



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS (UFAM)  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E BIOTECNOLOGIA DA  
REDE BIONORTE**

**USO DE INDICADORES QUÍMICOS NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE UM  
ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrocoeso EM UM SISTEMA DE CULTIVO EM  
ALEIAS**

**ANDREIA PEREIRA AMORIM**

São Luís/MA  
MAIO/2016



**ANDREIA PEREIRA AMORIM**

**USO DE INDICADORES QUÍMICOS NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE UM ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrocoeso EM UM SISTEMA DE CULTIVO EM ALEIAS**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia da Rede BIONORTE, na Universidade Federal do Amazonas/Maranhão, como requisito parcial para a obtenção do Título de Doutor em Biodiversidade e Conservação.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup>. Dra. Alana das Chagas Ferreira Aguiar

Co-orientador: Prof. Dr. Emanuel Gomes de Moura

São Luís/MA  
MAIO/2016



Ficha gerada por meio do SIGAA/Biblioteca com dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Núcleo Integrado de Bibliotecas/UFMA

Pereira Amorim, Andreia.

USO DE INDICADORES QUÍMICOS NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE UM ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrocoesos EM UM SISTEMA DE CULTIVO EM ALEIAS / Andreia Pereira Amorim. – 2016.

111 f.

Coorientador (a) : Emanuel Gomes de Moura.

Orientador (a) : Alana das Chagas Ferreira Aguiar

Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Rede – Rede de Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal/ccbs, Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2016.

1. Conservação ambiental.
2. Degradação do solo.
3. Frações de carbono.
4. Frações de fósforo. Título.



**ANDREIA PEREIRA AMORIM**

**USO DE INDICADORES QUÍMICOS NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE UM ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrocoeso EM UM SISTEMA DE CULTIVO EM ALEIAS**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia da Rede BIONORTE, na Universidade Federal do Amazonas/Maranhão, como requisito parcial para a obtenção do Título de Doutor em Biodiversidade e Conservação.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. ALANA DAS CHAGAS FERREIRA AGUIAR

Co-orientador: Prof. Dr. Emanuel Gomes de Moura

**Banca examinadora**

\_\_\_\_\_  
Prof.<sup>a</sup> Dra. Alana das Chagas Ferreira Aguiar  
Presidente da banca

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Altamiro Ferraz Júnior  
Examinador 2

\_\_\_\_\_  
Prof.<sup>a</sup> Dra. Ana Maria Araújo  
Examinador 3

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Antônio Carlos Leal de Castro  
Examinador 4

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Heder Braun  
Examinador 5

São Luís/MA  
MAIO/2016



## DEDICATÓRIA

*Aos meus filhos Maria Clara Amorim de Lima e Daniel Amorim de Lima; ao meu amado companheiro de todas as horas José Arimatea Rodrigues de Lima, aos meus amados pais Francisco Santos Amorim (in memoriam) e Maria da Conceição Pereira Amorim, forças que impulsionam o meu ser, dedico este trabalho.*

*Dedico*



## AGRADECIMENTOS

- A DEUS pelo dom da vida e por tudo que Ele representa no meu viver. Por ter me dado paciência, força e sabedoria para percorrer todo esse caminho, estando comigo incondicionalmente em todos os momentos.

- Aos meus amados pais que muito se sacrificaram para que eu pudesse chegar até esse momento e por terem me ensinado a ser humilde e sempre respeitar as pessoas.

- Aos meus filhos Maria Clara Amorim de Lima e Daniel Amorim de Lima minhas fontes de motivação.

- Ao meu marido, José Arimatea Rodrigues de Lima, pelo imenso incentivo, amor e companheirismo e pelo apoio e ajuda com meus pequeninos.

- A Prof.<sup>a</sup> Dra. Alana Aguiar, minha orientadora, pela paciência, pelos ensinamentos e amizade e pelas valiosas discussões que muito contribuíram para este trabalho. Pelo seu exemplo de disciplina, dedicação e compromisso, sempre pronta a ajudar e pelas demais ajudas que colaboraram para a realização deste projeto de Tese, sem o seu apoio eu não teria chegado até aqui.

- Agradeço profundamente a minha amiga, comadre e sócia Livia Cândice Ribeiro Silva pela amizade e apoio sempre, sem esse apoio ímpar não teria conseguido realizar essa Tese e a ALC Engenharia, Consultoria e Tecnologia Ltda teria fechado as portas. Obrigada amiga!

- A minha irmã Leda Valquíria Pereira Amorim, que virou auxiliar de laboratório para me ajudar na obtenção dos dados da Tese. Aos meus outros irmãos Jacqueline P. Amorim, Aurideia P. Amorim, Francielli Cabral Amorim e Francisco Amorim Filho e Paulo pela força e orações.

- Agradeço aos amigos Dayvison de A. Soares, Débora Silva, Gustavo Fernandes Sardinha, Martha Jordana Arruda pelo apoio na coleta de solos do experimento. Sem esse apoio esse trabalho não seria possível.

- Aos amigos da “moleza” Estéfanny Portela, Virley Gardeny Lima Sena, Francielle Rodrigues Silva, Marcelo, Amanda Sales, Danyelle Rocha, Vinícius Macedo pelas dicas científicas.

- A Universidade Federal do Amazonas e Universidade Federal do Maranhão/ Programa de Pós-graduação BIONORTE e a todos os professores pela oportunidade de formação profissional e pessoal.

- À FAPEMA, Fundação de Amparo à Pesquisa do Maranhão, pela concessão de Auxílio à Tese, que ajudou na realização do presente trabalho.

- À Universidade Estadual do Maranhão, UEMA, em nome do Professor Dr. Emanuel Gomes de Moura, pela autorização do uso da estrutura dos laboratórios do Núcleo



Tecnológico de Engenharia Rural e Agronomia - NTER/UEMA, em apoio ao projeto, meus sinceros agradecimentos.

- Aos colegas de curso de Pós-Graduação do BIONORTE, Michelle R. Bendelak, Suelen Rocha Botão Ferreira, Antônia Suely Guimarães e Silva, Ana Carolina Soares Dias, Danilo C. Bezerra, Mariana Arruda, Tatiane A. da Penha Silva, Bruno Vinícius de Barros Abreu, Danielle C. C. Augusto, Glene Henrique R. Cavalcante, Rosiane Penha, Marisa Cristina A. Batista, João de Jesus Oliveira Júnior, Ângela Maria Correa Mouzinho, Fabiana dos Santos Oliveira, João Reis Salgado Costa Sobrinho, Raquel Silva Fonteles, pelas discussões, estudos e compartilhamento de aflições durante o curso. Grupo de pós-graduação mais encorajador que esse não existe!

- E a todos aqueles que, de uma forma ou de outra, contribuíram para a realização deste trabalho, meu muito obrigada.



## EPÍGRAFE

*"Não devemos nos preocupar tão somente com a cura do doente, mas igualmente, com a erradicação da doença. No campo ambiental, o mundo também está enfermo. Saberemos, efetivamente, combater a sua doença?"  
O meio ambiente é a criatura sujeita ao Criador, enquanto que o desenvolvimento sustentado é o viver das criaturas harmoniosamente entre si. Eis o porquê da qualidade de vida, bem como do resguardo dos interesses ambientais das presentes e futuras gerações, serem objetivos tanto mais longínquos de se atingir, quanto mais nos distanciamos dos princípios elementares da vida, uns dos outros como, também, de nosso Mestre".*

Luiz Cesar Ribas



AMORIM, Andreia Pereira. Uso de Indicadores Químicos na Avaliação da Qualidade do ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrocoeso em um sistema de cultivo em aleias. 2015. 100 f. Tese (Doutorado Bionorte) - Universidade Federal do Amazonas. Maranhão, São Luís, 2015.

## RESUMO

O uso de indicadores químicos serve para avaliar a qualidade do solo em um sistema de cultivo em aleias. A degradação do solo de sistemas agrícolas da Amazônia, pela conversão da floresta para esses sistemas agrícolas, incompatíveis com as condições edafoclimáticas desta região é considerada uma das maiores ameaças para os solos tropicais devido à depleção de fósforo (P), a diminuição da matéria orgânica do solo (MOS) e a perda de cátions básicos. Esta Tese teve o objetivo de avaliar os principais indicadores químicos de qualidade do solo (matéria orgânica e seus compartimentos, pH, frações do fósforo (P), potássio (K) e o somatório de cálcio (Ca) e magnésio trocáveis (Mg)) após dois anos de plantio em um ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrocoeso sobre um sistema de cultivo em aleias. Foram utilizadas duas espécies de alta qualidade de resíduos: (*Leucaena leucocephala* e *Gliricídia sepium*), e duas espécies de baixa qualidade de resíduos (*Clitoria fairchildiana* e *Acacia mangium*). A área de 1600m<sup>2</sup> foi amostrada, para realização das análises químicas (IAC, 2001) e fracionamento densimétrico e granulométrico da MOS (MACHADO, 2002). O fracionamento de P no solo foi realizado com soluções extratoras, conforme Hedley et al. (1982) com as modificações de Condrón et al. (1985), adaptado de Gatiboni (2003). O delineamento experimental foi em blocos casualizados com cinco tratamentos e oito repetições: leucena+sombreiro (L+S); leucena+acácia (L+A); gliricídia+acácia (G+A); gliricídia+sombreiro (G+S) e tratamento controle sem leguminosas. O milho foi utilizado como cultura teste. As leguminosas foram podadas a 50 cm do solo e seus resíduos foram adicionados à superfície e em seguida o milho foi semeado. Todas as amostras do solo do experimento em aleias apresentaram valores baixos de pH. Houve diferenças estatísticas entre os tratamentos para a MOS. Os maiores teores foram encontrados no tratamento leucena+sombreiro (L+S), mas não influenciou nos estoques de carbono das Frações Leve Livre (FLL), Frações Intra-agregadas (FLI) e Matéria Orgânica Particulada (MOP) da MOS, que não apresentaram diferença estatística. Por conseguinte, após o corte das aleias, a maior parte do P foi encontrada numa forma inorgânica, e também foi encontrada nas frações moderadamente e dificilmente lábeis. Os resultados indicam que as frações de P e matéria orgânica são importantes indicadores para avaliar mudanças no grau de degradação da terra nos trópicos úmidos. Estes resultados indicam também que o uso intensivo e contínuo das culturas anuais nos solos das regiões da Amazônia sem nenhuma prática conservacionista pode ser considerado como um risco elevado para a sustentabilidade dos agrossistemas, principalmente por causa do aumento da acidez ativa e potencial, a redução da matéria orgânica lábil e o esgotamento dos *pools* de P orgânico, levando à degradação do solo. A fertilidade do solo, propriedades físicas e P disponível são responsáveis pela variabilidade da degradação do solo. Considerando-se que os pequenos agricultores respondem por 70% da produção agrícola no país, a adoção do manejo sustentável dos solos cultivados, geralmente de baixa fertilidade natural com sistema em aleias de leguminosas é uma alternativa para a agricultura com benefícios socioeconômicos e ambientais.

**Palavras-Chave:** conservação ambiental, degradação do solo, frações de carbono, frações de fósforo.

---

\* Orientadora: Alana das Chagas Ferreira Aguiar, D.Sc. BIONORTE/UFMA e Co-orientadora: Emanuel Gomes de Moura, D.Sc BIONORTE/UEMA.



AMORIM, Andreia Pereira. Use of Chemical Indicators in Evaluation of Acrisol Quality Yellow Distrocoeso in a cropping system in alleys. 2015. 100 f. Thesis (Ph.D. Bionorte) - Federal University of Amazonas. Maranhão, São Luís, 2015.

