 | 148,0 |
| Argila (g kg ⁻¹) | 135,6 | 254,9 | 330,0 | 125,4 |

5.2. Adsorção de fósforo

Foram retiradas sub-amostras de solo para determinação do P remanescente (P-rem). O fósforo P-rem foi determinado após agitação de 5 cm³ de cada amostra de solo durante cinco minutos com uma solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ contendo 60 mg L⁻¹ de P (H₂PO₄), e deixadas em repouso para decantação durante 16 horas (Alvarez V. et al. 2000). A diferença entre a quantidade de P adicionado e o quantificado na solução de equilíbrio após o período de agitação, representa o valor do P-rem. As concentrações de P utilizadas para o ajuste das isotermas de adsorção de Langmuir e Freundlich foram baseadas

nos valores de P-rem encontrados para cada solo de acordo com a metodologia proposta por Alvarez V. et al. (2000) presentes na Tabela 3.

Tabela 3. Valores de P-rem, níveis e intervalo para doses de P para determinação da capacidade máxima de adsorção de P.

| Solo | P-rem mg L ⁻¹ | Níveis | Intervalo | Doses de P CMAP |
|-------------|------------------------------------|---------------|------------------|------------------------------|
| | | | | mg L ⁻¹ |
| TCo | 43,73 | 1; 2; 4; 8 | 0 - 80 | 0,0; 10,0; 20,0; 40,0; 80,0 |
| CXbe | 16,28 | 1; 2; 4; 8 | 0 - 150 | 0,0; 18,75; 37,50; 75,0; 150 |
| RY | 27,34 | 1; 2; 4; 8 | 0 - 110 | 0,0; 13,75; 27,5; 55,0; 110 |
| CXve | 41,34 | 1; 2; 4; 8 | 0 - 80 | 0,0; 10,0; 20,0; 40,0; 80,0 |

P-rem = Fósforo remanescente, Alvarez V. et al. (2000)

Foram pesadas amostras de solo correspondentes a um volume de 2,5 cm³ e adicionadas em erlenmeyer de 250 mL. Em seguida, adicionou-se 25 mL da solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹, contendo P de acordo com as concentrações presentes na Tabela 3. Após agitação horizontal por 24 horas, as suspensões foram centrifugadas a 3.000 rpm durante cinco minutos e, em seguida, filtradas. O teor de P na solução de equilíbrio (sobrenadante) foi determinado por colorimetria (BRAGA; DEFELIPO, 1974). A quantidade de P adsorvida ao solo foi estimada pela diferença entre a quantidade de P encontrado na solução de equilíbrio e a quantidade de P adicionado, sendo esse processo feito em triplicata.

A partir dos dados obtidos em triplicata, foram construídas isotermas de adsorção de Langmuir e Freundlich, plotando-se a quantidade de P adsorvida ao solo (Q) na ordenada e a concentração de P na solução de equilíbrio (C) na abcissa.

A forma hiperbólica da equação de Langmuir é dada pela seguinte expressão:

$$\frac{X}{m} = \frac{(a+b+c)}{(1+a.c)}$$

Em que x/m é a quantidade de P adsorvido ao solo em mg P(x)/g solo (m); b é a CMAP do solo (mg g^{-1}) de P no solo; C é a concentração de P na solução de equilíbrio (sobrenadante) (mg L^{-1}); e a é a constante relacionada com a energia de adsorção do elemento ao solo (L mg^{-1}) (OLSEN e WATANABE, 1957). As constantes a e b foram estimadas através da equação linear de Langmuir, obtida pela transformação da equação hiperbólica, que corresponde a: $C/x/m = 1/ab + C/b$.

A forma linear da equação de Freundlich é dada pela seguinte expressão:

$$\log (x/m) = \log k + (1/n) \cdot \log (c)$$

Onde:

x/m : é a massa do soluto associada à fase sólida (mg kg^{-1});

C_e : é a concentração do soluto em equilíbrio na solução (mg L^{-1});

K_F : é o coeficiente de adsorção de Freundlich ($\text{cm}^3 \text{kg}^{-1}$);

n : estimativa do parâmetro de ajuste (adimensional).

A fração argila ($\emptyset < 0,002 \text{ mm}$) foi separada no laboratório de física da Embrapa Solos, conforme Embrapa (1997). As amostras foram analisadas em condição “ao natural” e sob os seguintes tratamentos: desferrificação por CBD (citrato-bicarbonato-ditionito de sódio), de acordo com Mehra e Jackson (1960); saturação com potássio e aquecimento por duas horas, após montagem da lâmina, nas temperaturas: 110° , 350° e 550° C ; saturação com magnésio e solvatação com etileno glicol, conforme Embrapa (1997) e Calderano et. al. (2009). Na amostra do RY foi realizado também o tratamento para eliminação da matéria orgânica. As lâminas foram preparadas de forma orientada, pelo método do esfregaço.

Os difratogramas foram confeccionados usando o programa Microcal Origin 6.0. São apresentados na seguinte ordem: amostra não tratada (Amostra total); amostra desferrificada e saturada com magnésio (Mg) e posteriormente solvatada com etileno glicol (MgEG); amostra desferrificada e saturada com potássio, com varreduras executadas à temperatura ambiente (K25) e, após aquecimento, nas temperaturas assinaladas (K110, K350 e K550). Os difratogramas foram interpretados com base nas tabelas do JC, além de tabelas e critérios de Thorez (1976), Brindley e Brown (1984) e Moore e Reynolds (1997). A grafia dos nomes está de acordo com Branco (1987).

5.3. Disponibilidade de fósforo

Depois de destorroadas e secas ao ar, o solo foi passado em peneiras de malha de 4 mm, e em seguida foram acondicionados aos vasos e pesados a um peso constante de 23 kg. Em seguida, cada tipo de solo recebeu, cinco doses de P, sendo o nível 8 correspondente à dose máxima de P recomendada por Alvarez V. et al. (2000), de acordo com o P remanescente (P-rem), aplicadas e homogeneizadas em 100% do volume de solo de cada vaso (20 dm^{-3}), seguindo a metodologia recomendada por Alvarez V. et al. (2000) conforme Tabela 4.

Tabela 4. Valores de P-rem, níveis e intervalo para doses de P para aplicação em 100% do volume de solo em ensaios de casa de vegetação.

| Solo | P-rem mg L^{-1} | Níveis | Intervalo | Doses de P para vaso |
|-------------|-----------------------------|------------|-----------|------------------------------|
| | | | | mg dm^{-3} |
| TCo | 43,73 | 1; 2; 4; 8 | 30 – 44 | 0,0; 43,75; 87,5; 175; e 350 |
| CXbe | 16,28 | 1; 2; 4; 8 | 10 – 19 | 0,0, 60, 120, 240 e 480 |
| RY | 27,34 | 1; 2; 4; 8 | 19 – 30 | 0,0, 51,25, 102,5, 205 e 410 |
| CXve | 41,34 | 1; 2; 4; 8 | 30 – 44 | 0; 43,75; 87,5; 175; e 350 |

Alvarez V. et al. (2000)

Cada unidade experimental constou de um vaso plástico de 20 L onde foi aplicada uma solução nutritiva completa (Hoagland e Arnon, 1950), de acordo com a (Tabela 5), com todos os nutrientes essenciais, variando apenas o P de acordo com as doses previstas nos tratamentos (Tabela 4), utilizando-se o superfosfato simples como fonte de P.

Após a aplicação das doses de P ao solo de cada vaso, seguiu-se um período de incubação por 15 dias, adicionando-se água destilada em quantidade correspondente a 50% da capacidade de campo para cada tipo de solo. Passado o período de incubação, foram retiradas sub-amostras de $0,2 \text{ dm}^{-3}$ de solo em cada vaso para determinação do P disponível pelo extrator Mehlich-1 Embrapa (1997), e resina trocadora de ânions.

Tabela 5. Composição da solução nutritiva utilizada na adubação básica do experimento.

| Nutriente | Concentração mg L⁻¹ | Fonte |
|------------------------|---------------------------------------|---|
| N | 196 | NH ₄ NO ₃ |
| P | 0,0 | P ₂ O ₅ |
| K | 234 | K ₂ SO ₄ |
| S | 64 | Na ₂ SO ₄ |
| Micronutrientes | | |
| B | 0,5 | H ₃ BO ₃ |
| Cu | 0,02 | CuSO ₄ .5H ₂ O |
| Fe | 1,0 | FeCl ₃ .6H ₂ O |
| Mn | 0,5 | MnCl ₂ .4H ₂ O |
| Mo | 0,01 | Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O |
| Zn | 0,05 | ZnSO ₄ .7H ₂ O |

Fonte: Hoagland e Arnon (1950).

Após o período de incubação o solo foi retirado dos vasos e colocados sobre uma bancada expostos ao sol para secar. Depois de secas, o solo foi novamente colocado nos vasos adicionando-se água destilada até atingir 70% da capacidade de campo, em seguida, foi realizada a semeadura de três sementes de mamona da cultivar BRS Energia em cada vaso. Dez dias após a emergência foi feito o desbaste eliminando-se duas plantas, deixando-se a planta mais vigorosa. Os vasos foram irrigados periodicamente com água destilada, mantendo-os com 70% de sua capacidade de campo, sendo a necessidade hídrica determinada pelo método da pesagem dos vasos através do peso médio de quatro vasos por bloco.

5.4. Delineamento experimental

O experimento foi montado em delineamento de blocos inteiramente casualizados com 20 tratamentos (4 solos x 5 doses de P) e quatro repetições, totalizando 80 unidades experimentais. Cada unidade experimental foi constituída de um vaso plástico sem dreno contendo 20 dm⁻³ de solo e uma planta de mamona.

5.5. Variáveis analisadas

No final do experimento foram tomados dados de altura da planta (ALT), diâmetro do caule (DC) e área foliar (AF), bem como dados de massa seca da parte aérea e massa seca da raiz (MSR). Para determinação da área foliar foi utilizada uma régua milimetrada, medindo-se o comprimento e a largura da folha, aplicando-se os valores à fórmula: $S = 0,2439 \times (P + T)^{2,0898}$ de acordo com (SEVERINO, et al., 2004) onde:

S = área foliar;

P = comprimento da nervura principal;

T = comprimento médio das nervuras laterais.

O diâmetro do caule foi medido na altura de 1 cm do solo com o auxílio de um paquímetro digital; a altura foi medida com uma régua milimetrada. Quarenta dias após a germinação, foi efetuado o corte da parte aérea das plantas de cada vaso a 1 cm do solo, separando a planta em parte aérea (caule e folha) e raiz. Em seguida, o material vegetal foi lavado em água corrente, e, posteriormente, com água destilada, submetido a uma pré-secagem ainda na casa de vegetação e acondicionado em saco de papel perfurado. Para completar a secagem, o material foi levado a uma estufa de circulação forçada de ar, a 65 °C, até peso constante, e depois pesado em balança analítica de precisão 0,01g para obtenção da massa da matéria seca. Depois de pesada, a matéria seca da parte aérea foi triturada em moinho tipo Wiley e mineralizada por digestão sulfúrica (Tedesco et al., 1995) sendo o P dosado nos extratos por colorimetria (BRAGA; DEFELIPO, 1974).

Por se tratar de um experimento em casa de vegetação, considerou-se como “máxima eficiência econômica” (MEE) a produção de matéria seca correspondente a 90% da “máxima eficiência física” (MEF) (dose de P responsável por 100% da massa seca da planta). A partir dos valores das doses de P para MEE e das equações de regressão, que estimam o P extraído dos solos pelo extrator e o P acumulado na planta, como variáveis das doses de P aplicadas, foram calculados os níveis críticos de P no solo e na planta.

O nível crítico de P na parte aérea foi obtido substituindo o valor da dose de P para 90% da produção máxima, na equação de regressão entre teor de P na matéria seca e as doses de P aplicadas. Substituindo a dose crítica de P na equação de regressão linear

entre as doses de P aplicado e o P recuperado pelo extrator Mehlich-1, estimou-se o teor crítico de P no solo.

5.6. Análise estatística

Os dados foram submetidos a análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Foram ajustadas equações de regressão relacionando a massa seca e a quantidade de P acumulada na parte aérea das plantas como variáveis das doses de P aplicadas e dos teores de P recuperados pelos extratores testados. Também foram ajustadas equações de regressão linear para estimar o teor de P recuperado pelos extratores Mehlich-1 e resina trocadora de ânions em função das doses de P aplicadas. Os parâmetros das isotermas de Langmuir e Freundlich foram correlacionados com características químicas e físicas dos solos estudados.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