## ABSTRACT

The use of chemical indicators used to evaluate soil quality in a growing alley cropping can identify the causes of land degradation in agricultural systems of the Amazon, the conversion of forest to these agricultural systems, incompatible with soil and climatic conditions of this region. This degradation is considered one of the greatest threats to the rainforest due to depletion of phosphorus (P), the decline in soil organic matter (SOM) and the loss of basic cations. two kinds of high quality waste were used: (*Leucaena leucocephala* and *Gliricidia sepium*), and two species of low quality waste (*Clitoria fairchildiana* and *Acacia mangium*). The 1600m<sup>2</sup> area was sampled for carrying out chemical analysis and fractionation of organic matter and soil phosphorus. The SOM was separated by density fractionation soil. Fractionation of P in soil was carried out with extraction solutions. The experimental design was randomized blocks: leucena + sombrero (L + S); leucena + acacia (L + A); gliricidia + acacia (G + A); gliricidia + sombrero (G + S) and control treatment without pulses with five treatments and eight repetitions. The corn was used as test culture. Legumes were pruned to 50 cm of soil waste materials were added to the surface and then the corn was sown. All soil samples of the experiment in alleys had low pH values. The results show statistical differences between treatments when to soil organic matter (SOM). The highest levels were found in the treatment leucena + sombrero (L + S), but did not influence the carbon stock of Fractions Take Free (FLL), Intra-aggregate fractions (FLI) and MOP MOS, which showed no statistical difference. Therefore, in accordance cutting alleys, most of the P found in inorganic form, and was also found in fractions moderately labile and difficult. The results indicate that the fractions of P and organic matter are important indicators to evaluate changes in the degree of land degradation in the humid tropics. These results also indicate that the intensive and continuous use of annual crops in soils of the regions of the Amazon without any conservation practice can be considered as a high risk to the sustainability of agricultural systems, mainly because of increased active and potential acidity, reducing labile organic matter and depletion of organic P pools, leading to soil degradation. Soil fertility, physical properties and available P are responsible for the variability of soil degradation. Considering that small farmers are responsible for 70% of agricultural production in the country, the sustainable management of these soils, usually of low fertility by agroecological alley cropping of legumes is an alternative to agriculture as socioeconomic and environmental benefits.

**Keywords:** direct seeding, phosphorus fractions, carbon fractions, environmental conservation, humid tropics, soil organic matter.

---

\* Adviser: Alana das Chagas Ferreira Aguiar, D.Sc. BIONORTE/UFMA e Co-Adviser: Emanuel Gomes de Moura, D.Sc BIONORTE/UEMA.



## SUMÁRIO

<b>RESUMO.....</b>	<b>IX</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>X</b>
<b>LISTA DE FIGURA.....</b>	<b>XII</b>
<b>LISTA DE TABELA.....</b>	<b>XIII</b>
<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>12</b>
<b>2 REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>14</b>
2.1 Considerações e caracterização de solos degradados .....	14
2.2 Sistema de plantio direto na palha de leguminosas em aleias .....	15
2.3 Ciclagem de Nutrientes em Sistemas de Cultivo em Aleias .....	20
2.4 Matéria orgânica do solo como indicador de qualidade do solo .....	22
2.5 Compartimentos da matéria orgânica no solo.....	23
2.6 O fósforo (P) como elemento essencial .....	26
2.7 As fontes de fósforo (P) .....	27
2.8 Fracionamento de P .....	29
2.9 Estimativa das formas de fósforo no Solo .....	33
2.10 Relações das formas de fósforo com a aplicação de biomassa vegetal.....	37
<b>3 OBJETIVOS .....</b>	<b>38</b>
3.1 GERAL .....	38
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	38
<b>4 HIPÓTESES .....</b>	<b>39</b>
<b>5 JUSTIFICATIVA.....</b>	<b>39</b>
<b>6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>40</b>
CAPITULO I – SISTEMAS AGROFLORESTAIS COMO ALTERNATIVA NA DISPONIBILIDADE DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM AGROECOSSISTEMAS DO TRÓPICO ÚMIDO .....	
	57
CAPITULO II – ANÁLISE DE PARÂMETROS QUÍMICOS DE UM ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrófico CULTIVADO EM SISTEMAS DE ALEIAS DE LEGUMINOSAS ARBÓREAS .....	
	69
CAPÍTULO III – A DINÂMICA DOS COMPARTIMENTOS DO FÓSFORO EM UM ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrocoeso CULTIVADO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO COM LEGUMINOSAS ARBÓREAS.....	
	94
<b>7 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>111</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Atualmente as terras agricultáveis têm sido exaustivamente utilizadas, em muitos casos sem grandes cuidados quanto à conservação do solo, fazendo com que esse recurso perca a sua qualidade relativa aos atributos químicos, físicos e biológicos, causando grandes perdas da qualidade ambiental e prejudicando o desempenho do ecossistema (LACERDA, 2012).

No Brasil, a degradação ambiental da Amazônia ocorre, em grande parte, pela conversão da floresta para sistemas agrícolas incompatíveis com as condições edafoclimáticas da região, que resultam em baixa produção e consequentes áreas degradadas e ciclos de pobreza (BERNARDES et. al., 2009).

Práticas agrícolas que não priorizam o manejo conservacionista, principalmente o uso do fogo são as principais causas da degradação dos indicadores da qualidade do solo e causam sérios problemas quanto à sustentabilidade dos sistemas produtivos, pois promovem redução de produtividade, em consequência da alteração das características originais do solo, como a perda de fertilidade, principalmente pela depleção de fósforo (P), a diminuição da matéria orgânica do solo (MOS) e a perda de cátions básicos, aumento da densidade do solo, compactação, contaminação, declínio acelerado dos estoques de carbono e nitrogênio de origem orgânica (LOSS et al., 2009; AGUIAR, et al., 2013).

A agricultura moderna não tem por finalidade somente a produtividade e rentabilidade, mas visa também à conservação ambiental. Para que estes objetivos sejam alcançados é necessário o manejo agrícola adequado, que gere sustentabilidade ao sistema (ROSA et al., 2011).

Nos países de clima tropical, onde predominam tecnologias de baixo insumo, as pesquisas têm sido conduzidas visando manter os ecossistemas sustentáveis do ponto de vista ambiental e econômico. A adoção de alternativas sustentáveis de uso da terra, como os Sistemas Agroflorestais é muito estudada por pesquisadores do Brasil e demais países na busca pela sustentabilidade dos agrossistemas tropicais (ALTIERI, 2000; SILESHI e MAFONGOYA, 2006; MAKUMBA et al., 2007; AKINNIFESI et al., 2010; MOURA et al., 2010; AJAYI et al., 2011; BERTALOT et al., 2010; BERGERON et al., 2011; TULLY et al., 2012; AGUIAR et al., 2013; VARAH et al., 2013, MUNROE & ISAAC, 2014; CARDINAEEL et al., 2015. Estas pesquisas mostram que esses sistemas têm recebido especial atenção, pois são considerados, promissores pelo fato de requererem menor uso de insumos externos em relação às monoculturas, por serem similares aos ecossistemas naturais.

Estudos têm sido realizados no bioma amazônico com o objetivo de desenvolver estratégias para a utilização mais sustentável dos solos, visando reduzir o impacto das atividades agrícolas sobre o meio ambiente (LOSS et al., 2009; PEREIRA et al., 2010).

O Sistema de cultivo em aleias é um tipo de sistema agroflorestal simultâneo, que consiste na associação de árvores e/ou arbustos, geralmente fixadores de nitrogênio (leguminosas), intercalados por culturas anuais, em faixas. Produz considerável quantidade de biomassa que pode ser incorporada no solo, e a transferência de nutrientes a partir das árvores para as culturas (BERTALOT et al., 2010; MUNROE & ISAAC, 2014), contribuindo para melhoria da qualidade do solo, pois produzem entradas de matéria orgânica (MO) para o mesmo e pode, assim, aumentar o estoque de carbono orgânico do solo (COS) (CARDINAEI et al., 2015). Pode contribuir para a melhoria da qualidade da água (BERGERON et al., 2011; TULLY et al., 2012), o aumento da biodiversidade do solo (AJAYI et al., 2011; VARAH et al., 2013,) e controle de erosão (YOUNG, 1997). Melhora os serviços ecossistêmicos prestados pelos invertebrados do solo (SILESHI e MAFONGOYA, 2006), suprime as ervas invasoras (SILESHI et al., 2006), com isso há redução do uso de agrotóxicos no combate a essas ervas invasoras e o que proporciona a conservação ambiental e ainda sequestra carbono (MAKUMBA et al., 2007).

É uma alternativa de preparo da área de cultivo, em substituição ao uso do fogo, através das vantagens geradas pela deposição do resíduo vegetal triturado sobre o solo para o componente agrícola (AKINNIFESI et al., 2010). Os insumos orgânicos de leguminosas arbóreas podem fornecer nitrogênio suficiente para as culturas, mas não pode fornecer fósforo e potássio (P) suficientes para suportar o rendimento das culturas ao longo do tempo (AJAYI et al., 2011). Entender a dinâmica da distribuição das formas de P no sistema poderá fazer com que as aplicações de fertilizantes sejam mais eficientes.

Esta pesquisa da Tese foi realizada em um agrossistema denominado de *“plantio direto na palha de leguminosas em aleias”*, que consistiu no plantio sem o preparo do solo com grade ou arado, logo após a colheita e, portanto, em cima da palha da cultura anterior. Considerando-se hipótese de que a adoção do sistema de plantio direto na palha de leguminosas cultivadas em aleias pode influenciar os indicadores químicos do solo e conferir a solos de baixa fertilidade uma tendência de melhoria continuada os objetivos deste estudo foram: acompanhar a evolução dos indicadores químicos na avaliação da qualidade do ARGISSOLO do trópico úmido em um sistema de cultivo em aleias e entender a dinâmica da matéria orgânica e do fósforo do solo nesse agrossistema, inserido às margens da região amazônica visando os benefícios agronômicos e ambientais.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Considerações e caracterização de solos degradados

O crescimento da população mundial, a maior expectativa de vida e o aumento do consumo são causas da tendência de utilização indiscriminada dos recursos naturais levando a degradação dos solos. Isto porque muitas técnicas hoje empregadas na exploração dos recursos naturais, não estão adequadas à manutenção do meio ambiente. A conversão de áreas florestais em plantios agrícolas representa mudança drástica no ecossistema original, por provocar alterações no conjunto de atributos morfológicos, físicos, químicos e biológicos do solo (LIMA et al., 2011). Assim, são esperados severos impactos, uma vez que se rompem os mecanismos naturais de reciclagem e de proteção do sistema, induzindo, desde o início, vários fatores de degradação (LUIZÃO et al., 2006).

Os agroecossistemas baseados no uso indiscriminado de agroquímicos, no manejo intensivo e na perda da vegetação (biodiversidade) pelo processo de corte e queima têm como consequências a redução da qualidade do solo e a interrupção da continuidade dos seus processos biológicos, que são responsáveis pela mineralização dos nutrientes orgânicos para a nutrição das plantas. Esse problema é mais agravante em solos das regiões tropicais de avançado estágio de intemperismo (GAMA-RODRIGUES et al., 2006). Os processos mais importantes e responsáveis por essa degradação são a erosão, a compactação e a diminuição dos estoques de matéria orgânica do solo, os quais influenciam negativamente a microbiota e macrofauna do solo (LEITE et al., 2003).

De acordo com Lacerda (2012) áreas degradadas são aquelas caracterizadas por solos empobrecidos e erodidos, instabilidade hidrológica, produtividade primária e diversidade biológica reduzida. Usa-se o solo como base para classificação de área degradada. Pois é no solo que as esferas hidrológicas, biológicas, atmosféricas e geológicas interagem. O solo degradado é consequência da perda de sua capacidade física e química de continuar produtivo, o que o impossibilita de reter gás carbônico (CO<sub>2</sub>).