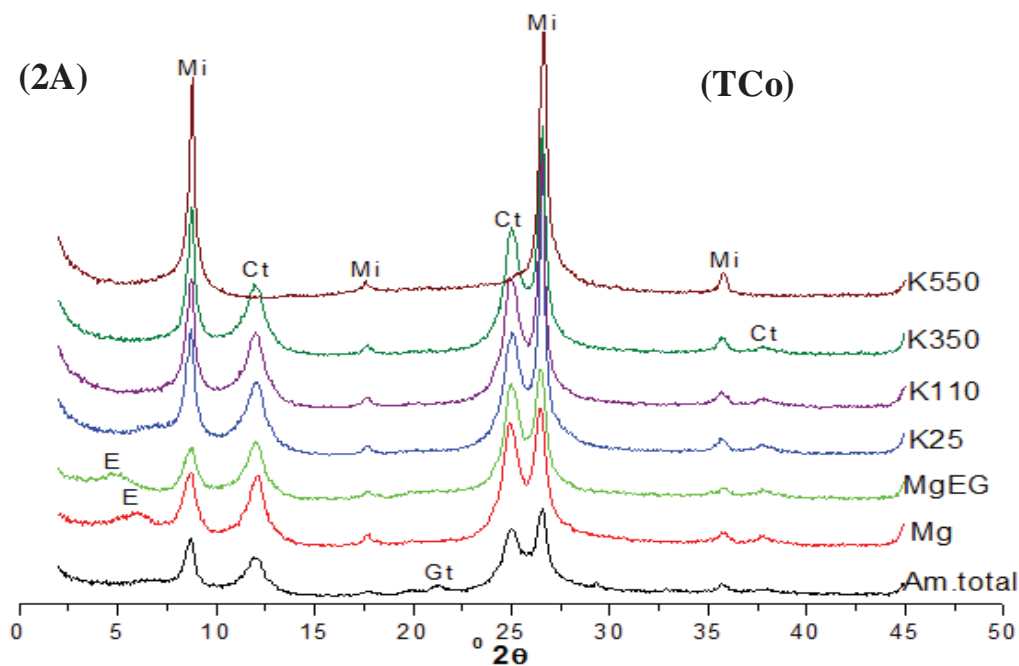
6.1. Análise mineralógica

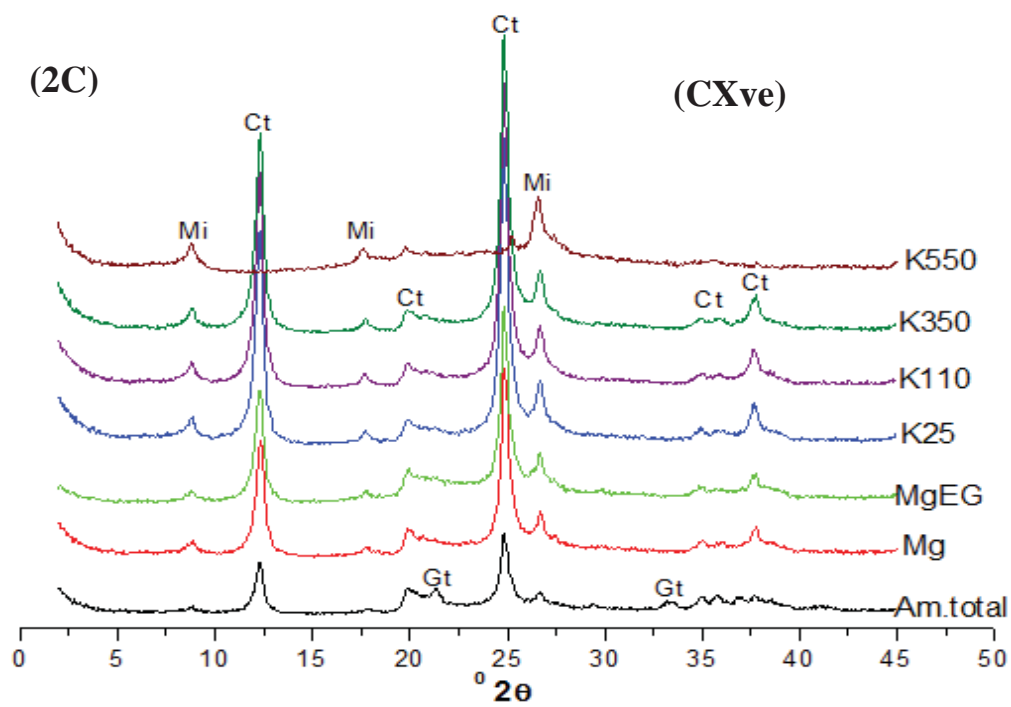
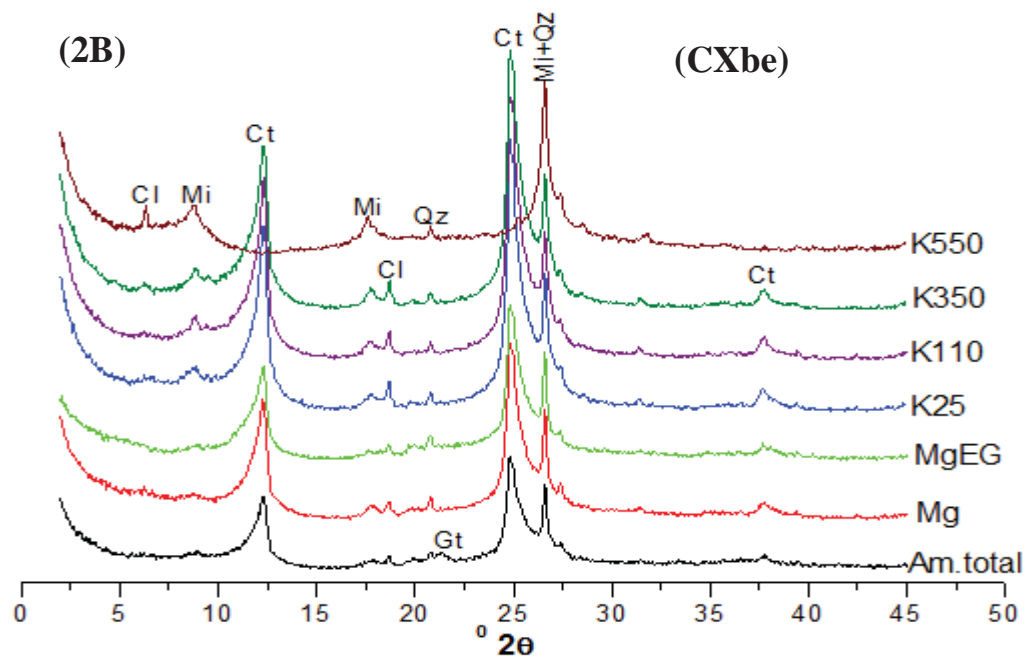
A análise da fração argila por difratometria de raio-X apresentou características mineralógicas diferenciadas dentre os solos analisados. Foram identificados minerais dos seguintes grupos: Caulinita (Ct), Mica (Mi), Eesmectita (E), Clorita (Cl), Goethita (Gt) e Quartzo (Qz). A presença da caulinita foi verificada em todas as amostras de solos analisadas. Com predominância nas amostras do CXbe (Figura 2B) e CXve (Figura 2C), bem como do RY (Figura 2 D), identificada por reflexões que ocorrem na região de $12,40^\circ$, $24,90^\circ$ e $37,70^\circ$ (2Θ).

A mica (termo inclusivo para ilita) ocorre também em todas as amostras, com predominância no TCo (Figura 2A), observadas através de reflexões, que ocorrem na região de $8,90^\circ$, $17,70^\circ$, $27,70^\circ$ e eventualmente a $35,70^\circ$ (2Θ), que permanecem estáveis aos tratamentos. A esmectita ocorre de forma mais expressiva na amostra do RY e de forma mais discreta TCo, através da reflexão que ocorre a $6,5^\circ(2\Theta)$ na amostra saturada com magnésio (Mg) que sofre deslocamento para $5,20^\circ(2\Theta)$ após o tratamento com etileno glicol (MgEG). No entanto, a clorita ocorre somente no CXbe, identificada pela pequena reflexão que ocorre na região de $6,30^\circ(2\Theta)$. Já a goethita ocorre no TCo e nos dois cambissolos, não ocorrendo no RY, verificada por pequena reflexão, que ocorre na região de $21,40^\circ(2\Theta)$, demonstrando maior grau de intemperismo desses solos.

O quartzo foi identificado nas amostra de TCo e de RY, através de pequena reflexão a $20,80^\circ (2\theta)$, estável em todos os tratamentos, com sua reflexão principal ocorrendo na região de $26,60^\circ(2\theta)$. Na amostra constituída do TCo (Figura 2A), verificou-se a presença de mica, caulinita, esmectita e goethita, cuja ordem $Mi > Ct > E > Gt$, indica uma estimativa da predominância dos minerais, realizada com base na expressão dos difratogramas. Para a amostra constituída por um CXbe (figura 2 B), observou-se a existência de caulinita, mica, clorita, quartzo e goethita, tendo a estimativa da predominância desses minerais de acordo com a ordem $Ct > Mi > Cl > Qz > Gt$ segundo a expressão dos difratogramas.

A análise da amostra de um CXve revelou a presença de minerais como caulinita, mica e goethita, em que a ordem $Ct > Mi > Gt$, demonstra a predominância desses minerais nesse solo (figura 2 C). Já a análise de difratograma para o RY demonstrou a presença de caulinita, esmectita, mica e quartzo, sendo essa ordem, $Ct > E > Mi > Qz$, que representa a predominância desses minerais nesse solo (Figura 2 D), já a ausência de goethita nesse solo demonstra sua preservação de minerais, podendo contribuir na disponibilidade de P para as plantas.





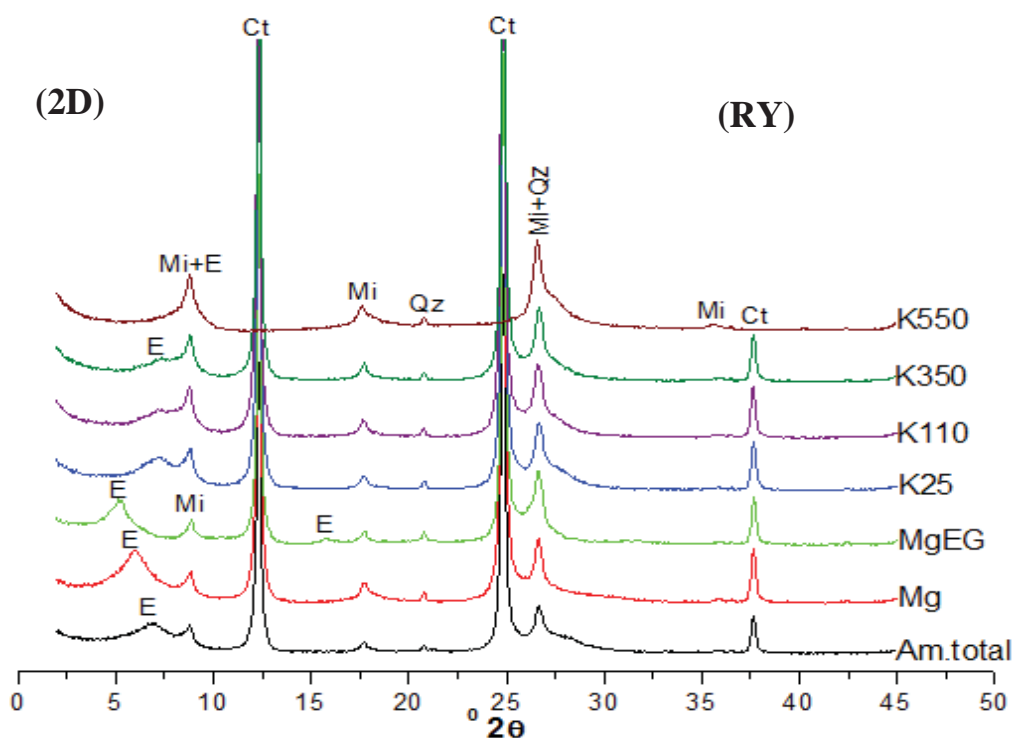


Figura 2. Difratoograma de raio-x da fração argila para amostras TCo (A), CXbe (B), CXve (C) e RY (D). Montagem orientada. Radiação $\text{CuK}\alpha$.

6.2. Adsorção de P

As isotermas de adsorção de P correspondente ao TCo e ao CXbe (Figuras 3A e 3B) demonstraram que as quantidades de fosfatos adsorvidas pelos solos, aumentaram com a concentração de P na solução de equilíbrio, inicialmente de forma mais intensa, no entanto, verificou-se redução na quantidade de P adsorvido quando se utilizou a dose mais elevada de P na solução de equilíbrio. Esse comportamento é semelhante aos que foram verificados por Falcão e Silva (2004) em trabalho realizado com Latossolos e Argissolos. A adsorção de P ocorre de forma muito rápida no solo na fase inicial, através de uma atração eletrostática (BARROW, 1985), seguida pela adsorção por oxidróxidos (PARFITT, 1978; BARROW, 1985; SANYAL; DE DATTA, 1991).

Segundo Novais e Smyth (1999), nessa reação, denominada quimiossorção, há troca de ligantes como OH^- e OH^{2+} da superfície dos óxidos, por fosfato da solução, caracterizando uma ligação predominantemente covalente. A maior velocidade de estabilidade do P adsorvido no TCo é razão da menor presença de argila, matéria orgânica, Ca

e elevada CTC, além da menor aplicação de P no sistema (Tabela 1), bem como em função da presença de goethita na fração argila desse solo (Figura 2).

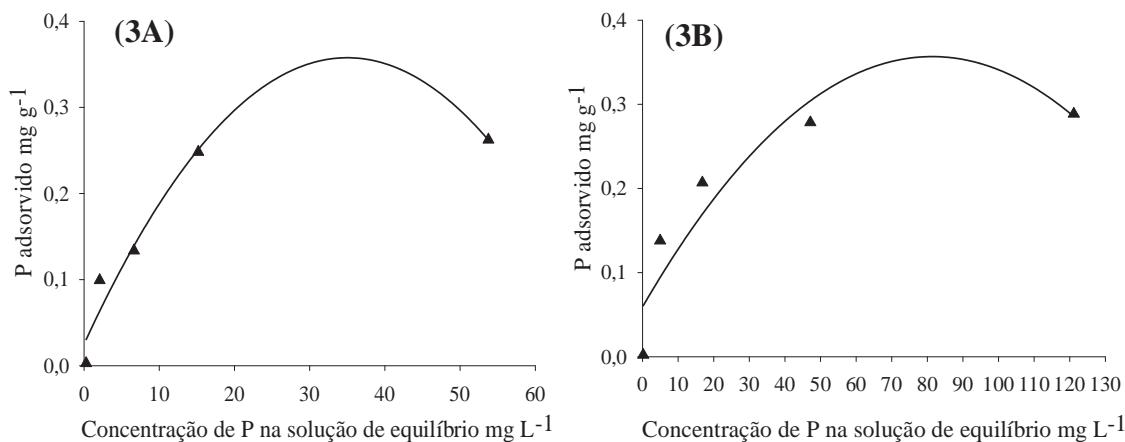


Figura 3. Ajuste do modelo hiperbólico da isoterma de adsorção de Langmuir para as doses P estudadas em um TCo (A) e o CXbe (B).

A adsorção de P pela goethita foi estudada por diversos autores, que, de forma geral, têm encontrado elevação da CMAP com o aumento do seu teor. Por exemplo, Torrent et al. (1990) sugerem que a adsorção de P pela goethita é simples e ocorre principalmente na face do cristal com índice de Miller 110. Quanto à hematita, alguns autores atribuem a adsorção de P às faces não basais do mineral (BARRÓN et al., 1988; TORRENT et al., 1990). Motta et al. (2002), avaliando a influência da mineralogia na adsorção de fósforo em Latossolos, verificaram que a adsorção, o teor total e as forma de P ligadas mais fortemente a Al e Fe aumentaram com o caráter oxidico dos solos. Nesse aspecto, os óxidos de Fe e Al da fração argila dos solos são considerados os principais responsáveis pela adsorção de fósforo, sendo a goethita a mais efetiva.

Para o CXve e o RY, (Figura 4A e 4B) as isotermas de adsorção de P apresentaram comportamento similar ao observado nos dois solos anteriores, verificando-se aumento na quantidade de P adsorvida, em função da quantidade de P na solução de equilíbrio, de forma mais acentuada inicialmente, com diminuição da quantidade de P adsorvido em função da maior concentração de P na solução de equilíbrio. Isso possivelmente se deve ao fato de todos os sítios de adsorção já estarem saturados, resultando em maior

concentração de P na solução de equilíbrio. No entanto, observando-se as figuras, é possível verificar diferenças na inclinação de algumas curvas, o que pode ser atribuído aos diferentes comportamentos dos solos e suas características físicas e mineralógicas relacionadas à adsorção de P.

Solos que apresentam acúmulo de minerais, como os minerais de argila 1:1 (caulinita) e 2:1 com Al na entrecamada (vermiculita e, ou, esmectita), presentes na argila apresentam superfícies hidroxiladas associadas aos grupos funcionais superficiais como aluminol (Al-OH) e silanol (Si-OH), os quais podem ter grande participação na adsorção de P (NOVAIS; SMYTH, 1999; PENN et al., 2005; KARATHANASIS; SHUMAKER, 2009). Assim, o comportamento da adsorção de P depende da natureza e da quantidade de sítios disponíveis na superfície dos minerais, sendo, dentro de uma mesma mineralogia, afetada positivamente pela maior quantidade de argila, conforme verificado por Pereira (1996), Valladares et al. (2003) e Falcão e Silva (2004).