A introdução de sistemas agrícolas em áreas de vegetação nativa resulta num rápido decréscimo do conteúdo de carbono orgânico (CO) do solo em virtude da combinação de fatores climáticos, tais como elevada temperatura e umidade, associados às práticas de manejo agrícola inadequadas. O excesso de mobilização do solo, que vem comprometendo o crescimento da produtividade das culturas e resultado na degradação do solo e do ambiente (CAMPOS et al., 2011). O uso do fogo no preparo de área e a redução do período de pousio são fatores que podem levar à degradação e à perda de qualidade do solo para o uso agrícola, principalmente pela depleção de fósforo (P), a diminuição da matéria orgânica do solo (MOS) e a perda de cátions básicos (MOURA et al., 2010; AGUIAR et al., 2013; BONINI, 2015).

A definição da degradação do solo está associada à própria definição de qualidade do solo, ou seja, à medida que as características são alteradas negativamente, estabelece-se um processo de degradação (ALVES & SOUZA, 2008). A degradação química do solo, segundo Bonini (2012) resulta na queda de sua fertilidade, ocasionada pela redução dos teores e da qualidade da matéria orgânica e pela redução dos teores de macro e micronutrientes. Comumente, há aumento dos teores de Mn e Al, devido à redução do pH. Referidos atributos constituem indicadores importantes da qualidade do solo (BONINI et al., 2015).

A produção agrícola no trópico úmido enfrenta grandes desafios para manter a produtividade das culturas dentro de uma margem economicamente viável. Os solos dessa região são altamente intemperizados e derivam, em grande parte, de rochas sedimentares clásticas, com estrutura frágil e baixa capacidade de retenção de cátions (MOURA et al., 2010). Portanto, propícios à degradação.

Em vista disso, torna-se fator de grande relevância a adoção de um sistema produtivo conservacionista que atenda às necessidades locais. O conhecimento dos processos responsáveis por alterações ambientais, principalmente o manejo incorreto da terra, é essencial para obtenção de sistemas de produção agropecuária sustentável.

## **2.2 Sistema de plantio direto na palha de leguminosas em aleias**

A conservação e a recuperação da Amazônia dependem não somente da proteção de áreas naturais, mas também de sistemas de produção sustentáveis que viabilizem a produção vegetal e a conservação do solo, da água e da biodiversidade. Faz parte da sustentabilidade a busca da máxima produtividade, pois uma menor proporção de áreas ocupadas pode atender a demanda da sociedade e, conseqüentemente, maior proporção da região pode ser mantida com atividades de baixíssimo impacto, resultando em máxima preservação ambiental (BERNARDES et al., 2009).

Nas últimas décadas, novos conceitos de sistemas de produção agrícola, baseados na conservação do solo, na diversificação de culturas, na reciclagem de nutrientes, no uso sistemático de adubos orgânicos e em outras práticas alternativas, têm sido desenvolvidos na tentativa de equilibrar a produtividade com a conservação do meio ambiente (LOSS et al., 2009).

Neste contexto, aumentar a produção agrícola e conservar os recursos naturais é o paradigma preconizado para o desenvolvimento sustentável dos agroecossistemas sendo a adubação verde uma das práticas viáveis para contribuição no restabelecimento do equilíbrio do sistema e pelo aumento da produtividade (ROSA et al., 2011).

O sistema plantio direto é uma técnica ecológica baseada em manter a superfície do solo com resíduos de plantas, com o mínimo de distúrbio nas camadas superficiais do solo (CHRISTOFFOLETI et al., 2007). Esta relacionada à sustentabilidade, e mantém a fertilidade e vida do solo, sendo sua introdução um dos maiores avanços no processo produtivo da agricultura brasileira (PEREIRA et al., 2009).

Dentro deste contexto, um sistema de plantio direto com qualidade exige adequada rotação de culturas, em que as plantas utilizadas mantenham um ciclo que garanta melhoria ao sistema, sem prejudicar a cultura principal e utilizando a rotação de culturas de forma correta (ROSA et al., 2011). Entre as melhorias constatadas na fertilidade do solo com uso de sistemas plantio direto, destacam-se as alterações químicas (CAMPOS et al., 2011). Este sistema é caracterizado pela formação de um ambiente orgânico que favorece a preservação da umidade e da fertilidade do solo, e que facilita a difusão do fósforo (P) na solução do solo e sua absorção pelas plantas (GATIBONI et al., 2007).

Infelizmente no Maranhão a época de plantio das culturas de verão (dezembro/janeiro) é precedida de um período de seca intenso (agosto/novembro) que não possibilita a produção de palha de plantas anuais suficiente para a adoção do plantio direto. Por isso o sistema de plantio direto na palha de leguminosas em aleias ou *Alley cropping* é um tipo de sistema agroflorestal simultâneo e bem adaptado às características climáticas dos trópicos (MOURA et al., 2008; AGUIAR et al., 2010).

A sustentabilidade do sistema de plantio direto na palha de leguminosas em aleias, nas condições edafoclimáticas do Estado do Maranhão pode ser considerado uma alternativa sustentável de manejo do solo, por sua capacidade de reciclar nutrientes e melhorar os indicadores de qualidade do solo ao longo do tempo (AGUIAR et al., 2009, 2010, 2013). É um tipo de sistema agroflorestal que consiste na associação de árvores e/ou arbustos, geralmente fixadores de nitrogênio (leguminosas), intercalados por culturas anuais, em faixas (LOSS, et al., 2009; KREMER et al., 2011, VASCONCELOS et al., 2012). O manejo desse sistema é feito por podas da parte aérea das leguminosas durante a estação de crescimento da cultura principal e o produto das podas aplicado no solo, onde se decompõem e fornecem nutrientes às plantas (EIRAS & COELHO, 2011).

O sistema em aleias produz considerável quantidade de biomassa que pode ser incorporada no solo, e a transferência de nutrientes a partir das árvores para as culturas (BERTALOT et al., 2010; MUNROE & ISAAC, 2014), contribuindo para melhoria da qualidade do solo, pela produção de entradas de matéria orgânica (MO) para o sistema e pode, assim, aumentar o estoque de carbono orgânico do solo (COS) (CARDINAEL et al., 2015). Pode contribuir para a melhoria da qualidade da água (BERGERON et al., 2011; TULLY et al., 2012), o aumento da biodiversidade do solo (AJAYI et al., 2011; VARAH et al., 2013,) e controle de erosão (YOUNG, 1997).

É uma alternativa de preparo da área de cultivo, em substituição ao uso do fogo, através das vantagens geradas pela deposição do resíduo vegetal triturado sobre o solo para o componente agrícola (AKINNIFESI et al., 2010). Experiências com sistemas agroflorestais na África Austral demonstram que essa tecnologia de baixo custo está disponível para o aumento significativo do rendimento das culturas, reduz a insegurança alimentar e melhora os serviços ambientais de forma a ajudar assegurar a capacidade de produção dos solos a longo prazo. Centenas de milhares de agricultores pobres atualmente usam o sistema de cultivo em aleias na Malawi e Zâmbia (AKINNIFESI et al., 2010; AJAYI et al., 2011). É altamente recomendada para a construção de agroecossistemas sustentáveis nas condições do trópico úmido (MOURA et al., 2009a) porque tem permitido melhoria nas características químicas do solo (carbono orgânico e nutrientes), especialmente na camada superficial, quando comparado ao monocultivo. A melhoria tem sido atribuída à reciclagem mais eficiente dos nutrientes pela fitomassa das podas ou pela serapilheira (AGUIAR et al., 2013). Esse sistema agroflorestal combina duas possibilidades que normalmente caminham separadas, pois permite a produção agrícola e a regeneração da fertilidade do solo, no mesmo período e lugar, o que também não é possível apenas com a adubação verde tradicional (MOURA et al., 2010).

As espécies arbóreas recomendadas para o sistema de aleias devem apresentar fácil estabelecimento, sistema radicular profundo e pouco extenso nas camadas superiores, crescimento rápido, tolerância ao corte, capacidade de rebrota, alta produção de massa, fixação biológica de nitrogênio associada a altos teores de N nas folhas e ser de fácil decomposição (KANG et al., 1990). Também é desejável que as espécies arbóreas sejam tolerantes a condições adversas de solo, principalmente baixa fertilidade e acidez (SZOTT et al. 1991; VASCONCELOS et al., 2012). São das leguminosas os resíduos de maior qualidade e com os melhores resultados, sendo usadas quando o objetivo é a incorporação de resíduos no solo (ROSA et al., 2011). Uma das principais espécies de leguminosas mais indicadas para sistema de cultivo em aleias são: Leucena (*Leucaena leucocephala*) e Gliricídia (*Gliricidia sepium*), conforme estudos de Eiras e Coelho (2011).

A escolha dessas espécies vai depender muito das condições climáticas, do tipo de solo da região e da necessidade da cultura a ser implantada, pois apesar de as plantas absorvem N, P e K em maiores quantidades, a necessidade da planta por cada um desses nutrientes vai diferir dependendo da cultura (VASCONCELOS et al., 2012). Dentre as espécies leguminosas, a leucena (*Leucaena leucocephala* L.) e a gliricídia (*Gliricidia sepium* L.) são as mais usadas em condições experimentais por possuir resíduos de alta qualidade.

Young (1997) definiu resíduos de alta qualidade sendo aqueles que apresentam alto teor de nitrogênio (N), baixas quantidades de lignina e polifenóis, e o inverso deve ser

denominado de resíduo de baixa qualidade. Os resíduos de “alta qualidade” liberam rapidamente os nutrientes, o que não é vantajoso, por favorecer a falta de sincronia entre a mineralização e as necessidades paulatinas da cultura, além disso, os nutrientes podem ser completamente imobilizados caso estejam presentes em teores muito baixos e coincidam com conteúdos de lignina e polifenóis muito altos. Assim, a “melhor qualidade” do resíduo não é um critério inquestionável na escolha das espécies arbóreas para o desenho do agroecossistema, uma vez que em muitas situações o efeito de cobertura é mais importante que o fornecimento de nutrientes, por isso existe o conceito de resíduos de “qualidade média”: aqueles que liberam os nutrientes, e mais especificamente o N, de acordo com as demandas da espécie de interesse econômico (MOURA et al., 2008a).

Trabalhos conduzidos no trópico úmido maranhense por Moura et al. (2010) e Aguiar et al. (2010) mostraram que a técnica de combinar espécies de “alta qualidade” (como *Leucaena leucocephala* e *Pigeon pea*) com outras de “baixa qualidade” (como *Clitoria fairchildiana* e *Acacia mangium*) garante uma liberação de nutrientes sincronizada com as demandas da cultura, ao mesmo tempo em que protege o solo durante o período de cultivo.

O sistema de “*plantio direto na palha de leguminosas em aleias*” possui as seguintes vantagens: i) produz palha para a cobertura do solo no período seco, porque utiliza espécies de árvores adaptadas e preparadas para crescer neste período; ii) produz grande quantidade de N resultante da capacidade fixadoras das leguminosas arbóreas utilizadas no sistema; iii) retorna para a superfície principalmente o Ca e o K reciclados das camadas mais profundas do solo por onde crescem as raízes das árvores; iii) ajuda no controle de ervas invasoras porque os ramos e folhas aplicados ao solo cobrem as sementes diminuindo sua germinação; iv) aumenta a fertilidade do solo, principalmente pela fixação de nitrogênio e aumento dos teores de matéria orgânica, garantindo a sustentabilidade dos sistemas agrícolas (AGUIAR et al., 2009), produzem alimento para o homem, como caupi, amendoim, guandu e forragem para os animais como *Stylosanthes*, sendo mais atrativas para os agricultores de pequena escala (EIRAS & COELHO, 2011).

O sistema de cultivo em aleias também tem um impacto positivo sobre os indicadores químicos de qualidade do solo. Nos experimentos conduzidos por Moura et al. (2010) e Aguiar et al. (2010) na Periferia da Amazônia, a adição de resíduos de leguminosas aumentou significativamente os níveis de Ca, Mg e da saturação por bases (V%) nos primeiros 10 cm do perfil do solo, comparando-se com as testemunhas, de superfície descoberta e as melhorias nas condições químicas do solo foram mantidas por pelo menos cinco anos com a aplicação contínua do material podado das árvores.