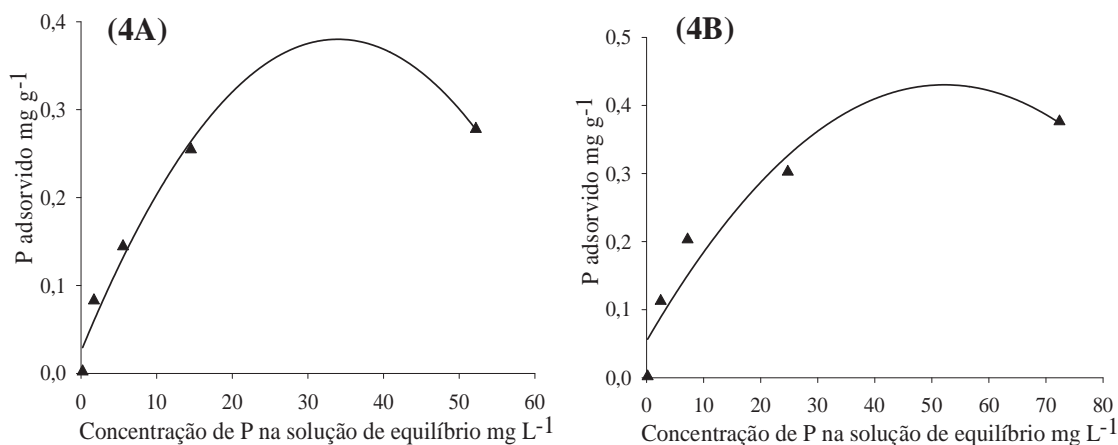


Figura 4. Ajuste do modelo hiperbólico da isoterma de adsorção de Langmuir para as doses P estudadas em um CXve (A) e um RY (B).

Os valores encontrados para P-rem estão apresentados na Tabela 6 e demonstram ampla variação nos solos estudados, variando de 16, 28 a 43,73 mg L⁻¹, podendo ser considerados solos com capacidade intermediária de adsorção de P, de acordo com os critérios apresentados por Alvarez V. et al. (2000) e Saadi (2000). A determinação do P-rem auxilia na interpretação da disponibilidade de P e o seu nível crítico no solo, possibilitando

inferir sobre a sua capacidade tampão de P no solo (GRILLI, et al. 2007). De acordo com a Tabela 6, o TCo apresentou maior valor de P-rem (43,73 mg L⁻¹), caracterizando-o como solo que apresenta baixo FCP, diferente do CXbe que apresentou menor valor (16,28 mg L⁻¹), sendo essa variação nos valores de P-rem, indicativo de que os diferentes solos estudados apresentam diferentes capacidades de adsorção de P, estando essas, diretamente relacionadas com as características químicas, físicas e mineralógicas desses solos.

Godinho et al. (1997), trabalhando com solos da região semi-árida do Rio Grande do Norte, obtiveram valores de P-rem que variaram de 32,11 a 44,63 mg L⁻¹, os quais apresentam menor amplitude do que os observados nesse estudo.

Tabela 6. Parâmetros de isoterma de Langmuir e de Freundlich estimados por meio de ajustes de regressão linear para os solos estudados.

| Solos | Equação de Langmuir | R ² | P-rem | CMAP | a | FCP _m |
|-------------|-----------------------|----------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| | | | mg L ⁻¹ | mg g ⁻¹ | L mg ⁻¹ | mL g ⁻¹ |
| TCo | C/q= 3,580C-12,59 | 0,98 | 43,73 | 0,2793 | 0,2843 | 0,0795 |
| CXbe | C/q= 3,361C-13,32 | 0,99 | 16,28 | 0,2975 | 0,2523 | 0,0750 |
| RY | C/q= 2,529C-12,17 | 0,98 | 27,34 | 0,3954 | 0,2078 | 0,0822 |
| CXve | C/q= 3,408C-10,18 | 0,98 | 41,34 | 0,2934 | 0,3348 | 0,0982 |
| Solos | Equação de Freundlich | R ² | k | | n | |
| TCo | C/q= 0,866C-1,749 | 0,85 | 0,018 | | 1,155 | |
| CXbe | C/q= 0,885C-1,731 | 0,85 | 0,014 | | 1,064 | |
| RY | C/q= 0,880C-1,71 | 0,83 | 0,019 | | 1,130 | |
| CXve | C/q= 1,880C-0,940 | 0,92 | 0,020 | | 1,137 | |

P-rem=Fósforo remanescente; CMAP=Capacidade máxima de adsorção de fósforo; a=energia de ligação; FCP_m=Fator capacidade máxima de fósforo; k e n= parâmetros de isoterma de Freundlich.

Os elevados coeficientes de determinação obtidos a partir das equações linearizadas das isotermas de Langmuir e Freundlich (Tabela 6) indicam que os modelos

matemáticos foram significativamente eficientes na quantificação de P adsorvido nos solos estudados, corroborando com Pereira e Faria (1998). Os valores para CMAP pelo modelo de Langmuir variaram de 0,2793 a 0,3954 mg g⁻¹ de solo, sendo o RY o solo que adsorveu a maior quantidade de P (0,3954 mg g⁻¹ de solo), conferindo a esse solo maior grau de intemperismo possivelmente devido a presença do maior teor de argila, Ca e M.O, podendo essa adsorção ser classificada como muito alta de acordo como os critérios preconizados por Alvarez V. et al. (2000). A fração argila é a porção mais ativa para esse fenômeno devido à sua alta área superficial específica (NOVAIS; SMYTH, 1999; VALLADARES et al., 2003; RANNO et al., 2007). Isso ocorre em razão da maior densidade de sítios ácidos de Lewis (Novais e Smyth, 1999) na superfície dos colóides do solo.

Com base nos coeficientes de determinação é possível observar que o modelo de Langmuir foi mais eficiente que o de Freundlich para determinação da CMAP nos solos estudados, mesmo havendo variação nos valores de k (0,014 a 0,020) e que os valores de n foram superiores a um em todos os solos, caracterizando solos com grande quantidade de sítios ativos conforme Sposito (1989) (Tabela 6). Essa quantidade de P adsorvida está coerente com o valor obtido para o P-rem no RY (27,34 mg L⁻¹), caracterizando-se como um solo com grande capacidade de adsorver P. Esse resultado deve-se em grande parte aos constituintes mineralógicos e granulométricos desse solo, o qual apresentou o maior teor de argila dentre os solos estudados, apesar de ter como principal constituinte mineralógico a caulinita, sendo um dos principais fatores que contribuem processo de adsorção de P, devido a sua estrutura mineralógica 1:1, quando comparada com os componentes oxídicos, predominando assim o teor de argila.

Alguns autores consideram que o teor de argila é o principal responsável por variações do FCP dos solos (MENDOZA, 1986; SINGH; GILKES, 1991; MOUGHLI et al., 1993), sendo comum encontrar na literatura correlação significativa e positiva entre o teor de argila e a CMAP dos solos. Quanto à energia de adsorção (a), houve ampla variação nos valores para os quatro solos estudados. Apesar do RY apresentar maior adsorção de P, foi o solo que apresentou menor energia de ligação (0,2078 L mg⁻¹) entre o íon fosfato e os colóides do solo, podendo-se assim inferir que apesar do alto valor da CMAP no solo, esse P encontra-se adsorvido por uma energia de ligação relativamente baixa, podendo tornar-se disponível às plantas com maior facilidade (Tabela 6). Comportamento semelhante

foi observado para o valor de FCP_m nesse mesmo solo, apresentando o segundo maior valor, caracterizando-se como um solo que apresenta grande resistência em seu fator intensidade, pois quanto maior o valor de FCP_m no solo, maior será sua resistência às mudanças no fator intensidade (I), seja por adição ou remoção de P.

Para os dois cambissolos (CXbe e CXve), verificou-se valores muito próximos para a CMAP, com $0,2975 \text{ mg g}^{-1}$ de solo para o CXbe e $0,2934 \text{ mg g}^{-1}$ de solo para o CXve pelo modelo de Langmuir, apesar de apresentar uma ampla variação nos valores de P-rem. No entanto, o modelo de Freundlich foi mais eficiente na quantificação de P adsorvido para o CXve do que para o CXbe com valores de k $0,020$ e $0,014$ respectivamente, com valores de n superior a um, demonstrando elevada quantidade de sítios ativos de adsorção. Apesar de esses solos apresentarem praticamente o mesmo valor para CMAP, estes apresentam teores de argila significativamente diferentes, sendo o CXbe o que apresentou maior teor ($254,9 \text{ g kg}^{-1}$), e o CXve com $125,4 \text{ g kg}^{-1}$ (Tabela 6). Segundo Novais e Smyth (1999), a fração argila é a porção mais ativa para esse fenômeno devido à sua alta área superficial específica, em razão da maior densidade de sítios ácidos de Lewis na superfície dos colóides.

Esse comportamento da CMAP observado pode ser explicado pelo fato do CXve apesar de apresentar menor quantidade de argila em sua constituição granulométrica, possui maior quantidade de goethita em sua constituição mineralógica, quando comparado ao CXbe. De acordo com Borggaard (1983) e Torrent et al. (1994), solos com maior quantidade de goethita geralmente fixam mais P, isso devido a sua superfície específica, o que favorece a fixação de P. Bahia Filho (1982) verificou que a goethita contribui com 86% do total da CMAP em amostras de solo do cerrado. Foram observados valores diferentes para energia de adsorção de P e FCP_m nos dois cambissolos. A maior energia de adsorção foi observada para o CXve ($0,3348 \text{ L mg}^{-1}$) e a menor no CXbe ($0,2523 \text{ L mg}^{-1}$), evidenciando-se um comportamento contrário aos valores da CMAP para esses solos. Esse comportamento está diretamente relacionado ao fato da quantidade de goethita ser maior no CXve do que no CXbe, mesmo esse tendo adsorvido maior quantidade de P (Tabela 6). Esses resultados se aproximam dos resultados encontrados por Moreira et al. (2006) em quatro solos (Cambissolo Háplico, Argissolo Vermelho-Amarelo, Neossolo Regolítico e Latossolo Vermelho-Amarelo) de

diferentes regiões do Estado do Ceará, com valores de CMAP variando de 0,1099 a 0,3448 mg g⁻¹ de solo.

O valor da CMAP tem sido utilizado na recomendação da adubação fosfatada (Woodruff e Kamprath, 1965). No entanto, segundo Novais e Kamprath (1979), apenas o uso da CMAP para predizer a quantidade de P dos solos para o crescimento de plantas não é suficiente, uma vez que os fatores, intensidade e capacidade são requeridos nos processos de predição das respostas das plantas à adubação fosfatada. Para Novais e Smyth (1999), talvez fique mais clara a necessidade de ter uma medida extensiva (quantidade adsorvida) e outra intensiva (qualidade de adsorção), como propostas por Holford e Mattingly (1976), denominada FCP_m (CMAP x energia de adsorção), com a CMAP tendendo a uma constante e a energia de adsorção variando conforme o status do P no solo.

Dentre os solos estudados, o TCo foi o que adsorveu menor quantidade de P (0,2793 mg g⁻¹ de solo) pelo modelo de Langmuir, no entanto, apresentou o segundo maior valor para energia de ligação de P (0,2843 L mg⁻¹) (Tabela 6). Essa menor quantidade de P adsorvida pode estar diretamente relacionada com a quantidade de argila presente nesse solo (135,6 g kg⁻¹), o mais arenoso dentre os solos estudados, e o baixo teor de matéria orgânica presente nesse solo (Tabela 2). De acordo com Sanyal e De Datta, (1991), o papel desempenhado pela matéria orgânica é ambivalente, uma vez que ela tanto pode adsorver o fósforo como também bloquear os sítios de adsorção que ocorrem nas superfícies das argilas e dos óxidos de ferro e alumínio. No entanto, esse alto valor para a energia de ligação pode estar relacionada a presença de goethita na composição mineralógica desse solo, fazendo com que o íon fosfato fique adsorvido aos colóides do solo por uma maior energia.

Os parâmetros de isoterma de Freundlich foram menos eficientes na quantificação de P do que o de Langmuir, com 0,018 para o valor de k e 1,155 para o valor de n (Tabela 6). Os óxidos de Fe e de Al são tidos como os constituintes da fração argila mais efetivos na adsorção de P (PARFITT, 1978), sendo a goethita considerada o principal componente da fração argila responsável por este fenômeno em solos do Brasil Central (BAHIA FILHO et al., 1983a). A maior capacidade de adsorção de P de solos goethíticos em relação aos hematíticos foi também constatada por Curi e Franzmeier (1984) e pode ser creditada, segundo Frossard et al. (1994), às diferenças quanto à facilidade de acesso dos fosfatos a grupos OH⁻ de superfície. Por afetar a extensão da superfície reativa do mineral, a

morfologia dos cristais dos óxidos de ferro também influencia na adsorção de P (TORRENT et al., 1990).

Com base na variação existente para os valores das variáveis analisadas ligadas a adsorção de P no solo, correlacionou-se essas variáveis com objetivo de se obter informações a respeito de quais constituintes estão relacionados com o processo de retenção de P no solo (Tabela 7). De acordo com a Tabela 7, apesar do baixo valor da correlação (-0,07**), verificou-se correlação significativa e negativa entre a CMAP e a EAP para os solos estudados. Esse resultado discorda dos resultados observados por Bahia Filho et al. (1983b) e de Ranno et al. (2007), os quais não observaram correlação existente entre a CMAP e a EAP. No entanto, Holford e Mattingly (1976) consideram que essa correlação pode ser baixa, dependendo do estado de P no solo. À medida que o solo vai ficando mais rico em P através de fertilizações, o solo se aproxima gradualmente do seu caráter fonte de P e energia de adsorção diminui gradualmente tendendo a zero (BAHIA FILHO et al., 1982a). Nesse sentido, quando se trabalha com diferentes tipos de solos, e cada um com histórico diferente de fertilizações, torna-se difícil encontrar alta relação entre a CMAP e a EAP.

A CMAP apresentou alta correlação positiva e significativa com o teor de argila (0,83**) (Tabela 7). Muitos autores consideram que o teor de argila é o principal responsável por variações do FCP dos solos. É comum encontrar na literatura correlação significativa e positiva entre o teor de argila e a CMAP dos solos (FALCÃO; SILVA, 2004). Essa variável tem, em geral, participação decisiva na adsorção de P, apresentando correlação significativa com a CMAP em diversos trabalhos (ROLIM NETO et al., 2004; MOREIRA et al., 2006). Sá Jr. et al. (1968), avaliando a retenção de fósforo em solos de Pernambuco verificaram que os valores da CMAP foram maiores em solos com maior teor de argila. De acordo com Ranno et al. (2007) a correlação existente entre a CMAP e o teor de argila demonstra a dependência do processo de adsorção de P, e de sua dinâmica na presença de constituintes com capacidade de sorver fosfato. Dessa forma, a concentração de argila e os atributos a ela associados podem prever a CMAP do solo, com ênfase no tipo da argila, pois a CMAP é diretamente influenciada pelos diferentes tipos de argila presentes no solo.