Sistemas de cultivo em aleias mantêm ou aumentam a produtividade de grãos e biomassa quando comparados com sistemas solteiros de produção, como observado por, e Aguiar et al. (2010) e Moura et al. (2010) no trópico úmido brasileiro, Zhao et al. (2012) na

China, Kremer et al. (2011) nos Estados Unidos e Akinnifesi et al. (2010) em Malawi, Zâmbia, Zimbabwe e Tanzânia, África, onde os ganhos conseguidos com o milho usando árvores leguminosas de gliricídia teve um aumento de rendimento 55-350% em relação ao controle. Em um ensaio a longo prazo em Makoka, o consórcio com o milho a gliricídia aumentou o rendimento do milho entre 100 a 500%, com uma média 315% durante um período de dez anos. Porém, verificaram que o aumento no rendimento é mais aparente a partir do terceiro ano em diante, após estabelecimento árvore (AKINNIFESI et al., 2007).

Portanto, é uma técnica agroecológica de grande interesse social, ambiental e de resultado econômico, mas apesar deste sistema apresentar altas produtividades e sustentabilidade do manejo do solo confirmadas junto aos agricultores, importantes demandas ainda precisam ser atendidas para aumentar a sua aceitação e diminuir o uso de *inputs* externos e evitar a degradação dos solos: i) os baixos teores de P dos solos da região, aliados ao alto grau de exigências das leguminosas neste elemento, exigem a correção de sua deficiência para que o sistema exerça seu potencial de reciclagem de nutrientes. ii) o baixo conteúdo de P da maioria das leguminosas utilizadas no sistema não permite a utilização da ciclagem deste elemento como alternativa às adubações fosfatadas; iii) o desconhecimento sobre o destino e a eficiência de uso do P aportado ao sistema dificulta a tomada de decisão quanto ao manejo adequado deste nutriente, principalmente quanto as quantidades e melhores oportunidades de realização das adubações fosfatadas (AGUIAR et al., 2010).

O cultivo em aleias apresenta ainda, algumas limitações, como dificuldade de aceitação da tecnologia por parte dos agricultores, competição entre as árvores e as culturas por água, luz e nutrientes e dificuldade de estabelecimento do estande (ZHAO et al., 2012) e a necessidade de adição de substâncias fertilizantes inorgânicas (principalmente fosfato) para promover a boa reciclagem dentro do Sistema, em especial para K e Ca (VANLAUWE et al., 2005, 2014).

A competição entre as árvores e as culturas, por sua vez, pode ser minimizada, ou até mesmo suprimida, através da adoção de algumas medidas: plantio de espécies perenes e anuais com sistemas radiculares compatíveis entre si, aumento do espaçamento entre as linhas de leguminosas, poda periódica dos ramos e cobertura da superfície edáfica com a biomassa arbórea (ZHAO et al., 2012). A conservação dos recursos naturais por meio de sistemas produtivos pode também proporcionar maior segurança alimentar e geração de renda que refletem na melhoria das condições de vida das populações rurais (BERNARDES et al., 2009, AKINNIFESI et al., 2010).

### 2.3 Ciclagem de Nutrientes em Sistemas de Cultivo em Aleias

Mediada por fatores bióticos e abióticos a decomposição dos resíduos vegetais é o resultado da quebra da matéria orgânica morta em dióxido de carbono, água e componentes minerais. Isso se dá pela interação de três processos: lixiviação, fragmentação e alteração química. O primeiro ocorre por processo abiótico em que há remoção de compostos solúveis por ação da água. O segundo refere-se à ação da fauna do solo, a qual fragmenta e reduz o tamanho das partículas do material sobre o solo, e por último ocorre a alteração química da matéria orgânica morta pela ação dos microorganismos presentes no ambiente (CHURCHLAND et al., 2013).

Dentre os fatores climáticos, a temperatura e a precipitação são os mais importantes no processo de decomposição, pois influenciam o processo da lixiviação e ao mesmo tempo criam ambiente apropriado para a atuação de microorganismos favoráveis a este processo. Por causa da dependência desses fatores climáticos, a taxa de decomposição varia drasticamente entre as regiões. Nas regiões de florestas tropicais, como é o caso da floresta Amazônica, a alta temperatura e precipitação aceleram o processo de decomposição (BARGALI et al, 2014).

Os microorganismos do solo são os principais agentes da ciclagem de nutrientes, pois são capazes de digerir todo substrato encontrado no solo, utilizando energia e os nutrientes para seu próprio crescimento, incluindo os compostos orgânicos como a lignina e celulose. Fungos e bactérias são os principais responsáveis pela decomposição e estão relacionados com a qualidade nutricional do material a ser decomposto e os fatores climáticos.

A taxa de decomposição dos resíduos vegetais também é uma variável importante na ciclagem de nutrientes, que está relacionada à capacidade de absorção das diferentes espécies vegetais (CONG et al., 2015), nas regiões tropicais esta taxa é mais acelerada quando comparado às regiões de clima temperado e determina o tempo de permanência dos resíduos na superfície do solo, sendo esta taxa influenciada pela relação C/N da espécie utilizada, volume de produção de fitomassa, fertilidade e pH do solo (TEIXEIRA et al., 2012), que contribuem para a diminuição, manutenção ou aumento da produtividade das culturas comerciais cultivadas sobre estes resíduos.

O efeito da serrapilheira também influencia na taxa de decomposição. A velocidade de decomposição pode variar de acordo com a quantidade de lignina, polifenóis, carbono, nitrogênio, fósforo, enxofre e outros componentes (BARGALI et al., 2014). Diversos indicadores têm sido propostos como bons preditores da decomposição de resíduos e da liberação de nutrientes, principalmente N e P, dentre os quais as relações C/N, C/P, Lignina/N, Lignina/P e (Lignina + Polifenóis) /N (CONG et al., 2015).

O tempo de liberação dos nutrientes é determinado pela taxa de decomposição dos resíduos (TEIXEIRA et al., 2012). Gama-Rodrigues et al. (2007) verificaram que a liberação de N, P, K, Ca e Mg de resíduos vegetais foi associada com a taxa de decomposição, exceto para o K, com maior liberação para resíduos de fabáceas e menores para poáceas. As espécies vegetais que são depositadas sobre o solo possuem velocidades de decomposição variada, em função de suas características físicas e químicas. Muitos trabalhos correlacionam negativamente a velocidade de decomposição dos materiais vegetais com os teores de lignina, celulose e relações lignina/N, C/N e C/P, e positivamente com os teores de N e P (COQ et al., 2011).

A escolha da espécie que poderá fornecer eficientemente os nutrientes para a cultura também poderá influenciar na decomposição, quando um dos componentes da biomassa contém compostos inibitórios (por exemplo, polifenóis), inibem o crescimento microbiano e atividade de toda a comunidade, consequentemente impedindo a decomposição da serrapilheira (COQ et al., 2011). Nesse contexto a escolha da espécie de leguminosas arbóreas é fundamental para se maximizar os efeitos positivos da utilização da biomassa como fonte de nutrientes no sistema em aléias.

A preferência pelo uso de leguminosas se deve à grande vantagem dessas espécies em melhorar a fertilidade do solo devido à introdução de nitrogênio (N) no sistema, principalmente via fixação biológica (FBN), mas também pela captura de elementos percolados ao longo do perfil, tornando-os disponíveis na superfície por conta da poda e uso da biomassa como cobertura edáfica (PARTEY et al., 2011).

A decomposição e a liberação de nutrientes dos resíduos vegetais seguem uma tendência exponencial, relacionando-se diretamente com as características do material, a assimilação pelas culturas e com a reciclagem dentro do sistema (AGUIAR et al., 2010). A qualidade do material está relacionada à sua composição química e, mais especificamente, com os conteúdos de carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P), lignina, polifenóis e as interações entre estes (AGUIAR, 2006). Para o mesmo autor, são considerados de “alta qualidade” resíduos de com teores de nitrogênio acima de 2,5%, conteúdo de lignina inferior a 15% e de polifenóis abaixo de 4%. Resíduos com características inversas às expostas são chamados de resíduos de “baixa qualidade”. De acordo com Gusewell e Gessner (2009), N é o elemento limitante quando a relação N/P é baixa (N/P=5 a 10) e o P é limitante quando a relação é alta (N/P=80 a 160).

O processo de deposição de N a partir de uma espécie e posteriormente utilizado em outra é a transferência de nitrogênio (JENSEN, 1996). A transferência de N é um dos fundamentos mais importantes do plantio consorciado entre as espécies fixadoras de N, e pode ocorrer de diversos modos e principalmente quando a biomassa é depositada sobre o solo, como é o caso do sistema em aléias.

A mistura de materiais de diferentes concentrações de N, como é o caso do sistema em aléias, pode direcionar padrões durante a decomposição da serrapilheira; a teoria da fonte e da difusão. A teoria de que a fonte controla a quantidade de N disponível no sistema (SCHIMEL, 2007), é baseada na teoria da mineralização: os microorganismos decompositores, por estarem primeiramente em contato com o N mineralizado teriam acesso primeiramente ao N. Portanto, a disponibilidade no N para os outros componentes do sistema é controlada pelos microorganismos em contato direto com a fonte (SCHIMEL, 1999). Na teoria da difusão o movimento de N é direcionado por um gradiente de N entre a fonte e o dreno, influenciado por eles (HILLEL, 1998).

Ao combinar biomassa de diferentes qualidades (com alta e baixa concentração de N) durante a decomposição, a composição química da biomassa de menor concentração de N pode limitar o crescimento microbiano e a taxa de transferência de N. O consórcio de espécies de diferentes qualidades pode regular a liberação de N, mas não altera a decomposição e nem a mineralização de N nas espécies individuais (SCHWENDENER et al., 2005).

Quando se utiliza combinações de espécies no sistema em aléias, a biomassa de diferentes espécies se decompõe simultaneamente no mesmo espaço. Isso pode alterar a decomposição por meio de efeitos aditivos e não aditivos (COQ et al., 2011). Em caso de efeitos aditivos a decomposição da mistura é equivalente a soma da decomposição das partes separadas, o efeito também pode ser nulo pela forte interação entre planta e solo, e a decomposição do consórcio ocorre da mesma maneira de quando as espécies estão sozinhas (AUSTIN e VIVANCO, 2006).

O manejo das culturas influencia na capacidade de troca de bases e no pH do solo. A adição de resíduos vegetais pode promover, a elevação do pH, por viabilizar a complexação de  $H^+$  e  $Al^{3+}$  com compostos do resíduo vegetal, deixando Ca, Mg e K e íons fosfato mais livres em solução, o que pode ocasionar aumento na saturação da capacidade de troca de cátions-CTC, por estes cátions de reação básica (PAVINATO et al., 2008).

## 2.4 Matéria orgânica do solo como indicador de qualidade do solo

A matéria orgânica do solo (MOS) compreende resíduos vegetais em decomposição em diferentes estágios, além de organismos edáficos envolvidos neste processo, e pode ser associada com a matéria mineral em diferentes proporções (SANTOS et al., 2013). É composta principalmente de carbono (C), razão pela qual ele é expresso em termos de conteúdo de C orgânico do solo ( $g.kg^{-1}$ ) ou a massa por unidade de área ( $g.m^{-2}$ ) para uma determinada camada de solo (MAGALHÃES et al., 2016).

A MOS é um importante reservatório de nutrientes e energia. Sem a presença da MOS, a superfície da terra seria uma mistura estéril de minerais. Além disso, não há dúvidas quanto a sua essencialidade na fertilidade, produtividade e sustentabilidade das áreas agrícolas ou não agrícolas (LEITE et al., 2006, 2010). Os Pesquisadores que consideram a MOS como o indicador ideal para avaliar Qualidade do Solo (QS) estão fundamentados no fato de as várias funções e processos biológicos, físicos e químicos que ocorrem no solo estarem relacionados diretamente com a presença de matéria orgânica (ROSA et al., 2011; AGUIAR et al., 2013; CHEN et al., 2016). Muitos autores têm apontado a importância da MO para a qualidade do solo, porque influencia, entre outras propriedades, a estabilidade de agregados e estrutura do solo; taxa de infiltração de água e capacidade de retenção de água do solo; atividade biológica; Capacidade de Troca de Cátions-CTC, ciclagem de nutrientes e disponibilidade para as plantas; complexação de íons (BOTERO et al., 2010; RICCI et al, 2010; CARVALHO et al., 2011; SCHIAVONI et al, 2011; BONINI, 2012; COSTA et al., 2014).