Houve correlação positiva da EAP com a FCPm e significativa e negativa com o teor de argila ($r = -0,91^{**}$), com a CTC ($r = -0,88^{**}$) e com a MO ($r = -0,73^{**}$). Entretanto, a EAP não apresentou correlação significativa com o P-rem e as constantes n e k

de Freundlich (Tabela 7). Resultado semelhante ao obtido neste trabalho foi observado por Bahia Filho et al. (1983b), os quais não obtiveram correlação significativa da EAP com atributos físicos, químicos e parâmetros de adsorção de fósforo. Novais e Kamprath (1979) obtiveram correlações significativas entre a EAP e atributos físicos, químicos e parâmetros de adsorção de fósforo.

Pelos coeficientes de correlação linear, houve correlação positiva do FCPm com o parâmetro da isoterma de Freundlich (k) e negativa com a saturação de bases (V). Não se observou correlação entre o P-rem e os atributos físicos e químicos, bem como os parâmetros de adsorção de fósforo, sugerindo maior influência da qualidade mineralógica da fração argila desses solos, em detrimento de seu teor, sobre os valores de CMAP e de Prem. O parâmetro de isoterma de Freundlich k correlacionou-se negativamente com a V, CTC e M.O dos solos estudados.

Corrêa et al, (2011) trabalhando com adsorção de P em 10 solos do estado de Pernambuco, observaram correlações altamente significativas entre os parâmetros de adsorção CMAP, P-rem e constante k de Freundlich. Houve correlação positiva e significativa do teor de argila com a CTC ($r= 0,90$) e com a MO ($r= 0,82$). Não houve correlação do pH com os parâmetros de adsorção de P. Esse resultado discorda do obtido por Pereira e Faria (1998) e Boschetti et al. (1998), que verificaram correlação existente entre o pH e os parâmetros relacionados a adsorção de P. Essa não correlação provavelmente pode estar relacionada ao fato de não haver uma variação ampla nos valores de pH dos solos trabalhados.

Tabela 7. Coeficientes de correlação linear simples entre parâmetros das isothermas de adsorção de Langmuir e de Freundlich e as características do solo que refletem o fator capacidade de fósforo.

| Variável | EAP ⁽¹⁾ | FCPm ⁽¹⁾ | P-rem ⁽²⁾ | k ⁽³⁾ | n ⁽³⁾ | Argila ⁽⁴⁾ | pH ⁽⁴⁾ | V ⁽⁴⁾ | CTC ⁽⁴⁾ | MO ⁽⁴⁾ |
|---------------|--------------------|---------------------|----------------------|------------------|------------------|-----------------------|-------------------|------------------|--------------------|-------------------|
| CMAP | -0,07** | -0,08ns | -0,33ns | 0,21ns | 0,43ns | 0,83** | 0,14ns | 0,04ns | 0,54* | 0,38ns |
| EAP | | 0,62** | 0,30ns | 0,38ns | 0,36ns | -0,91** | 0,06ns | -0,54* | -0,88** | -0,73** |
| FCPm | | | 0,05ns | 0,67** | -0,09ns | -0,33ns | 0,22ns | -0,85** | -0,58** | -0,31ns |
| P-rem | | | | 0,09ns | -0,06ns | -0,36ns | -0,14ns | -0,05ns | -0,33ns | -0,31ns |
| k | | | | | 0,12ns | -0,32ns | 0,12ns | -0,53* | -0,69** | -0,76** |
| n | | | | | | 0,32ns | -0,07ns | 0,006ns | 0,19ns | -0,10ns |
| Argila | | | | | | | 0,07ns | 0,24ns | 0,90** | 0,82** |
| pH | | | | | | | | -0,04ns | 0,02ns | 0,02ns |
| V | | | | | | | | | 0,48* | 0,33ns |
| CTC | | | | | | | | | | 0,95* |

Parâmetros da isoterma de Langmuir: ⁽¹⁾EAP é a energia de adsorção de fósforo e o FCPm é o fator capacidade máximo de fósforo.

⁽²⁾P-rem é o Fósforo remanescente (Alvarez V. et al., 2000). ⁽³⁾Constantes relacionadas com a isoterma de Freundlich.

⁽⁴⁾Características do solo que refletem o fator capacidade de fósforo.

6.3. Extração de fósforo

Os teores de P inicialmente verificados nos solos (Tabela 2) são classificados como baixo para RY e elevados para TCo, CXbe e CXve. Os elevados teores de P verificados no CXbe e CXve estão diretamente relacionados com sua gênese e ao seu material de origem, apresentando-se como solos naturalmente ricos em P. Os teores de P recuperados pelos extratores após o tratamento dos solos com doses crescentes diferiram em função do tipo de solo e do extrator utilizado (Tabela 8). O extrator considerado ideal é aquele capaz de extrair formas disponíveis de P para as plantas em solos com diferentes características químicas, físicas e mineralógicas, com adequação aos laboratórios de rotina, e correlacionando-se com a resposta das culturas e com os teores naturais do elemento no solo (BRAY, 1948).

Foram ajustadas equações de regressão entre as doses de P aplicadas e as quantidades de P recuperadas pelos extratores utilizados, verificando-se ajuste linear com maiores coeficientes de determinação para a resina de troca aniônica. Os teores de P recuperados pelos extratores utilizados apresentaram variabilidade elevada para a dose zero de P (Tabela 8), demonstrando o quanto esses solos são diferentes quanto às reservas de P disponível (Tabela 2), ou seja, os extratores foram de alguma forma, influenciados pelo fator capacidade tampão, o qual prediz a resistência do solo em ceder nutrientes (NOVAIS; SMYTH, 1999).

Dentre os extratores utilizados, o Mehlich-1 foi o que mais recuperou P dos solos independentemente da dose aplicada para o TCo, CXbe e o CXve (Tabela 8). No entanto, o fato de um extrator recuperar mais ou menos P não significa que esse seja melhor ou pior, depende de como as quantidades extraídas relacionam-se com a absorção das plantas. Esse comportamento pode ser explicado pelo fato de que na região nordeste ocorrem solos menos ácidos do que nas outras regiões do país, o que favorece a formação de compostos pouco solúveis de fosfato de cálcio (P-Ca) o que provavelmente ocorreu com o CXbe, TCo e CXve, os quais apresentam elevado teor de Ca^{2+} e pH próximo a neutralidade.

Dessa forma, os teores de P recuperados pelo Mehlich-1 podem estar superestimados, uma vez que esse extrator consegue deslocar P ligado a Ca e a óxidos de Fe e Al, formas indisponíveis às plantas. De acordo com Olsen e Khasawneh (1980), extratores ácidos dissolvem predominantemente o P ligado ao Ca e quantidades menores de P ligado a Fe

e Al, em função das características de solubilidade dos fosfatos o que permite inferir serem os extratores ácidos menos indicados para solos de regiões tropicais úmidas com predominância de caulinita e de óxidos de ferro e de alumínio na fração argila como é o caso dos solos estudados. Entretanto, a resina de troca aniônica extraiu mais P no RY do que o Mehlich-1 (Tabela 8).

Possivelmente, esse comportamento esteja relacionado ao pH elevado, e ao alto teor de argila, o que provavelmente provocou o desgaste do Mehlich-1, diminuindo assim, o seu poder de extração (BAHIA FILHO et al., 1983b) o que não ocorre com a resina devido ao período de agitação da solução solo-resina (GONÇALVES et al., 1989). Segundo Novais e Smyth (1999), em solos com maior teor de argila e elevada capacidade tampão de acidez, o pH inicial do Mehlich-1 é rapidamente elevado para valores próximos ao do solo. Ao mesmo tempo em que o SO_4^{2-} presente no extrator e que atua na troca com o P adsorvido, é também adsorvido rapidamente por sítios de adsorção não ocupados pelo P. Dessa forma, a atuação conjunta desses fenômenos, é responsável pela diminuição do poder de extração de P pelo Mehlich-1.

De acordo com Freire (2001a), se por um lado, o extrator sofre maior desgaste em solos menos ácidos, por outro, a solubilização de P-Ca pode superestimar o disponível, já que o P de compostos dessa natureza pode ser inacessível às plantas. Assim, esse comportamento pode ser um indicativo de que o P adicionado a esses solos são preferencialmente adsorvido aos colóides do solo, formando P-Fe e P-Al, ao invés de precipitar com Ca presente no solo, formando P-Ca.

O extrator de Mehlich-1 tem sido superior ao a resina de troca aniônica nos trabalhos de vários autores, sendo encontradas as maiores quantidades extraídas em solos com menor teor de argila. Pavan e Chaves (1996), trabalhando em Latossolo Vermelho Distroférico com 800 g kg^{-1} de argila, sob lavoura de café adensado, verificaram maior eficiência do extrator Mehlich-1, quando comparado ao extrator de resina. A resina de troca aniônica é pouco influenciada pela capacidade tampão do solo, pois não ocorre desgaste do extrator com as partículas do solo, como ocorrem com os demais extratores e se agrava com o aumento dos teores de argila (especialmente caulinita e óxidos de Fe e Al) que multiplica a superfície específica potencialmente atacada pelos agentes químicos usados nos extratores.

Tabela 8. Equações de regressão estimadoras do fósforo recuperado pelos extratores Mehlich-1 (M-1) e Resina (RTA), em função das doses de P₂O₅ aplicadas, nos quatro tipos de solo.

| Solos | Extra- tor | Fósforo aplicado (mg dm ⁻³) | | | | | Equações | R ² |
|-------|---------------|---|--------|--------|--------|--------|--------------------|----------------|
| | | 0,0 | 43,75 | 87,5 | 175 | 350 | | |
| | | Fósforo recuperado (mg dm ⁻³) | | | | | | |
| TCo | M-1 | 296,2 | 389,50 | 447,89 | 532,40 | 580,55 | y= 350,34+0,754* x | 0,85 |
| | RTA | 75,00 | 85,25 | 98,50 | 110,25 | 152,25 | y = 75,93+0,215* x | 0,99 |
| | | Fósforo aplicado (mg dm ⁻³) | | | | | | |
| | | 0,0 | 60,0 | 120 | 240 | 480 | | |
| | | Fósforo recuperado (mg dm ⁻³) | | | | | | |
| CXbe | M-1 | 286,8 | 356,96 | 384,09 | 395 | 471 | y=319,40+0,329* x | 0,88 |
| | RTA | 130,5 | 148,75 | 165,0 | 222,0 | 316,0 | y=125,30+0,395* x | 0,99 |
| | | Fósforo aplicado (mg dm ⁻³) | | | | | | |
| | | 0 | 51,25 | 102,5 | 205 | 410 | | |
| | | Fósforo recuperado (mg dm ⁻³) | | | | | | |
| RY | M-1 | 8,90 | 11,43 | 20,69 | 37,18 | 41,43 | y= 10,87+ 0,084* x | 0,86 |
| | RTA | 10,5 | 17,0 | 22,75 | 47,0 | 83,0 | y= 8,018+0,182* x | 0,99 |
| | | Fósforo aplicado (mg dm ⁻³) | | | | | | |
| | | 0 | 43,75 | 87,5 | 175 | 350 | | |
| | | Fósforo recuperado (mg dm ⁻³) | | | | | | |
| CXve | M-1 | 22,5 | 44,88 | 145,2 | 193,53 | 231,44 | y= 48,89+0,599* x | 0,82 |
| | RTA | 18,0 | 24,75 | 56,5 | 77,5 | 126,0 | y= 19,48+0,312* x | 0,97 |

*Significativo a 5% de probabilidade.

Para Silva e Raij (1999), a resina de troca aniônica, teoricamente extrai o P do solo de maneira semelhante à absorção das plantas. No entanto, para o CXbe, RY e CXve, os valores de coeficientes de determinação demonstram que mais de 85% na variação dos teores de P foram explicadas pelas equações referentes ao extrator Mehlich-1. Já para a resina de troca aniônica, observou-se valor superior, mais de 95% da variação nos teores de P, foram explicadas pela equação do CXbe e do CXve, exceto para o RY.

Na Tabela 8 também são apresentadas as equações de regressão que explicam a variação dos teores recuperados de P em função das doses aplicadas. Com base nos valores de coeficientes de determinação (R^2), observa-se que mais de 85% da variação dos teores de P no solo foram explicadas pelas equações referentes ao TCo para as duas equações. Já para o CXbe, RY e CXve, os valores de coeficientes de determinação demonstram que mais de 82% na variação dos teores de P foram explicadas pelas equações referentes ao extrator Mehlich-1. No entanto, para o extrator resina observou-se valor superior, mais de 95% da variação nos teores de P, foram explicadas pela equação do CXbe e do CXve, exceto para o RY (Tabela 8). O método que utiliza as resinas de troca aniônica, de uso bastante amplo, remove gradativamente e de forma contínua o P da solução do solo. Silva e Raij (1996) e Büll et al. (1998) demonstraram boa capacidade desse método de predição da disponibilidade de P do solo para diversas culturas.

Observando-se os teores de argila e P-rem em ordem crescente (Tabela 9), é possível observar a existência de dois grupos de solo, um com teor de argila abaixo de $135,6 \text{ g kg}^{-1}$ (TCo e CXve) e outro com teores acima de $254,9 \text{ g kg}^{-1}$ (CXbe e RY). O P-rem é uma característica que reflete o poder tampão ou fator capacidade de P do solo (MUNIZ et al., 1985). A variação no fator capacidade entre solos está associada à adsorção de P e algumas características ligadas ao fenômeno de adsorção, P-rem, conteúdo e natureza da fração argila (BAHIA FILHO et al., 1983a).

6.4. Níveis críticos de fósforo

A partir das doses de P estimadas para 90% da produção máxima e das equações ajustadas entre os teores de P recuperados pelos extratores Mehlich-1 e Resina em função das doses aplicadas, estimaram-se os níveis críticos de P no solo (Tabela 9). O conhecimento dos níveis críticos de nutrientes no solo e nos tecidos vegetais possibilita uma

recomendação mais precisa da adubação. Segundo Alvarez V. et al. (1988), o nível crítico corresponde ao teor do elemento na planta ou no solo abaixo do qual a taxa de crescimento ou a produção vegetal diminui significativamente, demonstrando a necessidade de adubação complementar. De forma geral, os níveis críticos de P no solo para 90% da produção máxima variaram em conformidade com o FCP do solo e do teor de argila, apresentando-se elevados, variando de 21,33 a 416,64 mg dm⁻³ para o extrator Mehlich-1 e de 30,70 a 177,55 mg dm⁻³ para a resina de troca aniônica. Essa variação provavelmente esteja relacionada com a variabilidade da natureza química, física e mineralógica de cada solo em estudo (Tabela 9).

É possível verificar que o extrator Mehlich-1 conseguiu extrair mais P do que a resina de troca aniônica para estimar os níveis críticos no solo (Tabela 9), discordando de alguns trabalhos encontrados na literatura. Oliveira et al., (2000) trabalhando com solos intemperizados, verificaram maiores valores para o nível crítico de P no solo através da resina de troca aniônica. Bonfim et al. (2004) estudando os níveis críticos de P em seis solos da Zona da Mata de Pernambuco, com diferentes teores de argila, também encontraram maiores níveis críticos de P no solo com a utilização resina de troca aniônica.