Manejar o solo para aumentar a MOS pode melhorar a produtividade e qualidade ambiental e pode reduzir a severidade e os custos financeiros de fenômenos naturais, como seca, alagamento e doenças. Os estudos de Okumura et al. (2011) mostraram que a matéria orgânica presente no solo é importante, também, na adsorção de agrotóxicos no solo. A adição de materiais orgânicos aumenta a atividade microbiana e conseqüentemente acelera a degradação de muitos agrotóxicos, além disso, a fração orgânica do solo tem o principal papel no comportamento dos agrotóxicos no ambiente.

A matéria orgânica associada ao bom estado da estrutura do solo aumenta sua capacidade de retenção de água e proporciona o desenvolvimento radicular em profundidade, o que resulta em plantas mais saudáveis, com rápido desenvolvimento e resistente a estresses hídricos e nutricionais, visto que o aumento de matéria orgânica também aumenta a quantidade de microrganismos que por sua vez são capazes de mobilizar nutrientes para as raízes (ROSA et al., 2011). Sendo assim, estudos que visem caracterizar o comportamento e composição da MOS são fundamentais para o entendimento de sua natureza e elucidação dos fatores que governam sua estabilização, a fim de identificar e estabelecer práticas de manejo mais conservacionistas que contribuam com a sua preservação e promovam a sustentabilidade dos agroecossistemas (MACHADO et al., 2014).

## **2.5 Compartimentos da matéria orgânica no solo**

Nos últimos anos, o ciclo do carbono tem sido avaliado em diversos estudos, uma vez que esse elemento desempenha papel chave nos processos que envolvem mudanças climáticas globais (CARVALHO et al., 2010, CAMPOS et al., 2011; MACHADO et al., 2014; CHEN et al., 2016).

As mudanças no sistema de uso da terra, como a substituição de sistemas naturais em áreas agrícolas com cultivo mais intensivo, o frequente uso de queimadas e o preparo intensivo do solo provoca remoção de sistemas biológicos complexos, multiestruturados, diversificados e estáveis. O estudo da matéria orgânica e de seus diversos compartimentos, bem como sua relação com o manejo, visa desenvolver estratégias para utilização sustentável dos solos, com vistas a reduzir o impacto das atividades agrícolas sobre o meio ambiente (PINHEIRO et al., 2004; MACHADO et al., 2014).

Definir a qualidade, a disponibilidade e a atividade dos nutrientes nos substratos orgânicos em diferentes compartimentos do solo e a chave para entender e descrever os processos de mineralização-imobilização dos nutrientes na forma orgânica. Independentemente da forma orgânica do nutriente, a matéria orgânica dos diferentes tipos de solos difere muito quanto à qualidade e habilidade de suprir nutrientes para as plantas (LEITE et al., 2006).

De modo geral, considera-se que a matéria orgânica do solo contém cerca de 58% de C, em relação à massa total (RHEINHEIMER et al., 2008). Os teores de carbono e nitrogênio totais de compartimentos da matéria orgânica do solo estão presentes tanto como complexos organo-minerais COM-Primários na argila, silte e areia, onde estão presentes 90% das substâncias húmicas do solo, normalmente é menos sensível às alterações de manejo, principalmente em curto prazo (ROSSI et al., 2012), mas também como complexos organo-minerais secundários (COM-Secundários) e matéria orgânica não-complexada livre (MONC-Livre).

A MONC-Livre também é denominada de Fração Leve-Livre da matéria orgânica do solo (FLL) e a MONC-oclusa pode ser denominada de Fração Leve Intra-agregado (FLI) (MACHADO et al., 2002). A matéria orgânica particulada (MOP) é uma fração lábil e apresenta maior taxa de reciclagem dos constituintes orgânicos, sendo que as alterações em seus estoques promovidas pelo manejo do solo são percebidas geralmente em curto prazo (ROSSI et al., 2012). A MOP é tida como uma fração relativamente sensível às práticas de manejo (CHEN et al., 2016). A matéria orgânica ligada aos minerais (MOM) é dependente da quantidade de material orgânico que é transferido da MOP e da proteção coloidal exercida pelas superfícies minerais (CHRISTENSEN, 1996).

Pesquisas sobre qual componente da MOS é o melhor indicador para as diferentes condições ambientais do país concluíram que carbono da fração leve e carbono lábil (CHEN et al., 2015), C e N da fração < 53  $\mu\text{m}$  (CONCEIÇÃO et al., 2005) e C e N da biomassa microbiana e da fração leve (XAVIER et al., 2006) são os mais indicados.

O solo é um dos compartimentos que mais armazenam C na Terra, de modo que, em termos globais, o primeiro metro superior do solo armazena 2,5 vezes mais C que a vegetação terrestre e duas vezes mais C que o presente na atmosfera (LAL, 2003).

Os compartimentos da MOS devem ser quantificados por se mostrarem muito sensíveis as ações antrópicas e mudanças no manejo, o que os credenciam como eficientes indicadores de qualidade do solo (CHEN, et al. 2015). Essa maior sensibilidade possibilita, de forma mais antecipada do que se utilizando apenas a medida do COT, a tomada de decisões em relação aos agroecossistemas mais adequados a determinado ambiente. A fração lábil da matéria orgânica do solo (MOS) que forma a Fração Leve Livre inclui resíduos de plantas em decomposição, formas solúveis em água, macrofauna edáfica e biomassa microbiana (CAMPOS et al., 2011).

Além de indicador de qualidade do solo, a fração leve é fonte de C lábil, isto é, cicla rapidamente e, por isso, contribui para a ciclagem de nutrientes, pois é fonte de energia prontamente disponível para os microrganismos responsáveis por essa ciclagem (LEITE et al., 2006).

A mineralização dos constituintes lábeis ocorre em poucas semanas ou meses. Em contrapartida, os componentes mais estáveis da MOS, representados pelas substâncias húmicas (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e huminas), são resistentes ao ataque microbiano e podem persistir no solo por centenas de anos, seja por sua estrutura molecular recalcitrante ou por estarem fisicamente protegidos em complexos organominerais no interior dos agregados (SILVA & MENDONÇA, 2007; CAMPOS et al., 2011).

Além da biomassa microbiana e da fração leve, há outros constituintes lábeis que poderiam referenciar compartimentos de MOS. As substâncias não húmicas compreendem diversos compostos quimicamente definidos, tais como, lignina, ceras, pectinas, além de vários polissacarídeos. Esses compostos são relacionados ao compartimento lábil da MOS, pelo menos em solos em que os processos biológicos não são restritos. Em geral, a labilidade das substâncias não húmicas nos solos é inversamente relacionada ao tamanho e complexidade das moléculas que as formam. A maioria desses compostos pode persistir por vários anos, especialmente em solos com baixa atividade biológica, em virtude, essencialmente, das suas estruturas poliméricas recalcitrantes, ou seja, de difícil decomposição, ou da estabilização química por meio de interações com minerais ou outras substâncias, tais como, complexos proteínas-taninos (LEITE et al. 2006).

O acúmulo de carbono nas frações lábeis e estáveis da MOS apresenta grande dinamismo e é influenciado pela composição química (relação C/N) pelo aporte de resíduos ao solo, por aspectos climáticos e, principalmente, pelo manejo adotado (ZHONGKUI et al., 2010).

Portanto, o C pode ser útil como um indicador de mudanças, na quantidade (estoque C) e qualidade (frações lábil e não lábil C) de matéria orgânica em solos cultivados (MAGALHÃES et al., 2016).

## 2.6 O fósforo (P) como elemento essencial

O manejo do fósforo (P), um nutriente essencial para as plantas é fundamental para a manutenção ou o aumento do rendimento da colheita (SYERS et al. 2008, NZIGUHEBA et al., 2016), minimizando o consumo de fosfato natural não renovável (CORDELL et al. 2009, 2012) e minimizando perdas de P e a eutrofização dos corpos d'água (WITHERS et al., 2014). Realinhar as entradas de P para combinar necessidades das culturas é visto como um passo importante para aumento da eficiência de P (WITHERS et al. 2015). Dentre os nutrientes essenciais às plantas, o fósforo (P) exerce função relevante no metabolismo, pois desempenha inúmeras funções na manutenção da célula orgânica: é o componente-chave dos nucleotídeos que garantem a estrutura helicoidal das moléculas de DNA e RNA; compõe a Adenosina Trifosfato ATP, fonte indispensável de energia para inúmeros processos bioquímicos; e participa da formação dos fosfolipídios, que garantem a estrutura das membranas biológicas (CHILDERS et al., 2011), constituindo-se elemento-chave para o desenvolvimento inicial, produtividade e longevidade da cultura (WANG et al., 2014). Também, pode aumentar a produção de sólidos solúveis (SANTOS et al., 2011); no entanto, a eficiência da adubação fosfatada é baixa sobretudo em solos tropicais altamente intemperizados (CAIONE et al., 2013). É um nutriente que apresenta baixa mobilidade no solo e grande capacidade de ser sorvido pelos minerais de argila e óxidos (RAIJ, 2011).

O P é um elemento crítico para as plantas e contribui com, aproximadamente, 0,2% da matéria seca. É um dos nutrientes mais difíceis de ser adquirido pelos vegetais, pois a sua relativa abundância é suprimida pela sua alta reatividade, que diminui consideravelmente a sua disponibilidade nos solos (SMITH et al., 2011). No solo o P inorgânico, quando em solução, pode apresentar as seguintes formas iônicas: a) ácido ortofosfórico ( $\text{H}_3\text{PO}_4^{3-}$ ) com predomínio em pH menor que 2,1; b) dihidrogenofosfato ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ) predominando entre o pH 2,1 e 7,2, compreendendo a faixa de pH indicado aos vegetais; c) hidrogenofosfato ( $\text{HPO}_4^{2-}$ ) predominando em pH básico entre 7,2 e 12 e; d) fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) com pH acima de 12 (RAIJ, 2011).

O abastecimento de fósforo às plantas se dá essencialmente via sistema radicular, estando sua absorção então na dependência da capacidade de fornecimento do substrato (GATIBONI, 2007). Apesar do fósforo ser o décimo segundo elemento químico mais abundante na crosta terrestre é o segundo elemento que mais limita a produtividade nos solos tropicais (RICHARDSON et al., 2005). Esse comportamento é consequência de sua habilidade em formar compostos de alta energia de ligação com os colóides, conferindo-lhe alta estabilidade na fase sólida.

Assim, mesmo que os teores totais do elemento no solo sejam altos em relação aos necessários para as plantas, apenas uma pequena fração deste tem baixa energia de ligação que possibilita sua dessorção e disponibilidade às plantas (GATIBONI, 2003; PINTO, 2012).

Os solos brasileiros em sua maioria são ácidos e, nessa condição química adversa, o P tende a ser fortemente adsorvido por óxidos e hidróxidos de Fe e Al, o que resulta em indisponibilidade desse elemento e comprometimento da produtividade (SHEN et al., 2011). As principais consequências desse fenômeno são a baixa eficiência do uso do P e a competição entre as plantas e o solo pelo elemento, originando um descompasso entre a necessidade das culturas e a quantidade a ser aplicada para fornecer o que elas precisam. Entre 60 e 90% do P aplicado via fosfatagem é imediatamente fixado no solo e se torna indisponível, de forma que os gastos com fertilizantes tendem a ser muito altos, reduzindo significativamente a eficiência agrônômica e elevando o custo de produção (SYERS et al., 2008).

Portanto, melhorar a eficiência do uso do fósforo reduz a necessidade de adubos devido ao melhor aproveitamento, o que aumenta a viabilidade econômica da agricultura e minimiza alguns problemas ambientais, pois a fosfatagem excessiva potencializa a eutrofização dos mananciais hídricos (KANT et al., 2011). Assim, os sistemas de cultivo e o manejo da adubação fosfatada influenciam o potencial de suprimento do nutriente no solo e o seu aproveitamento pelas culturas.

## 2.7 As fontes de fósforo (P)

O fósforo no solo, de interesse agrônômico ou ambiental é constituído por compostos derivados do ácido ortofosfórico e, menos comumente, dos pirofosfatos. Os minerais primários fosfatados comuns em rochas são as apatitas, de onde são liberados durante a intemperização, resultando em minerais secundários mais estáveis termodinamicamente, ou incorporados a compostos orgânicos biologicamente (RHEINHEIMER et al., 2008).

O fósforo, no solo, encontra-se na fase sólida – orgânica e inorgânica, e na fase líquida – solução do solo. Nesta solução ele está presente como ânions  $H_2PO_4$  e  $HPO_4$  e sua concentração é menor que  $0,01 \text{ mg/dm}^3$  ou  $0,02 \text{ kg/ha}$ . Esta é apenas uma pequena fração do fósforo total e é a forma solúvel que as plantas absorvem (SMITH et al., 2011).

Nos solos altamente intemperizados predominam as formas inorgânicas ligadas à fração mineral com alta energia e as formas orgânicas estabilizadas física e quimicamente. De acordo com o maior ou menor grau de estabilidade destes compostos, são enquadrados como fosfatos lábeis e não-lábeis.

A fração lábil é representada pelo conjunto de compostos fosfatados capazes de repor rapidamente a solução do solo, quando ele é absorvido por plantas ou por microrganismos (PAVINATO et al., 2008). Por isso, as frações mais lábeis são dependentes do grau de intemperização do solo, da mineralogia, da textura, do teor de matéria orgânica, das características físico-químicas, da atividade biológica e da vegetação predominante (CROSS & SCHLESINGER, 1995). Assim, os processos geoquímicos e biológicos transformam os fosfatos naturais em formas orgânicas e inorgânicas estáveis e transferem o fósforo entre os compartimentos do ambiente (RHEINHEIMER et al., 2008).

O fosfato de rocha (fosfato natural) é uma fonte não renovável de fósforo (P) em fertilizantes minerais e muitos países precisam usar P fertilizantes de forma mais eficiente em produção de alimentos devido a potencial escassez (HANSERUD et al., 2016). Estes fosfatos podem ser ígneos ou sedimentares. Os ígneos, de origem vulcânica, são de baixa eficiência agrônômica; sua reatividade, no solo, é quase zero; são de baixa solubilidade nos extratores ácidos fórmico e cítrico; são insolúveis em água (FILIPPELLI, 2011).

Os fosfatos parcialmente acidulados tratam-se a rocha fosfatada com uma menor quantidade de ácido sulfúrico tornando uma parte solúvel em água e outra continua insolúvel em água. A Legislação de fertilizantes, no caso dos fosfatos parcialmente acidulados, obriga garantir o teor de  $P_2O_5$  solúvel em citrato neutro de amônio (CNA) + água. Os teores de  $P_2O_5$  solúvel em água e total somente quando são vendidos isoladamente. Nestes fosfatos, tem-se uma liberação imediata do fósforo (vindo da solubilização) e a outra parte permanece insolúvel. O fósforo solúvel em água reage instantaneamente no solo liberando grandes quantidades de fósforo que são adsorvidos aos colóides do solo. O fornecimento de P às plantas dependerá da reatividade do fósforo e da capacidade do solo de fixá-lo (BRAGA, 2010).

SOUZA e LOBATO (2004) citam que as duas das principais fontes solúveis de P utilizadas na agricultura são o superfosfato simples (SS) e o superfosfato triplo (ST). Ao serem dispostos nos solos com diferentes características físico-químicas, a parte acidulada dos fertilizantes fosfatados sofre influência em sua eficiência como fonte de P. Dentre estes fatores de influência estão o pH do solo, a capacidade de adsorção de P do solo, a precipitação de P no solo e o conteúdo de matéria orgânica. Em relação aos fosfatos naturais, dentre os fatores de influência na disponibilidade de fósforo no solo estão às condições favoráveis ou não à sua solubilização. Dentre estas, a acidez e a quantidade de P do solo, quantidade de Ca, e a habilidade da espécie cultivada em exsudar ácidos para a dissolução de fosfatos naturais tornando o P mais disponível no solo” (SOUZA e LOBATO, 2004).

Quando bem manejados, os solos agrícolas tornam-se o novo nicho de estabilidade do elemento, sendo as saídas decorrentes principalmente da exportação dos produtos. No entanto, quando mal manejados, o elemento é transferido para os ambientes aquáticos, de onde a diluição impede sua recuperação, além de causar danos ambientais severos. Como as reservas mundiais de fósforo são finitas, a utilização do nutriente deve obedecer a uma filosofia de maximização da sua eficiência, com adições mínimas e redução das perdas. Para isto, o monitoramento do "status" do fósforo no solo é fundamental para o manejo adequado da adubação fosfatada (GATIBONI, 2003; PAVINATO et al., 2008; VENEKLAAS, 2012;).

Os sistemas agrícolas mais sustentáveis e produtivos serão aqueles em que as exportações de P são equilibrados por entradas P, e que tenham rendimentos elevados por unidade P feita acima, ou seja, eles têm uma elevada (eficiência de uso de P interno EUP). Esse conjunto de desafios nos conduz à conclusão de que é necessário repensar os métodos de manejo dos recursos naturais usados na agricultura, incorporando os princípios de sustentabilidade às exigências de aumento da produtividade (MALÉZIEUX, 2012).

## 2.8 Fracionamento de P

Para entender melhor a dinâmica do P no solo, é necessário conhecer as diferentes frações do elemento, mediante a utilização sequencial de diferentes soluções extratoras. O conhecimento da natureza e da distribuição dessas frações pode fornecer informações importantes para a avaliação da disponibilidade do P, principalmente para a tomada de decisão sobre a necessidade de adição e na definição das doses e dos modos de aplicação de fertilizantes fosfatados (ROCHA et al., 2005; RHEINHEIMER et al., 2008). Assim, o fracionamento do P do solo usando diferentes extratores tem sido uma ferramenta para entender a disponibilidade e solubilidade do P total no solo, e tem sido útil no estudo da dinâmica do P no solo sob diferentes sistemas de manejo do solo (PAVINATO et al., 2009).

Em termos práticos, a divisão das formas de fósforo no solo é fundamentada nos extratores usados para estimá-las. Chang & Jackson (1957) desenvolveram um método de fracionamento das formas de fósforo, que estabeleceu as bases teóricas para a sua identificação de acordo com o extrator usado para acessá-las, presumindo que a utilização de diferentes extratores poderiam, devido ao seu modo de ação, extrair seletivamente as diferentes formas de fósforo. Por isso, a utilização destes extratores de maneira sequencial, do menor para o maior poder de extração, evitaria a extração simultânea de várias formas de fósforo, o que ocorre se cada um deles fosse adicionado em separado em amostras do solo. Esta técnica de separação do fósforo em diversas frações foi denominada e difundida como "fracionamento de fósforo".

O método de Chang & Jackson (1956) permite classificar o fósforo do solo em quatro grandes grupos, fosfatos de alumínio, fosfatos de ferro, fosfatos de cálcio e fosfatos oclusos (fosfatos precipitados no interior de oxihidróxidos de ferro e alumínio ou incapazes de serem detectados com os extratores usados). Estas formas são identificadas de acordo com o extrator usado, na sequência  $\text{NH}_4\text{Cl} + \text{NH}_4\text{F}$ ,  $\text{NaOH}$ ,  $\text{H}_2\text{SO}_4$  e  $\text{Na}_3\text{C}_6\text{H}_5\text{O}_7 + \text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ . Porém, esta técnica não identifica separadamente as formas orgânicas e, principalmente, não estima a labilidade das formas extraídas. Este fracionamento tem mostrado que, com o avanço do intemperismo, do solo o fósforo é retido com maior energia no solo. A partir do trabalho de Chang & Jackson, foram desenvolvidos vários métodos de extração ou fracionamento do fósforo do solo (FIXEN & GROVE, 1990).

A partir daí, foi dada maior ênfase a estudos que identificavam a predominância de determinada fração no solo e a contribuição daquelas preferencialmente absorvidas pelas plantas (NOVAIS & SMYTH, 1999, GATIBONI et al., 2007, PAVINATO et al., 2008 e CAIONE et al., 2013). No entanto, deve ser destacado que nem todas as formas são passíveis de quantificação com a exatidão desejada, pois não há limites nítidos entre elas. Isso é decorrente de sua distribuição em ampla faixa de forças de retenção, em diferentes grupos funcionais, resultantes do grau de intemperismo a que foi submetido o material que deu origem ao solo (RHEINHEIMER et al., 2008).

Para entender a sua dinâmica, o fósforo do solo é dividido em dois grandes grupos, fósforo inorgânico (Pi) e fósforo orgânico (Po), dependendo da natureza do composto a que está ligado (TURNER et al., 2007). O grupo do Pi pode ser separado em duas partes, o fósforo dos minerais primários e o fósforo adsorvido. Ele compõe um complexo grupo de fosfatos inorgânicos, formando diferentes compostos e com diferentes graus de estabilidade química (RHEINHEIMER et al., 2008).

Pode ser encontrado ligado aos grupos funcionais silanol e aluminol das arestas das argilas silicatadas e nos R-OH dos oxihidróxidos de ferro e alumínio e, inclusive, adsorvido à matéria orgânica do solo através de pontes de cátions. A adsorção do fosfato aos oxihidróxidos de ferro e alumínio ocorre, principalmente, nas formas de baixa cristalinidade e com alto desbalanço de cargas. Esta adsorção se dá nos sítios ácidos de Lewis, onde os grupos OH e  $\text{OH}_2^+$  ligados mono e tricordenadamente ao metal (Fe ou Al) são trocados pelo fosfato, caracterizando o fenômeno de troca de ligantes (PARFITT, 1978; BARROW, 1983).

O fosfato pode ligar-se em formas monodentadas, em que um oxigênio do fosfato é ligado ao metal; bidentadas, em que dois oxigênios são ligados ao metal; e binucleadas, em que dois oxigênios do fosfato são ligados a dois átomos do metal. A energia de ligação é crescente para os compostos monodentados, bidentados e binucleados e a possibilidade de dessorção do fosfato aumenta na ordem inversa (PARFITT, 1989).

Com o passar do tempo, pode ocorrer o “envelhecimento” do fósforo adsorvido, cujas ligações tendem à especificidade, formando compostos binucleados ou ainda a penetração do fosfato nas imperfeições do mineral cristalizado. Isso resulta em maior estabilidade e menor possibilidade de dessorção do fosfato. A magnitude da adsorção depende da quantidade de constituintes com capacidade de adsorver moléculas neutras ou carregadas eletricamente (RHEINHEIMER et al., 2008).

Nos solos de regiões tropicais e subtropicais, os óxidos de ferro malcristalizados, a quantidade de alumínio substituindo ferro e, em menores quantidades, os óxidos bem cristalizados e a caulinita são os principais responsáveis por esse fenômeno. Pois, os óxidos de Fe e Al possuem largas áreas de superfície específica, o que é responsável pela existência de um grande número de sítios de adsorção, e, além disso, esses coloides possuem inúmeros nanoporos capazes de promover a oclusão P, o que também leva à indisponibilidade do elemento (ARAY & SPARKS, 2007).

O fósforo orgânico pode constituir de 5 a 80% do fósforo total do solo e, nos solos tropicais, é fonte de fósforo às plantas e deve ser levado em consideração em estudos envolvendo a sua dinâmica e a biodisponibilidade (RHEINHEIMER & ANGHINONI, 2003).