Na fertilidade do solo, o nível crítico de um elemento é considerado como a concentração desse elemento no solo responsável por uma produção de 90% ou 100%. Dessa forma, espera-se maior nível crítico em solos com maior CMAP, assim, quanto mais P o solo adsorve, menos P ficará disponível para as plantas. No entanto, o contrário tem sido observado, pois solos com baixa CMAP apresentam maior nível crítico. Nesse sentido, verificou-se que o nível crítico foi menor no RY, o qual apresenta 330 g kg⁻¹ de argila e conseqüentemente maior FCP (Tabela 9). No entanto, observou-se que os níveis críticos de P no solo aumentaram em função do menor teor de argila presente no CXve (125,4 g kg⁻¹) e no TCo (135,6 g kg⁻¹), porém, verificou-se nível crítico elevado para o CXbe que apresentou 254,9g kg⁻¹ de argila e elevado FCP (Tabela 9).

De forma geral, esses resultados demonstram que os níveis críticos são maiores em solos com menor teor de argila e maior valor de P-rem. De acordo com Bahia Filho et al. (1983a) deve-se levar em consideração não só a quantidade da argila, mas também sua qualidade, ou seja, sua natureza mineralógica.

Tabela 9. Níveis críticos de fósforo nos solos pelos extratores Mehlich-1 e Resina de troca aniônica para obtenção de 90% da produção máxima na planta.

| Solo | Argila ----g kg ⁻¹ ---- | P-rem -----mg L ⁻¹ ----- | Níveis críticos de P no solo | |
|-------------|---------------------------------------|--|---|--------|
| | | | Mehlich-1 -----mg dm ⁻³ ----- | Resina |
| TCo | 135,6 | 43,73 | 416,64 | 94,83 |
| CXbe | 254,9 | 16,28 | 362,28 | 177,51 |
| RY | 330,0 | 27,34 | 21,33 | 30,70 |
| CXve | 125,4 | 41,34 | 111,33 | 52,03 |

Para Novais e Smyth (1999), a competição entre planta e solo pelo P aplicado como fertilizante, faz com que a planta se ajuste e utilize de forma mais eficiente o P disponível. Dessa forma, quando o P é o único fator limitante à produção, além das variações decorrentes entre espécies ou cultivares, idade do tecido vegetal, forma do nutriente, interação entre nutrientes e condições ambientais, os atributos do solo que refletem o fator capacidade de P também devem ser considerados na interpretação dos níveis críticos de P em plantas (MUNIZ et al., 1985).

Realizou-se uma correlação linear com objetivo de se verificar a relação existente entre o nível crítico de P no solo pelos extratores Melich-1 e Resina com os atributos do solo (Tabela 10). Apesar dos baixos coeficientes de correlação existentes entre o nível crítico de P no solo pelos extratores, observou-se correlação significativa e negativa com maior coeficiente para o nível crítico de P no solo com o extrator Melich-1 e a CMAP, de forma. Não houve correlação entre a energia de adsorção e os níveis críticos de P no solo pelos extratores estudados. No entanto, para o FCPm, verificou-se correlação negativa e significativa com o nível crítico pelo extrator Melich-1. Já para o P-rem e o teor de argila do solo, não se observou correlação existente com o nível crítico de P para os dois extratores (Tabela 10).

Tabela 10. Coeficientes de correlação linear simples entre os níveis críticos de P no solo pelos extratores Mehlich-1 e Resina de troca aniônica com características químicas do solo.

| Variáveis | CMAP ⁽¹⁾ | EL ⁽²⁾ | FCPm ⁽³⁾ | P-rem ⁽⁴⁾ | Argila ⁽⁵⁾ | NCM ⁽⁶⁾ | NCR ⁽⁷⁾ |
|---------------|---------------------|-------------------|---------------------|----------------------|-----------------------|--------------------|--------------------|
| CMAP | | -0,77** | -0,08ns | -0,33ns | 0,83** | -0,71** | -0,49* |
| EL | | | 0,62** | 0,30ns | -0,91** | 0,17ns | -0,05ns |
| FCPm | | | | 0,05ns | -0,33ns | -0,58* | -0,56ns |
| P-rem | | | | | 0,36ns | 0,14ns | -0,02ns |
| Argila | | | | | | -0,38ns | 0,03ns |

⁽¹⁾Nível crítico de P no solo pelo extrator Resina; ⁽²⁾Nível crítico de P no solo pelo extrator Melich-1; ⁽³⁾Teor de argila no solo (g kg⁻¹); ⁽⁴⁾Fósforo remanescente (Alvarez V. et al., 2000); ⁽⁵⁾Fator capacidade máxima de P; ⁽⁶⁾Energia de ligação; ⁽⁷⁾Capacidade máxima de adsorção de P.

As curvas de respostas para produção de massa seca da parte aérea da mamoneira às doses de fósforo aplicadas no TCo, CXbe, RY e CXve são apresentadas nas Figuras 5 (A, B, C e D). A produção de massa seca da parte aérea das plantas em função das doses de P aplicadas ajustou-se a modelos quadráticos com elevados coeficientes de determinação, com incrementos decrescentes (Lei de Mitscherlich) entre as doses de P e a produção de massa seca da parte aérea. A partir dessas equações, utilizou-se 90% dos rendimentos máximo de massa seca da parte aérea, que em trabalhos de casa de vegetação, corresponde à produção de máxima eficiência econômica (MEE) (ALVAREZ V., 1996), e as doses associadas a esses rendimentos.

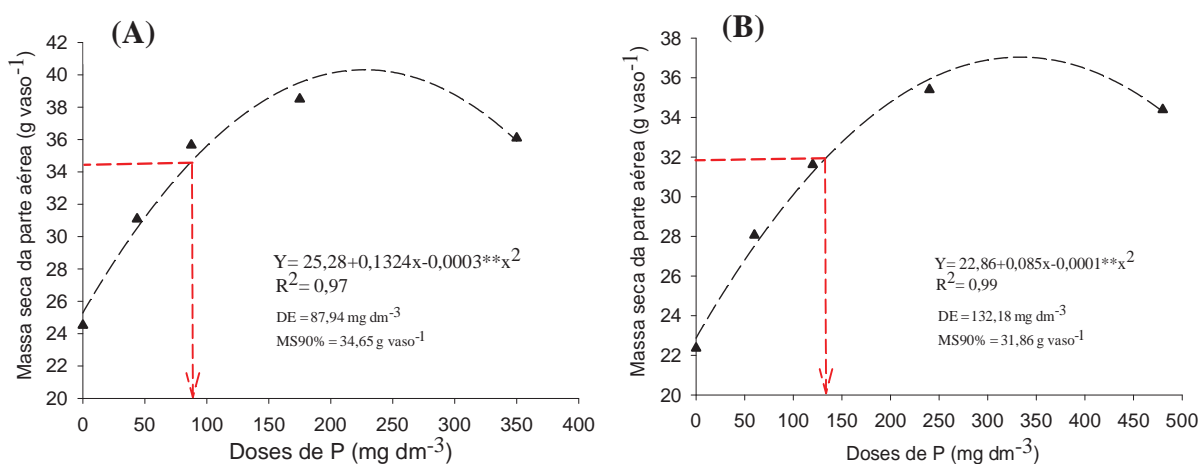
A produção de massa seca da parte aérea variou de 34,65 a 33,55 g vaso⁻¹ nos solos com menor teor de argila e maior valor de P-rem (CXve e TCo) (Figura 5A e 5D) respectivamente. Dessa forma, é possível verificar que a maior produção de massa seca da parte aérea foi obtida nos solos com menor FCP, e que nos quais foram aplicadas as menores doses de P, demonstrando seu menor caráter drenante de P, ficando maior quantidade de P disponível para as plantas. No TCo, verificou-se teor de argila e P-rem de 135,6 g kg⁻¹ e 43,73 mg g⁻¹ respectivamente, em que a produção de máxima eficiência econômica (34,65 g vaso⁻¹) foi atingida com a dose estimada de 87,94 mg dm⁻³.

Comportamento semelhante foi observado para o CXve, que apresentou teor de argila de 125,4 g kg⁻¹ e P-rem de 41,34 mg g⁻¹. Nesse solo, a produção de máxima eficiência econômica (33,55 g vaso⁻¹) foi obtida com a dose estimada de 104,33 mg

dm^{-3} . Já para os solos que apresentaram maior teor de argila e menor valor de P-rem (CXbe e RY) a produção de massa seca da parte aérea variou de 31,86 a 27,43 g vaso^{-1} (Figura 5B e 5C) respectivamente, sendo esses solos, os que apresentam maior FCP, e que demandaram as maiores doses de P, demonstrando o seu caráter drenoso de P.

Para o CXbe com 254,9 g kg^{-1} de argila e valor de P-rem de 16,28 mg L^{-1} , verificou-se que a produção de máxima eficiência econômica (31,86 g vaso^{-1}) está relacionada à dose estimada de 132,18 mg dm^{-3} de P. Já para o RY com teor de argila de 330 g kg^{-1} e P-rem de 27,34 mg L^{-1} , observou-se dose estimada de 124,63 mg dm^{-3} de P para obtenção de 27,43 g vaso^{-1} de produção de massa seca da parte aérea (Figura 5B e 5C). Esses resultados demonstram que foi necessário uma maior dose de P nos solos que apresentaram maior FCP (CXbe e RY), para produção de massa seca da parte aérea por unidade de P, evidenciando o caráter drenoso desses solos.

Segundo Novais e Smith (1999), dados disponíveis na literatura demonstram que as plantas se ajustam para maior utilização do P em solos que apresentam elevada CMAP e FCP. Com base nos resultados obtidos, fica evidenciada a importância da fração argila na adsorção e disponibilidade de P para as plantas. Novais e Smyth (1999) relatam que, em solos com valores de FCP elevado e baixo valor de P-rem, como é o caso do CXbe e RY (Figura 5B e 5C), a planta otimiza a menor concentração do P em solução (fator intensidade) que lhe é disponível, produzindo mais biomassa por unidade de P absorvido do que em solos com menor FCP.



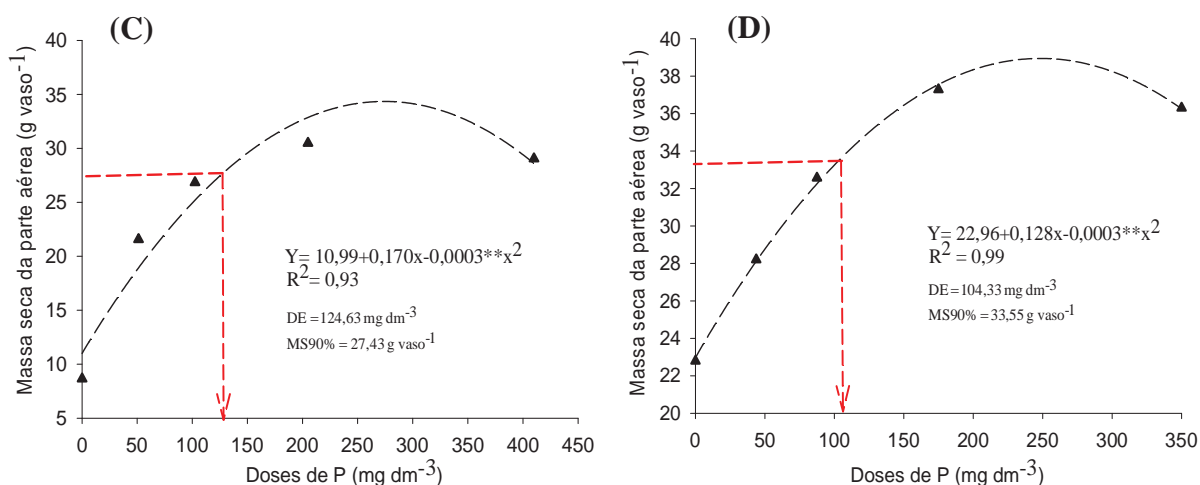


Figura 5. Doses de P estimadas para 90% da produção máxima de massa seca da parte aérea para o TCo (A), CXbe (B), RY (C) e CXve (D).

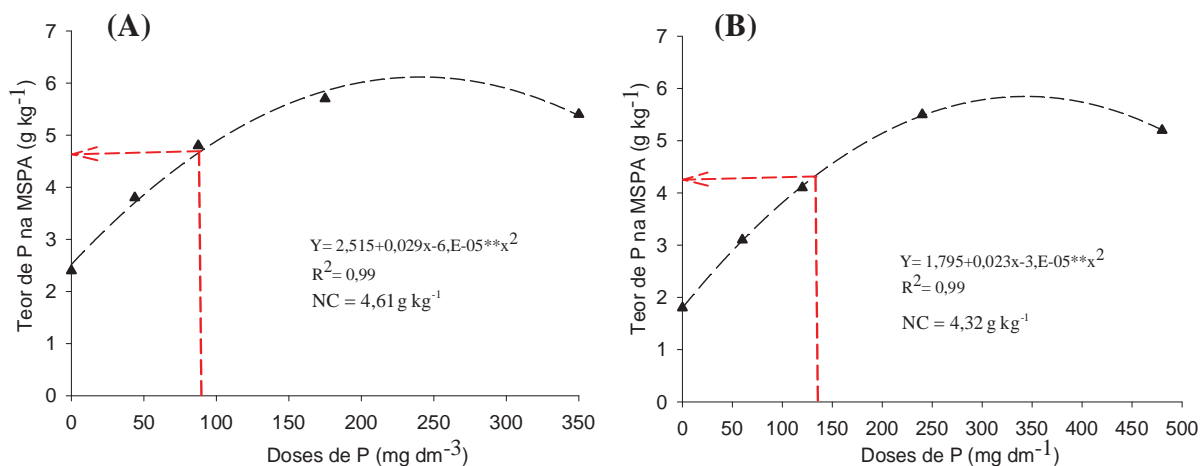
O conhecimento dos níveis críticos dos nutrientes dos nutrientes no solo e nos tecidos vegetais possibilita uma recomendação mais precisa da quantidade do adubo a ser aplicada. Esses níveis críticos variam com as espécies, condições edafoclimáticas (temperatura, luminosidade, disponibilidade hídrica e tipo de solo), disponibilidade de outros nutrientes, manejo da adubação (forma, tipo e época de aplicação), forma de amostragem do solo e idade da planta (BATES, 1971; ALVAREZ V., 1996). Substituindo o valor da dose de P para 90% da produção máxima, na equação de regressão entre teor de P na matéria seca e as doses de P aplicadas, obteve-se o nível crítico de P na parte aérea da planta.

Os teores de P na matéria seca da planta aumentaram significativamente, com ajuste quadrático às doses de P aplicadas no solo para atingir 90% da produção máxima (Figura 6A, B, C e D). Os níveis críticos de P encontrados na massa seca da parte aérea apresentaram comportamento diferente ao observado para os níveis críticos de P no solo. De acordo com a literatura, solos com maior FCP apresentam menores níveis críticos de P na planta, enquanto que no solo, o nível crítico de P é maior para solos com menor FCP. De forma geral os níveis críticos de P na parte aérea da planta não variaram muito dentre os solos estudados. Verificou-se que o nível crítico de P na parte aérea foi maior (4,61 g kg⁻¹) no TCo, (Figura 6A) sendo esse solo o que apresentou menor FCP e menor CMAP (Tabela 6). Muniz et al. (1985) verificaram grande amplitude de variação entre os níveis críticos de P na

parte aérea de plantas de soja, cultivadas em solos com diferentes fator capacidade, sendo que os menores valores foram observados nos solos de maior fator capacidade.

Já o nível crítico de P na parte aérea verificado para o CXbe, foi de $4,32 \text{ g kg}^{-1}$, o menor valor encontrado para os solos estudados (Figura 6B). Esse resultado é esperado considerando-se que esse solo apresenta elevado teor de argila ($254,9 \text{ g kg}^{-1}$) e baixo valor de P-rem (Tabela 2) e conseqüentemente, maior FCP. Entretanto, o RY apresentou nível crítico elevado ($4,58 \text{ g kg}^{-1}$), o qual apresenta elevado FCP, com teor de argila de (330 g kg^{-1}), discordando de trabalhos encontrados na literatura, que demonstram que quanto maior o FCP do solo, menor será o nível crítico de P na planta (Figura 6C).

Em experimento com amostras de quatro solos de várzea, Fernandes et al. (2000) obtiveram nível crítico de P na matéria seca da parte aérea de feijoeiro inversamente relacionado com o fator capacidade de P. Para o CXve, (Figura 6D) verificou-se nível crítico de P de $4,36 \text{ g kg}^{-1}$, resultado que discorda de trabalhos encontrados na literatura, levando-se em consideração o baixo FCP e elevado valor de P-rem desse solo. Nesse sentido, é possível inferir que apesar do baixo FCP, há uma alta energia de ligação do íon fosfato ($0,3348 \text{ L mg}^{-1}$) com os minerais de argila desse solo (Tabela 6). Esse resultado demonstra o tamanho da complexidade dessa área, fazendo-se necessário um pouco de cautela no momento de se fazer uma recomendação, devendo-se considerar o solo, a fonte do nutriente, a forma de aplicação e a planta utilizada e sua idade.



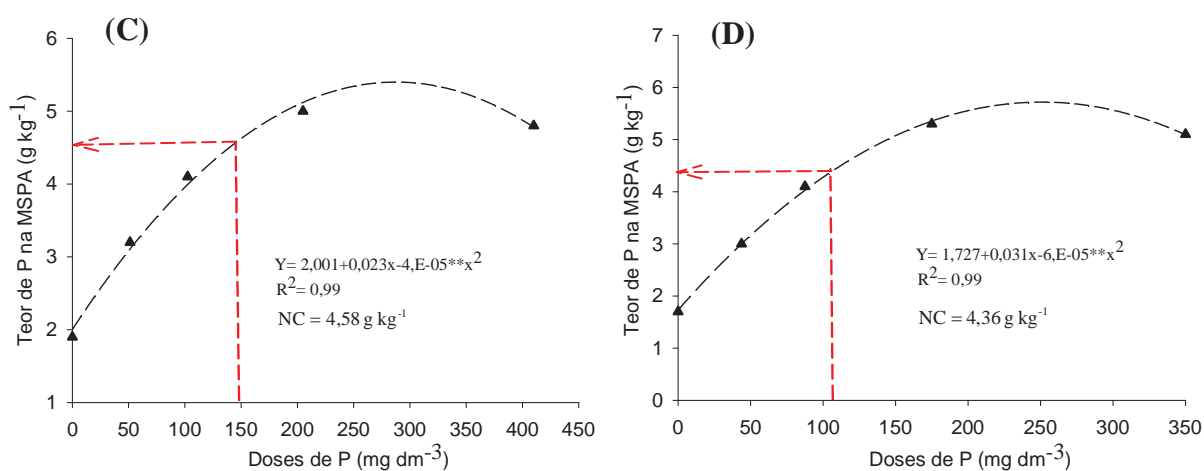


Figura 6. Nível crítico de P na massa seca da parte aérea para 90% da produção máxima para o TCo (A), CXbe (B), RY (C) e CXve (D).

6.5. Crescimento inicial de plantas

Os dados referentes ao crescimento da planta em altura, em função das doses de P para os quatro solos estudados (TCo, CXbe, RY e CXve), são apresentados nas figuras (7A, B, C e D). De forma geral, observou-se que a aplicação de doses crescentes de P promoveu aumento na altura das plantas com ajuste polinomial quadrático para ambos os solos, com redução na altura da planta em função da maior dose utilizada. Severino et al. (2006) trabalhando com esta mesma cultivar, em condições de campo, também verificaram resposta da cultura a adubação fosfatada para características de crescimento, como altura e diâmetro do caule.

Para o TCo, verificou-se que houve resposta da planta com incremento no crescimento da planta em altura, sendo a dose de $229,6 \text{ mg dm}^{-3}$ responsável pela máxima altura da planta (74,3 cm), havendo decréscimo na altura com aplicação de doses superiores a observada (Figura 7A). No CXbe (Figura 7B), houve incremento na altura da planta em função das doses de P aplicadas, sendo a máxima altura observada (75,98 cm) obtida com a dose de $331,8 \text{ mg dm}^{-3}$, no entanto, a aplicação de maiores doses promoveu redução na altura das plantas. Apesar da pequena diferença observada na altura da planta para o TCo e o CXbe, observa-se uma diferença considerável na quantidade de P aplicada nesses solos para obtenção de uma altura semelhante.

O CXbe demandou uma dose superior ($331,8 \text{ g kg}^{-1}$) quando comparado ao TCo ($229,6 \text{ g kg}^{-1}$) para praticamente uma mesma altura, demonstrando a predominância do caráter drenoso do CXbe. Almeida Júnior et al. (2009), avaliando a resposta da cultivar BRS 149-Nordestina a diferentes doses de fósforo, concluíram que a mamoneira responde à adubação fosfatada, apresentando aumentos nos parâmetros de crescimento avaliados. Já para o RY (Figura 7C), verificou-se a menor altura da planta ($69,9 \text{ cm}$) dentre os solos estudados, estando essa altura relacionada à dose de 277 mg dm^{-3} . Esse resultado é esperado, considerando-se seu alto teor de argila (Tabela 2) e conseqüentemente o elevado FCP do solo, demonstrando seu caráter drenoso de P, fazendo com que o mesmo passe a competir fortemente com a planta pelo P, sendo necessário aplicar doses mais elevadas de P. No entanto, a maior altura da planta ($78,3 \text{ cm}$) foi obtida com a dose de $223,2 \text{ mg dm}^{-3}$ no CXve, demonstrando o seu menor caráter drenoso de P, havendo uma menor competição entre a planta e o solo pelo P, fazendo com que uma maior quantidade de P fique disponível às plantas (Figura 7D).

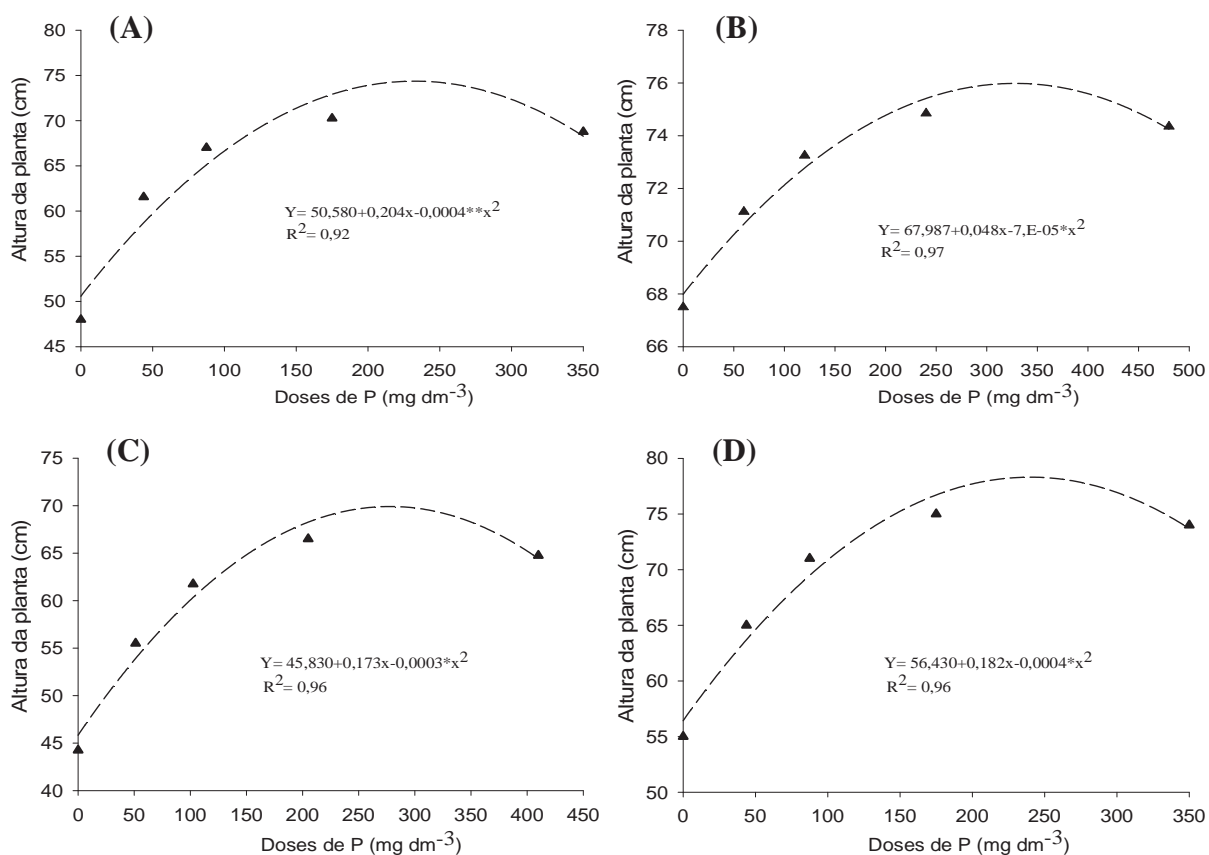


Figura 7. Crescimento da planta em altura (cm) para o TCo (A), CXbe (B), RY (C) e CXve (D).

Houve efeito significativo das doses de P sobre a variável diâmetro caulinar, com ajuste ao modelo polinomial quadrático, verificando-se decréscimo para essa variável quando se utilizou as maiores doses em ambos os solos estudados. Para o TCo (Figura 8A), observou-se incremento no diâmetro caulinar com máximo diâmetro (17,12 mm) em função da dose 243,3 mg dm⁻³, com decréscimo do diâmetro caulinar com a aplicação de doses superiores a 243,3 mg dm⁻³. Possivelmente os efeitos do fósforo no incremento do diâmetro do caule de plantas de mamoneira ocorreram devido ao fato de que esse nutriente desempenha função estrutural, fazendo parte de compostos orgânicos vitais para o crescimento das plantas, tendo destaque o ATP, sendo agente importante na transferência de energia para todas as sínteses orgânicas das plantas (PRADO, 2008).

No CXbe, observou-se comportamento semelhante ao TCo, sendo o diâmetro caulinar máximo (16,90 mm) observado com a dose de 318,9 mg dm⁻³. Esse comportamento pode ser explicado considerando-se o FCP do solo, apresentando elevado teor de argila, sendo necessário uma maior dose de P, para um diâmetro caulinar menor, quando comparado aos valores observado no TCo, que apresenta uma menor FCP. Já para o RY, verificou-se comportamento semelhante, havendo incremento no diâmetro caulinar (16,3 mm) para a dose 270,6 mg dm⁻³, com decréscimo para essa variável em função de doses mais elevadas. Esse resultado está coerente com o resultado observado para a altura da planta nesse mesmo solo, o que possivelmente esteja relacionado às características do solo, como teor de argila, elevada CMAP (0,39 mg g⁻¹) (Tabela 2), conferindo a esse solo um alto FCP.

O maior diâmetro caulinar (17,58 mm) foi observado no CXve com aplicação de 229,6 mg dm⁻³ de P, verificando-se decréscimo para essa variável quando se utilizou maiores doses de P. Esses resultados são semelhantes aos observados no TCo, podendo assim serem explicados pelo baixo teor de argila e conseqüentemente, menor FCP, o que resulta em menor competição do solo com a planta pelo P disponível.

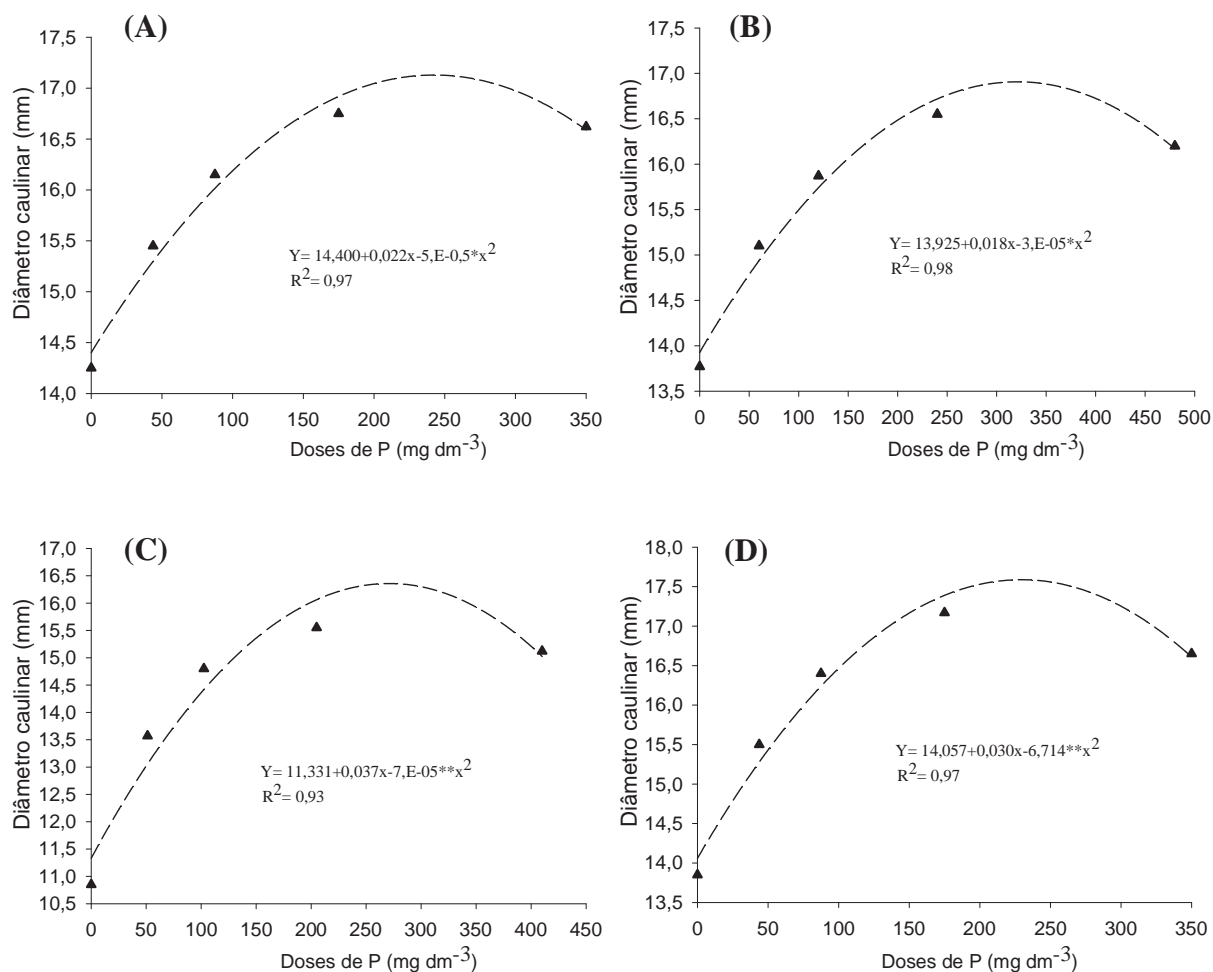


Figura 8. Crescimento da planta em diâmetro caulinar (mm) para o TCo (A), CXbe (B), RY (C) e CXve (D).