Em solos básicos as reações provocam a precipitação do P, especialmente quando em contato com a superfície de carbonatos de Ca e minerais de argila (DEVAU et al., 2010). Nessa condição, os fosfatos reagem com cálcio, gerando fosfato dicálcico (PDC), que é disponível para as plantas; porém, o PDC pode ser transformado em formas ainda mais estáveis, como fosfato octocálcico (POC) ou hidroxiapatita (HAP), que são muito pouco disponíveis para os vegetais (SHEN et al., 2011).

O fósforo orgânico é originário dos resíduos vegetais adicionados ao solo, do tecido microbiano e dos produtos de sua decomposição (RHEINHEIMER et al., 2000; CONTE et al., 2002 e 2003; MARTINAZZO et al., 2007). A grande variedade de compostos orgânicos no solo faz com que mais da metade das formas de fósforo orgânico ainda não tenham sido identificadas. As principais formas já identificadas são os fosfatos de inositol, que compõem de 10 a 80% do fósforo orgânico total, os fosfolipídios (0,5 a 7%), ácidos nucleicos (~3%) e outros ésteresfosfato (>5%). A estabilidade destes compostos depende de sua natureza e de sua interação com a fração mineral, pois são usados como fonte de carbono e elétrons pelos microrganismos, cujo resultado é a sua mineralização e disponibilização do fósforo.

Alguns compostos, como ácidos nucleicos e fosfolipídios com ligação diéster, possuem estrutura química que facilita sua decomposição, sendo facilmente mineralizáveis e, por isso, as quantidades armazenadas no solo são pequenas. Já os fosfatos monoésteres, como o fosfato de inositol, apresentam alta energia de ligação com a estrutura química da molécula e alta carga residual, o que lhes confere facilidade de interação com os

constituintes inorgânicos do solo. Isso dificulta a mineralização e favorece o acúmulo no solo, sendo de baixa labilidade e disponibilidade às plantas (RHEINHEIMER et al., 1999 e 2002).

Assim, sob o ponto de vista da fertilidade do solo, independentemente da natureza química, o fósforo é dividido de acordo com a facilidade com que repõe a solução do solo. A separação do fósforo em formas lábeis, moderadamente lábeis e não lábeis, mesmo que essa subdivisão seja imprecisa, ajuda no entendimento da dinâmica da disponibilidade do fósforo. Para estudos do acúmulo e dessorção dessas formas de fósforo de acordo com sua labilidade, diversos autores têm utilizado a técnica de fracionamento proposta por HEDLEY et al. (1982). Essa usa, sequencialmente, extratores com diferentes forças de extração, os quais removem Pi e Po das formas mais fracamente retidas até as mais estáveis (GATIBONI et al., 2007).

Estudos utilizando o fracionamento de Hedley têm mostrado que as frações orgânicas e inorgânicas de fósforo no solo podem atuar como fonte ou dreno para a solução do solo, dependendo das suas características mineralógicas, das condições ambientais, da adubação e do manejo do solo. Em sistemas naturais, onde não há adição de fósforo, a sua disponibilidade está intimamente relacionada à ciclagem das formas orgânicas. Já em solos pouco intemperizados ou adubados, têm se observado que grande parte do fósforo disponível é tamponado pelas frações inorgânicas lábeis, enquanto que, em solos altamente intemperizados ou sem adubação, a disponibilidade de fósforo é altamente dependente das formas inorgânicas e orgânicas de labilidade intermediária (NOVAIS & SMITH, 1999).

Com a adição de fertilizantes fosfatados, há o acúmulo de fósforo em formas inorgânicas e orgânicas com diferentes graus de energia de ligação, embora o acúmulo das formas inorgânicas seja mais pronunciado. Com o tempo, há aumento da energia de adsorção e o fósforo passa gradativamente para formas de menor labilidade, o que caracteriza o processo de "envelhecimento do fósforo" (BAROW, 1999; NOVAIS & SMITH, 1999). A redistribuição de fósforo em diversas formas quando da adubação também ocorre em solos cultivados sobre sistema plantio direto.

Observa-se a formação de uma camada na superfície do solo com alta disponibilidade de nutrientes, principalmente de fósforo (RHEINHEIMER & ANGHINONI, 2001). Esse comportamento é consequência da adição consecutiva de fertilizantes na camada superficial, ausência de revolvimento e diminuição das taxas de erosão. A adsorção do fósforo ocorre primeiramente nos sítios mais ávidos (de menor labilidade) e, posteriormente, o fósforo remanescente é redistribuído em frações retidas com menor energia e de maior disponibilidade às plantas, comparativamente ao sistema de cultivo convencional (RHEINHEIMER et al., 2000b).

## 2.9 Estimativa das formas de fósforo no Solo

Um método de fracionamento, que contempla as frações orgânicas de fósforo e introduz a idéia de sua labilidade, foi proposto por Hedley et al. (1982). Nessa técnica, são adicionados, sequencialmente, extratores de menor à maior força de extração, os quais removem fósforo inorgânico (Pi) e orgânico (Po), das formas mais disponíveis às mais estáveis.

Os extratores são Resina Trocadora de Ânions (PiRTA), bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$  0,5 mol l<sup>-1</sup> a pH 8,5) (Pibic e Pobic); NaOH 0,1 mol l<sup>-1</sup> (Pihid e Pohid); NaOH 0,1 mol l<sup>-1</sup> + ultrasonificação (Pison e Poson); HCl 1,0 mol l<sup>-1</sup> (PiHCl) e; digestão com  $\text{H}_2\text{SO}_4$  +  $\text{H}_2\text{O}_2$  (Pidig + Podig).

Stewart & Sharpley (1987) montaram um esquema das formas de fósforo no solo, mostrando suas interações e dinâmica, e associou-as com as frações estimadas pelo fracionamento de Hedley et al. (1982). Cross & Schlesinger (1995) agruparam as suposições de vários autores sobre quais formas de fósforo são extraídas na sequência do fracionamento de Hedley. De uma maneira geral, assume-se que a resina trocadora de ânions extrai formas lábeis de fósforo inorgânico. O  $\text{NaHCO}_3$  extrai formas lábeis de fósforo inorgânico e orgânico. Ao NaOH é atribuído o poder de extrair o fósforo inorgânico quimiosorvido a óxidos de alumínio e ferro, o qual é moderadamente lábil. Também, com NaOH, é extraído o fósforo orgânico moderadamente lábil. A utilização de ultrasonificação em conjunto com o NaOH extrai o fósforo inorgânico e orgânico química e fisicamente protegidos nas superfícies internas dos microagregados (GATIBONI, 2003).

O tratamento do solo com HCl extrai fósforo inorgânico contido nos fosfatos de cálcio e fortemente adsorvido, e, finalmente, a digestão do solo com  $\text{H}_2\text{SO}_4$  e  $\text{H}_2\text{O}_2$  extrai o fósforo residual inorgânico + orgânico do solo, chamado também de fósforo recalcitrante (PAVINATO et al., 2009).

A técnica do fracionamento proposta por Hedley e seus colaboradores sofreu várias modificações, para facilitar sua exequibilidade e para adequá-la aos aparatos laboratoriais disponíveis e necessários para sua realização (PAVINATO et al., 2010). Dentre elas, na ausência de aparelho de ultrassom, pode-se substituir a extração com NaOH 0,1 mol l<sup>-1</sup> + ultrasonificação por extração com NaOH 0,5 mol l<sup>-1</sup> (CONDIRON et al., 1985).

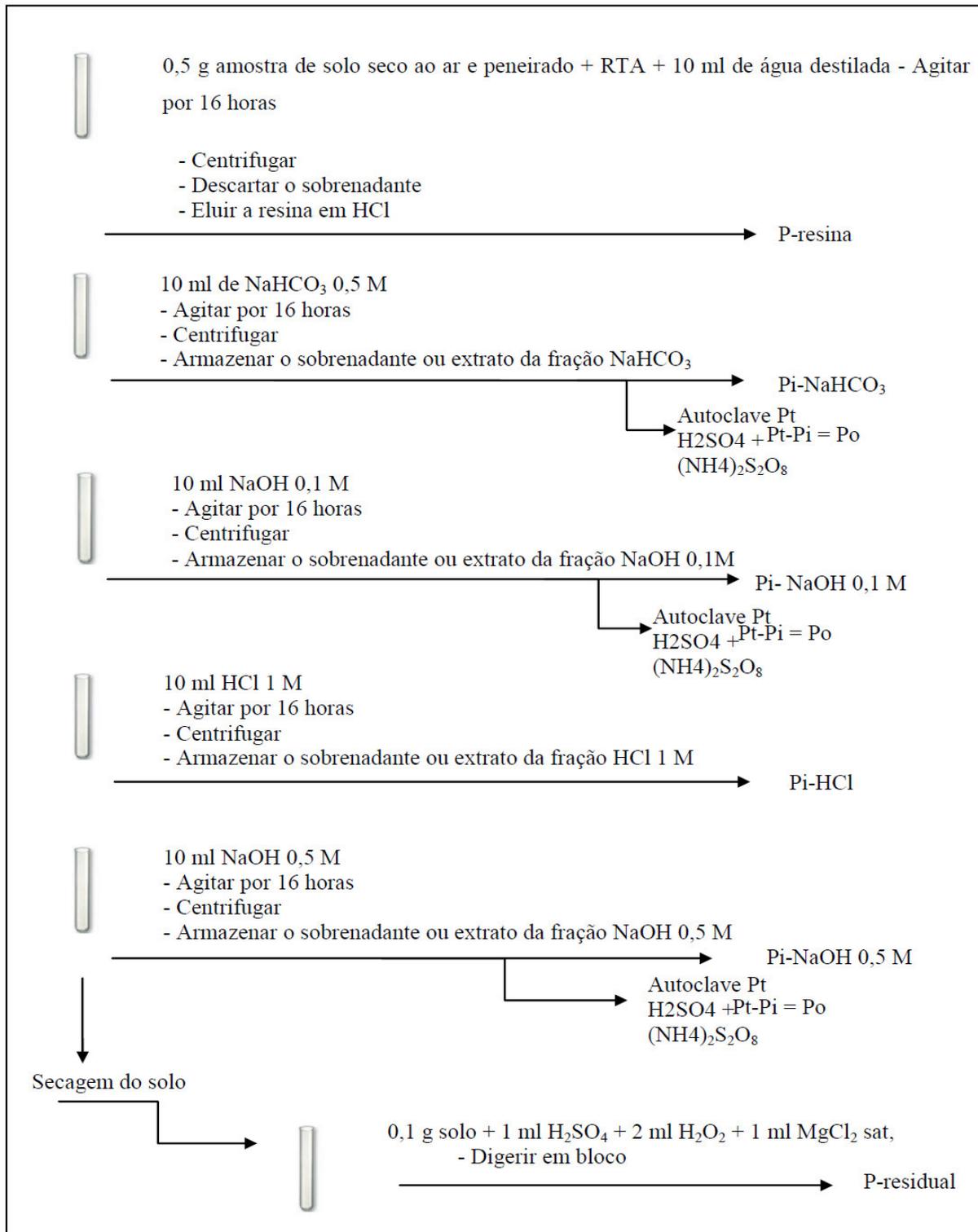
As técnicas mais usadas para o fracionamento de P em solos são as de Chang & Jackson (1957) e de Hedley et al. (1982) modificado por Condrón et al. (1985). Este último método utiliza, sequencialmente, extratores de menor a maior poder de dessorção e permite a separação das formas de P segundo sua natureza (orgânica ou inorgânica) e facilidade de dessorção (CROSS & SCHLESINGER, 1995). As formas de P extraídas por resina trocadora de ânions (RTA) e por bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ) são consideradas formas lábeis, de maior disponibilidade para as plantas; as extraídas com NaOH 0,1 mol l<sup>-1</sup>, formas

moderadamente lábeis; e as frações de P extraídas por NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup> (Condrón et al., 1985), por HCl 1 mol L<sup>-1</sup> e a fração residual, formas não-lábeis (GATIBONI, 2003).