Quanto à área foliar, é possível observar que de forma geral as doses de P influenciaram a área foliar da mamoneira com ajuste polinomial quadrático (Figura 9A, B, C e D). Para o TCo, houve incremento na área foliar em função das doses crescentes de P, estando a maior área foliar observada (5571,58 cm²) obtida com a dose de 228,3 mg dm⁻³, no entanto, a aplicação de doses mais elevadas, promoveram decréscimo na área foliar da mamoneira. No CXbe (Figura 9B), houve aumento na área foliar com o aumento da dose de P aplicada, no entanto, dose superior a 309,3 mg dm⁻³, responsável pela máxima área foliar (6072,3 cm²), promoveu redução dessa variável. Esses valores são esperados considerando-se as características do solo, como por exemplo, o teor de argila (254,9 g kg⁻¹) (Tabela 2)

resultando em maior FCP, sendo assim necessário uma dose maior de P para incrementar o aumento da variável.

De acordo com Marschener (2002), a expansão foliar é estreitamente relacionada com a expansão das células epidérmicas e a concentração interna de fósforo no tecido vegetal. Jeschke et al., (1996) estudando o efeito do P no desenvolvimento foliar da mamoneira, observou que a área foliar foi afetada pelo baixo suprimento de fósforo, pois as plantas crescidas em solução com o suprimento adequado obtiveram área foliar 23% superior a aquelas mantidas em baixa concentração.

Para o RY (Figura 9C) as doses de P promoveram incremento na área foliar da mamoneira, apresentando comportamento semelhante ao observado com o CXbe, no entanto, a área foliar da mamoneira no RY foi ainda menor ($4724,8 \text{ cm}^2$) obtida com a dose de $280,2 \text{ mg dm}^{-3}$, entretanto, a dose de P para o máximo crescimento da área foliar foi menor que a observada no CXbe ($309,3 \text{ mg dm}^{-3}$), apesar do FCP desse solo ser maior. Almeida Junior et al. (2009), avaliando doses crescentes de fósforo sobre a área foliar da cultivar BRS Nordestina, encontraram efeito significativo ao nível de 1% de probabilidade, aos 65 DAS, com resposta quadrática às doses crescentes de P, ressaltando a importância da nutrição no estágio inicial da cultura.

Houve aumento na área foliar da mamoneira para o CXve (Figura 9D), com ajuste polinomial quadrático, com incremento dessa variável em função do aumento das doses de P até $240,6 \text{ mg dm}^{-3}$, sendo essa dose a responsável pelo máximo crescimento da área foliar da mamoneira ($4621,01 \text{ cm}^2$). É possível observar tendência semelhante nos resultados encontrados para área foliar no TCo (Figura 9A) e no CXve considerando-se as doses de P responsáveis pela máxima área foliar. Essa semelhança está diretamente relacionada às características do solo, os quais apresentaram o menor teor de argila e elevado P-rem (Tabela 2), demonstrando o menor FCP desses solos. A deficiência de P proporciona uma redução na área foliar através da limitação do número de folhas, da ramificação da parte aérea, da redução da taxa de assimilação de carbono e da senescência prematura das folhas, limitando assim a futura produção de sementes (MARSCHENER, 2002).

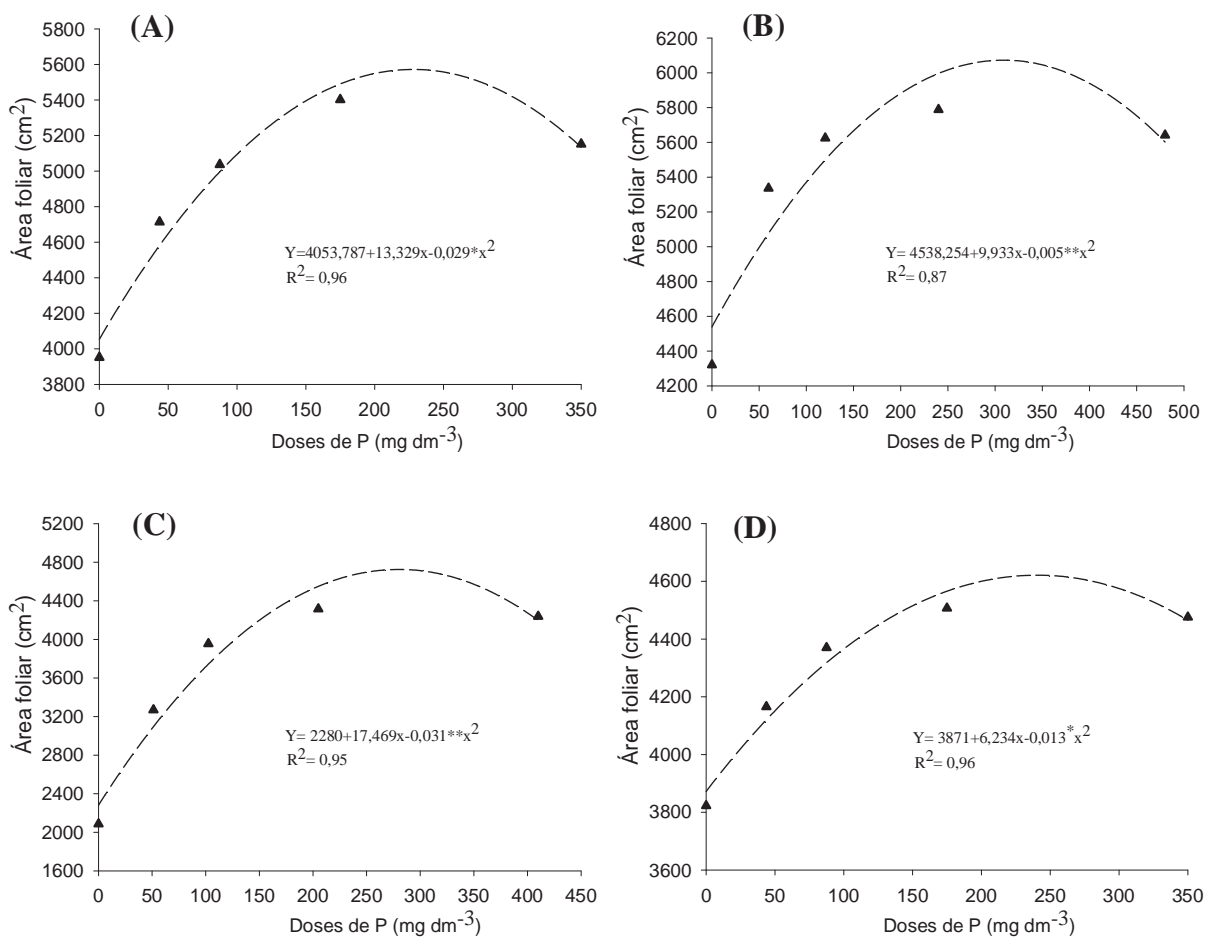


Figura 9. Crescimento da planta em área foliar (cm^2) para o TCo (A), CXbe (B), RY (C) e CXve (D).

7. CONCLUSÕES

Os valores de capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) dos solos variaram de $0,2793 \text{ mg g}^{-1}$ a $0,3954 \text{ mg g}^{-1}$, verificando-se correlação positiva da CMAP com o teor de argila;

A isoterma de Langmuir foi mais eficiente na determinação da CMAP dos solos em comparação à isoterma de Freundlich;

A resina de troca aniônica foi mais eficiente na extração de P que o extrator Melich-1 apenas para o solo com maior teor de argila;

O nível crítico de P no solo variou inversamente com o teor de argila, sendo o solo de textura arenosa aquele que apresentou o maior nível crítico de P na planta;

As plantas de mamoneira apresentaram menor crescimento em todas as variáveis analisadas no solo com maior teor de argila.

8. REFERÊNCIAS

ALLEN, B. L.; HAJEK, B. F. Mineral occurrence in soil environments. In: DIXON, J. B.; WEED, S. B. **Minerals in soil environments**. 2nd ed. Madison: Soil Science Society of America, 1989. p.199-278.

ALMEIDA JUNIOR, A. B. et al. Efeito de doses de fósforo no desenvolvimento inicial da mamoneira. **Caatinga**, Mossoró, v. 22, n. 1, p. 217-221, 2009.

ALMEIDA, C. M. et al. A produção de mamona no Brasil e o Probiodiesel. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MAMONA, 1., 2004, Campina Grande. **Anais...** Campina Grande: Embrapa Algodão, 2004. 1 CD-ROM.

ALVAREZ, V. H. Correlação e calibração de métodos de análises de solos. In: ALVAREZ V. H.; FONTES, L. E. F.; FONTES, M. P. F. (Eds.). **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentável**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1996. p. 615-645.

ALVAREZ, V. H. et al. Avaliação da fertilidade do solo: metodologia. In: SIMPÓSIO DA PESQUISA NA UFV, 1., 1988, Viçosa. **Resumos...** Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1988. p. 68-69.

ALVAREZ, V. H. et al. Determinação e uso do fósforo remanescente. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, n. 25, p. 27-32, 2000.

ALVAREZ, V. H. et al. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. H. (Eds.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. p. 25-32.

AMORIM NETO, M. da S.; ARAUJO, A. E. de; BELTRÃO, N. E. de. M. Clima e solo. In: AZEVEDO, M. P. de; LIMA, E. F. (Eds. tec.). **O agronegócio da mamona no Brasil**. Campina Grande: EMBRAPA Algodão, 2001. p. 63-76.

ANJOS, L. H. C.; PEREIRA, M. G.; RAMOS, D. P. Matéria orgânica e pedogênese. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e sub-tropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 91-116.

BAHIA FILHO, A. F. C. et al. Formas de fósforo inorgânico e fósforo “disponível” em um Latossolo Vermelho- Escuro, fertilizado com diferentes fosfatos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 6, p. 99-104, 1982.

BAHIA FILHO, A. F. C. et al. Relação entre adsorção de fósforo e componentes mineralógicos da fração argila de Latossolo do planalto central com diferentes características texturais e mineralógicas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 7, p. 221-226, 1983a.

BAHIA FILHO, A. F. C. et al. Sensibilidade de extratores químicos à capacidade tampão de fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 7, p. 243-249, 1983b.

BARBER, S. A. Soil nutrient bioavailability: um mechanistic approach. 2nd ed. New York: John Wiley, 1995. 414 p.

BARRÓN, V.; HERRUZO, M.; TORRENT, J. Phosphate adsorption by aluminous hematites of different shapes. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 52, n. 3, p. 647-661, 1988.

BARROW, N. J. Evaluation and utilization of residual phosphorus in soil In: KHASAWANEM, F. E.; SAMPLE, E. C.; KAMPRATH, E. I. (Eds.). **The role of phosphorus in agriculture**, Madison: ASA, CSSA, SSSA, 1980. p. 655-680.

BARROW, N. J. Reaction of anions and cations with variable charge soils. **Advances Agronomy**, San Diego, v. 38, p. 183-230, 1985.

BATES, T. E. Factors affecting critical nutrient concentrations in plants and their evaluation: a review. **Soil Science**, Baltimore, v. 112, p. 116-130, 1971.

BELTRÃO, N. E. de M. **Informações sobre o Biodiesel, em especial feito com óleo de mamona**. Brasília, DF: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento; Campina Grande: EMBRAPA, CNPA, 2003. 3 p. (Comunicado técnico).

BELTRÃO, N. E. de M.; CARDOSO, G. D. **Informações sobre os sistemas de produção utilizados na ricinocultura na região nordeste, em especial o semi-árido e outros aspectos ligados a sua cadeia**. Campina Grande: Embrapa Algodão, 2004. 5 p. (Comunicado técnico, 213).

BELTRÃO, N. E. de M.; AZEVEDO, M. P. de. Fitologia. In: AZEVEDO, D. M. P.; BELTRÃO, N. E. de M. (Eds.). **O agronegócio da mamona no Brasil**. 2. ed. ev. e ampl. Campina Grande: EMBRAPA Algodão, 2007. p. 117-137.

BELTRÃO, N. E. M. et al. Fitologia. In: AZEVEDO, D. M. P.; LIMA, E. F. (Eds.). **O agronegócio da mamona no Brasil**. Campina Grande: EMBRAPA Algodão, 2001. p. 36-61.

BERKHEISER, V. E. et al. Partitioning of inorganic orthophosphate in soil-water systems. **Critical Reviews in Environmental Control**, Gainesville, v. 10, n. 3, p. 179-224, 1980.

BIELESKI, R. L. Phosphate pools, phosphate transport, and phosphate availability. **Annual Review of Plant Physiology**, Palo Alto, v. 24, p. 225-252, 1973.

BONFIM, E. M. S. et al. Níveis críticos de fósforo para *Brachiaria brizantha* e suas relações com características físicas e químicas em solos de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 28, p. 281-288, 2004.

BORGGGAARD, O. K. The influence of iron oxides on phosphate adsorption by soil. **Journal Soil Science**, Madison, v. 34, p. 333-341, 1983.

BRAGA, J. M.; DEFELIPO, B. V. Determinação espectrofotométrica de fósforo em extratos de solo e material vegetal. **Revista Ceres**, Viçosa, MG, v. 21, p. 73-85, 1974.

BRANCO, P. M. **Dicionário de mineralogia**. 3. ed. Porto Alegre: Sagra, 1987. 362 p.

BRAY, R. H. Correlations of soil tests with crop response to added fertilizers and with fertilizer requirement. In: KITCHEN, H. B. (Ed.). **Tecnichis for soil and crop**. Washington, DC: The American Potash Institute, 1947/1948. p. 53-86.

BRINDLEY, G. W.; BROWN, G. **Crystal structures of clay minerals and their X-ray identification**. London: Mineralogical Society, 1984. 495 p.

BÜLL, L. T. et al. Relações entre fósforo extraído por resina e respostas da cultura do alho vernalizado à adubação fosfatada em cinco solos com e sem adubação orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 22, n. 3, p. 459-470, 1998.

CALDERANO, S. B.; DUARTE, M. N.; GREGORIS, G. **Análise mineralógica das frações finas do solo por difratometria de raios-X**: revisão e atualização da metodologia e critérios usados na Embrapa Solos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. 9 p. (Comunicado técnico, 53).

CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE J. C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo In: FERREIRA, M. E. et al. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Piracicaba: POTAFOS, 2001. p. 89-119.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Safra 1976 a 2008/2009**: série histórica. Brasília, DF, 2010. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br/conabweb/download/safra/mamonaserieHist.xls>>. Acesso em: 21 set. 2011.

COSTA, F. X. et al. Avaliação da fisiologia e bioquímica da mamoneira em função da aplicação de composto orgânico de lixo e torta de mamona como fertilizantes. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 1, p. 101-109, 2011.

CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. Aliterature review and evaluation of the Hedley fractionation: applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, Amsterdam, v. 64, n. 3/4, p. 197-214, 1995.

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

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro, 1997. 212 p. (Documentos, 1).

FALCÃO, N. P. S.; SILVA, J. R. A. Características de adsorção de fósforo em alguns solos da Amazônia Central. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 34, n. 3, p. 337-342, 2004.

FERNANDES, L. A. et al. Frações de fósforo e atividade da fosfatase ácida em plantas de feijoeiro cultivadas em solos de várzea. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 24, p. 561-571, 2000.

FREIRE, F. J. **Sistema para cálculo do balanço nutricional e recomendação de corretivos e fertilizantes para cana-de-áçúcar**. 2001. 144 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2001a.

FREIRE, R. M. M. Ricinoquímica. In: AZEVEDO, D. M. P.; LIMA, E. F. (Eds.). **O agronegócio da mamona no Brasil**. Campina Grande: EMBRAPA Algodão, 2001b. p. 295-335.

FROSSARD, E. et al. Reactions controlling the cycling of P in soils. In: TIESSEN, H. (Ed.). **P cycling in terrestrial and aquatic ecosystem: a global perspective**. New York: John Wiley, 1994. p. 1-65.

GATIBONI, C. L. **Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas**. 2003. 247 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Biodinâmica dos Solos)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

GODINHO, V. P. C. et al. Adsorção de fosfatos em três solos da região semi-árida do Rio Grande do Norte. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 32, n. 8, p. 819-823, 1997.

GRANT, C. A. et al. A importância do fósforo no desenvolvimento inicial da planta. **Informações Agronômicas**, Piracicaba, n. 95, 2001. 16 p.

GRILLI, J. F.; ALVES, E. O.; CAMPOS, F. R. Determinação e interpretação dos teores de fósforo remanescente e níveis críticos de fósforo dos solos do Paraná. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., 2007, Gramado. **Trabalhos apresentados...** Porto Alegre: SBC, 2007. 1 CD-ROM.

GUPPY, C. N. et al. Do decomposing organic matter residues reduce phosphorus sorption in highly weathered soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69. p. 1405-1411, 2005.

HOAGLAND, D. R.; ARNON, D. L. **The water culture methods for growing plants without soil**. Berkeley: Agriculture Experiment Station, 1950. 32 p. (Bulletin, 347).

HOLFORD, I. C. R.; MATTINGLY, G. E. G. Phosphate adsorption and plant availability of phosphate. **Plant and Soil**, The Hague, v. 44, p. 377-389, 1976.

IYAMUREMYE, F.; DICK, R. P.; BAHAM, J. Organic amendments and phosphorus dynamics: phosphorus chemistry and sorption. Oregon State University Agric. Stn. Technical Paper. n° 10599. **Soil Science**, Baltimore, v. 161, p. 426-435, 1996.

JESCHKE, W. D. et al. Effects of P deficiency on the uptake, flows and utilization of C, N and H₂O within intact plants of *Ricinus communis* L. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 47, n. 304, p. 1737-1754, 1996.

KAMPRATH, E. J. (Coords.). **The role of phosphorus in agriculture**. Madison: American Society of Agronomy, 1980. 910 p.

LINDSAY, W. L. **Chemical equilibria in soils**. New York: John Wiley, 1979. 449 p.

LOPES, A. S.; COX, F. R. Relação de características físicas, químicas e mineralógicas com fixação de fósforo em solos sob cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 3, p. 82-88, 1979.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**, San Diego: Academic Press, 2002. 889 p.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2nd ed. New York: Academic Press, 1995. 874p.

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

McDOWELL R. W. et al. Connecting phosphorus loss from agricultural landscapes to surface water quality. **Chemistry and Ecology**, Colchester, v. 20, p. 1-40, 2004.

MENDOZA, R. E. Isotermas de adsorción de fósforo en suelos argentinos II: aplicabilidad de las isotermas e interrelación de sus parâmetros com variâbles de suelo y planta. **Ciencia del Suelo**, Buenos Aires, v. 2, p. 117-124, 1986.

MEURER, E. J.; RHENHEIMER, D.; BISSANI, C. A. Fenômenos de sorção em solos. In: MEURER, E. J. (Ed.). **Fundamentos de química do solo**. 3. ed. Porto Alegre: Evangraf, 2006. p. 117-162. 2006.

MOORE, D. M.; REINOLDS, R. C. Jr. **X-ray diffraction and the identification and analysis of clay minerals**. 2nd ed. Oxford: Oxford University Press, 1997. v. 1, 378 p.

MOREIRA, F. L. M. et al. Adsorção de fósforo em solos do Estado do Ceará. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 37, n. 1, p. 7-12, 2006.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2002. 626 p.

MOREIRA, J. A. N. et al. **Melhoramento da mamoneira (*Ricinus communis* L.)**. Campina Grande: EMBRAPA, CNPA, 1996. 29 p. (Documentos, 44).

MOSHKIN, V. A.; PERESTOVA, T. A. Morphology and anatomy. In: MOSHKIN, V. A. (Ed.). **Castor**. New Delhi: Amerind, 1986. p. 28-33.

MOTTA, P. E. F. et al. Adsorção e formas de fósforo em Latossolos: influencia da mineralogia e histórico de uso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 26, p. 349-359, 2002.

MOUGHLI, L.; WESTFALL, D. G.; BOUKHIAL, A. Use of adsorption and buffer capacity in soil testing for phosphorus. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 24, p. 1959-1974, 1993.

MUNIZ, A. S. et al. Nível crítico de fósforo na parte aérea da soja como variável do fator capacidade de fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 9, p. 237-244, 1985.

NAHAS, E. **Ciclo do fósforo**: transformações microbianas. Jaboticabal: FUNEP, 1991.67 p.

NAZARENO, A. C. et al. Avaliação de cultivares de mamona em três ambientes, no estado do Tocantins, safra 2007/2008. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 27, n. 2, p. 297-304, 2011.

NOVAIS, R. F.; KAMPRATH, E. J. Parâmetros das isotermas de adsorção de fósforo como critério de recomendação de adubação fosfatada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 3, n. 1, p. 37-41, 1979.

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

OLIVEIRA, F. H. T. et al. Comparisons of phosphorus availability between anion exchange resin and Mehlich-1 extractions among Oxisols with different capacity factors. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 31, p. 615-630, 2000.

OLSEN, S. R.; KHASAWNEH, F. E. Use and limitations of physical-chemical criteria for assessing the status of phosphorus in soils. In: KHASAWNEH, F. E. et al. (Eds.). **The role of phosphorus in agriculture**. Madison: American Society of Agronomy, 1980. P. 361-410.

OLSEN, S. R.; WATANABE, F. S. Difusive supply of phosphorus in relation to soil textural variations. **Soil Science**, Baltimore, v. 110, n. 5, p. 318-327, 1957.

PARFITT, R. L. Anion adsorption by soil and soil materials. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 30, p. 1-50, 1978.

PELLEGRINI, J. B. **Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do Arroio Lino – Agudo – RS**. 2005. 98 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)-Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

PENN C. J.; MULLINS, G. L.; ZELAZNY, L. W. Mineralogy in relation to phosphorus sorption and dissolved phosphorus losses in runoff. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 1532-1540, 2005.

PEREIRA, J. R.; FARIA, C. M. B. Sorção de fósforo em alguns solos do Semi-árido do Nordeste brasileiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 33, n. 7, p. 1179-1184, 1998.

PEREIRA, M. G. **Formas de Fe, Al e Mn como índices de pedogênese e adsorção de fósforo em solos do Estado do Rio de Janeiro**. 1996. 211 p. Tese (Doutorado em Agronomia)-Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 1996.

PIERZYNSKI, G. M.; McDOWELL, R. W.; SIMS, J. T. Chemistry, cycling, and potential movement of inorganic phosphorus in soils. In: SIMS, J. T. et al. **Phosphorus: agriculture and the environment**. Madison: American Society of Agronomy, 2005. p. 53-86.

PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. Soil phosphorus and environmental quality. In: PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soil and environmental quality**. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. 155-208.

PRADO, R. M. **Nutrição de plantas**. São Paulo: Editora UNESP, 2008. 407 p.

RAIJ, B. van et al. Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo. **Boletim Técnico do Instituto Agronômico de Campinas**, Campinas, n. 100, 1996. 285 p.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Potafos, 1991. 343 p.

RANNO, S. K. et al. Capacidade de adsorção de fósforo em solos de várzea do Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 31, n. 1, p. 21-28, 2007.

REDDY, K. R.; WETZEL, R. G.; KADLEC, R. H. Biogeochemistry of phosphorus in wetlands. In: SIMS, J. T. et al. **Phosphorus: agriculture and the environment**. Madison: American Society of Agronomy, 2005. p. 263-316.

RHEINHEIMER, D. et al. Fósforo orgânico do solo. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e sub-tropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 139-157.

ROLIM NETO, F. C. et al. Adsorção de fósforo, superfície específica e atributos mineralógicos em solos desenvolvidos de rochas vulcânicas do Alto Paranaíba, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 28, p. 953-964, 2004.

SÁ JÚNIOR, J. P. N.; GOMES, I. F.; VASCONCELOS, A. L. de. Retenção de fósforo em solos da Zona da Mata de Pernambuco. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 3, p. 183:188, 1968.

SAADI, A. et al. Desertificação. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 1, 2000.

SALCEDO, I. H. Biogeoquímica do fósforo em solos da região semi-árida do NE do Brasil. **Revista Geografia**, Recife, v. 23, p. 108-123, 2006.

SAMPLE, E. C.; SOPER, R. J.; RACZ, G. J. Reactions of phosphate fertilizers in soil. In: KHSAWNEH, F. E.; SANPLE, E. E.; KAMPRATH, E. J. (Eds.). **The role of phosphorus in agriculture**. Madison: American Society of Agronomy, 1980. p. 263-310.

SANTOS, R. F. et al. Análise econômica. In: AZEVEDO, D. M. P. de; LIMA, E. F. (Eds.). **O agronegócio da mamona no Brasil**. Campina Grande: EMBRAPA Algodão, 2001. p. 17-35.

SANYAL, S. K.; DE DATTA, S. K. Chemistry of phosphorus transformations in soil. **Advances in Soil Science**, New York, v. 16, p. 1-120, 1991.

SAVY FILHO, A. et al. Mamona. In: COORDENADORIA DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA INTEGRAL. **Oleaginosas no estado de São Paulo: análise e diagnóstico**. Campinas, 1999a. 180 p.

SAVY FILHO, A. et al. Mamona: In: COORDENADORIA DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA INTEGRAL. **Oleaginosas no estado de São Paulo: análise e diagnóstico**. Campinas, 1999b. 39 p. (Documento técnico, 107).

SAVY FILHO, A. **Mamona: tecnologia agrícola**. Campinas: Emopi, 2005. 105 p.

SCHACHTMAN, D. P.; REID, R. J.; AYLING, S. M. Phosphorus uptake by plants: from soil to cell. **Plant Physiology**, Rockville, v. 116, p. 447-453, 1998.

SEVERINO, L. S. et al. Crescimento e produtividade da mamoneira adubada com macronutrientes e micronutrientes **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 41, n. 4, p. 563- 568, 2006.

SEVERINO, L. S. et al. Método para determinação da área foliar da mamoneira. **Revista Brasileira de Oleaginosas e Fibrosas**, Campina Grande, v. 8, n. 1, p. 753-762, 2004.

SEVERINO, L. S. **O que sabemos sobre a torta de mamona**. Campina Grande: Embrapa, Centro Nacional de Pesquisa do Algodão, 2005. (Documentos, 137).

SHARPLEY, A. N. Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 5, p. 261-279, 1995.

SILVA, E. M. B. **Níveis críticos de fósforo para *Brachiaria brizantha* (Hochst ex A. Rich.) Stapf. cv. Marandu em solos de referência de Pernambuco**. 2002. 67 f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo)-Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2002.

SILVA, E. M. B. **Níveis críticos de fósforo para *Brachiaria brizantha* (Hochst ex A. Rich.) Stapf. cv. Marandu em solos de referência de Pernambuco**. 2002. 67 f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo)-Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2002.

SILVA, N. M. da. Nutrição mineral e adubação do algodoeiro no Brasil. In: CIA, E.; FREIRE, E. C.; SANTOS, W. J. dos (Eds.). **Cultura do algodoeiro**. Piracicaba: POTAFOS, 1999. p. 57-92.

SINGH, B. R.; LAL, R. Phosphorus management in low-input agricultural systems. In: SIMS, J. T. et al. **Phosphorus: agriculture and the environment**. Madison: American Society of Agronomy, 2005. p. 729-760.

SINGH, B.; GILKES, R.J. Phosphorus sorption in relation to soil properties for the major soil types of South-Western Australia. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 29, p. 603-618, 1991.

SOUSA, D. M. G. de; LOBATO, E. Adubação fosfatada em solos da região do cerrado. **Informações Agronômicas**, Piracicaba, n. 102, 2003. 16 p. Encarte técnico.

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

TÁVORA, T. J. A. **A cultura da mamona**. Fortaleza: EPACE, 1982. 111 p.

THOREZ, J. **Practical identification of clay minerals**. Liege: Liege State University, 1976. v. 1, 90 p.

TIDMORE, J. W. The phosphorus content of the soil solution and its relation to plant growth. **Journal American Society Agronomy**, Washington, DC, v. 22, p. 481-488, 1930.

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

TORRENT, J.; SCHWERTMANN, U.; BARRON, V. Phosphate sorption by natural hematites. **European Journal Soil Science**, Oxford, v. 45, p. 45-51, 1994.

VALLADARES, G. S.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C. Adsorção de fósforo em solos de argila de atividade baixa. **Bragantia**, Campinas, v. 62, n. 1, p. 111-118, 2003.

VANCE, C. P.; UHDE-STONE, C.; ALLAN, D. L. Phosphorus acquisition and use: critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. **New Phytologist**, Cambridge, v. 157, p. 423-447, 2003.

WEISS, E. A. Castor. In: _____. **Oilseed crops**. London: Longman, 1983. p. 31-99.

WOODRUFF, J. R.; KAMPRATT, E. J. Phosphorus adsorption as maximum measured by the Langmuir isotherm and its relation hip to phosphorus availability. **Soil Science Society of American Proceedings**, Madison, v. 29, p. 148-150, 1965.

9. APÊNDICES



Apêndice 1. Implantação do experimento em casa de vegetação.



Apêndice 2. Vista parcial do experimento em casa de vegetação.