Os teores de P extraído com RTA e o NaHCO<sub>3</sub> representam o P dissolvido da fase sólida em equilíbrio com o P da solução do solo. A fração Pi NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> representa o P inorgânico moderadamente lábil, quimiossorvido por ligações monodentadas e bidentadas aos óxidos e à caulinita (HEDLEY et al., 1982), ao passo que a fração orgânica obtida por este extrator representa o P orgânico moderadamente lábil ligado aos ácidos húmicos. As frações Pi e Po NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup> representam o P inorgânico e orgânico fisicamente protegidos no interior de microagregados. A fração HCl 1 mol L<sup>-1</sup> representa as formas inorgânicas de P associadas ao Ca. A fração residual representa o P nas substâncias húmicas, bem como formas inorgânicas de P insolúveis. O P total representa todas as formas, incluindo o P estrutural (CROSS & SCHLESINGER, 1995).

Mudanças nas frações do fósforo inorgânico e orgânico (P) resultantes a partir de 65 anos de cultivo em rotação trigo-trigo-pousio foram estudada usando uma técnica de extração sequencial. É provada a evidência fornecida que a atividade microbiana tem um papel importante na redistribuição de P em diferentes formas no solo (HEDLEY, et al. 1982).

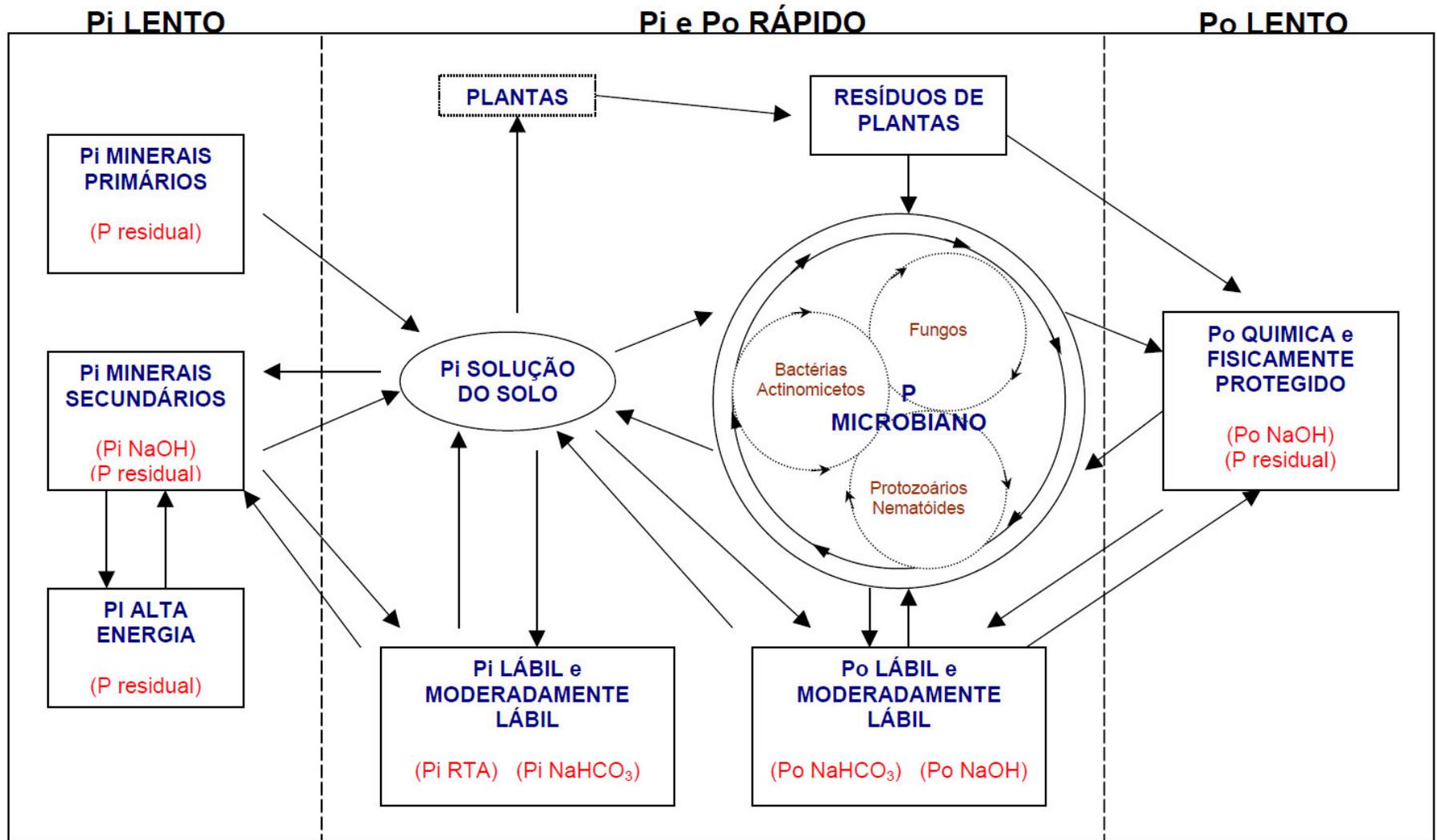
O esquema da técnica do fracionamento de fósforo proposto por Hedley et al. (1982) com as modificações de Condrón et al. (1985), adaptado de Gatiboni (2003) é mostrado na Figura 1. O esquema da Figura 2 mostra as formas de fósforo no solo, suas interações e dinâmica, e associou-as com as frações estimadas pelo fracionamento de Hedley et al. (1982).



**Figura 1** – Esquema da técnica do fracionamento de fósforo proposto por Hedley et al. (1982) com as modificações de Condon et al. (1985), adaptado de Gatiboni (2003).

**RTA**=Resina de troca aniônica; **Pi** = fósforo inorgânico; **Po** = Fósforo orgânico; **Pt** = Fósforo total; bic = bicarbonato 0,5 mol L<sup>-1</sup> pH 8,5; hid = hidróxido; sat = saturada

**Fonte:** Gatiboni (2003).



**Figura 2** – O ciclo do fósforo no solo: Seus componentes e correspondência com as frações estimadas pelo fracionamento de Hedley et al. (1982).  
**Fonte:** Adaptado de Stewart & Sharpley (1987).

## 2.10 Relações das formas de fósforo com a aplicação de biomassa vegetal

A incorporação de leguminosas como adubo verde em sistemas de cultivo, ou como parte da rotação, afeta positivamente as propriedades do solo e o aumento do suprimento de nitrogênio (N), mas também favorece o suprimento de P para a cultura principal ou para a safra seguinte. Poucos estudos avaliaram a relação entre a qualidade dos resíduos e a liberação do P durante a decomposição. Além disso, o P do solo pode ser mobilizado durante a decomposição de resíduos de leguminosas (KABIR & KOIDE, 2002; ALAMGIR et al., 2012).

A adição de resíduos orgânicos ao solo pode influenciar a disponibilidade de P diretamente ou indiretamente através de uma série de mecanismos (GUPPY et al., 2005; DANOM et al., 2015). Os efeitos diretos incluem: (i) liberação de P a partir dos resíduos, (ii) troca de P adsorvido com ânions de ácidos orgânicos produzidos durante a sua decomposição, (iii) reações de dissolução (BOLAN et al., 1994; HUE et al., 1994). Já os efeitos indiretos incluem: (i) a melhoria da capacidade de retenção de água e umidade do solo, promovendo o crescimento das raízes e, assim, a exploração de P do solo, (ii) maior micro-agregação que reduz a área da superfície do solo e diminui o número de locais com potencial sorção de P (WANG et al., 2001), (iii) imobilização microbiana de P inorgânico (CHEN et al., 2000), e (iv) a transformação nos “pools” de P do solo (XAVIER et al., 2011).

Agronomicamente, quantidades significativas de P podem estar presentes em resíduos de culturas e da biomassa microbiana, que associado a sua decomposição, há contribuição potencial destas fontes para a nutrição P de sistemas de cultivo é significativa. Alamgir et al., 2012 demonstraram que as alterações nos compartimentos de P do solo provocada pela adição de resíduos vegetais, são afetados pela concentração de P no resíduo, e também pela parte da planta utilizada. Além disso, as concentrações dos vários pools de P do solo foram mudando ao longo do tempo, indicando transformação entre compartimentos de P.

A concentração de P nos resíduos aplicados é o principal fator que determina se o P será mineralizado em curto prazo, como resultado da decomposição dos resíduos. Geralmente, o P será mineralizado se a concentração de P nos resíduos for maior do que  $3 \text{ mg g}^{-1}$  e imobilizado se for inferior a  $3 \text{ mg g}^{-1}$ , embora os valores de limiar relatados variem de 2 a  $3 \text{ mg g}^{-1}$  (IQBAL, 2009). Os ácidos orgânicos aumentam a disponibilidade de P no solo, tanto pela diminuição da adsorção como pelo aumento da solubilização do P dos fosfatos (BOLAN et al., 1994). A imobilização de P no solo ocorre quando o conteúdo total de P do resíduo é insuficiente para atender a exigência por P da biomassa microbiana, e também depende de como a biomassa microbiana se prolifera em resposta à adição de um novo substrato (DAMON et al., 2014).

De modo geral, o conteúdo total de P orgânico aumenta quando o manejo favorece o incremento de matéria orgânica e, ou, com a utilização de fertilizantes, e diminui em sistemas intensivos de cultivo com baixa reposição de P (REDDY et al., 2000). Os sistemas de manejo que promovem adição de matéria orgânica ao solo também contribuem para o aumento de formas mais lábeis de P, com diminuição da adsorção e consequente aumento da disponibilidade de P para as plantas (ANDRADE et al., 2003).

Xavier et al., (2011), em estudo sobre as formas de P em agroecossistemas, concluíram que as transformações das frações de P estudadas podem ser diretamente relacionadas com a taxa de decomposição dos resíduos orgânicos, que é associado a sua qualidade (por exemplo, a lignina, hemicelulose, teores de polifenóis). Assim, o efeito do manejo agroflorestal na distribuição das frações de P do solo e o papel da Po no ciclismo do P precisa ser salientado por estudos mais detalhados, tendo também em conta o papel dos microorganismos na inter-relação entre os diferentes compartimentos de P.

### **3 OBJETIVOS**

#### **3.1 GERAL**

Avaliar a qualidade de um ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrocoeso após dois anos de cultivo em sistema de plantio direto na palha de leguminosas em aleias por meio de indicadores químicos.

#### **3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Avaliar as combinações de leguminosas arbóreas na ciclagem de nutrientes, sob condições de um solo de baixa fertilidade natural;
- Avaliar os benefícios ambiental e agrônômico de um sistema de cultivo em aleias, por meio da determinação do carbono, nos vários compartimentos de matéria orgânica,
- Avaliar a capacidade de reciclagem do fósforo de quatro leguminosas arbóreas mais utilizadas nos sistemas de aleias do experimento, representada pelo seu conteúdo nos resíduos aplicados ao solo;

## 4 HIPÓTESES

Considerando-se que a adoção do sistema de plantio direto na palha de leguminosas cultivadas em aleias, pode conferir a solos de baixa fertilidade, uma tendência de melhoria continuada são formuladas para este estudo as seguintes hipóteses:

- a) A incorporação dos resíduos das combinações de leguminosas influencia nos indicadores químicos do solo.
- b) O sistema de plantio direto na palha de leguminosas cultivadas em aleias influenciam os indicadores químicos do solo;
- c) O uso de resíduos de combinações de leguminosas disponibiliza as formas de maior labilidade de fósforo;
- d) O sistema de plantio direto na palha de leguminosas cultivadas em aleias modifica a distribuição de P no solo entre os vários “pools”.

## 5 JUSTIFICATIVA

Assegurar o acesso à alimentação pela agricultura, mitigar o impacto das mudanças ambientais dessa atividade, deve ser um dos maiores desafios desse século. A ausência de um maior conhecimento sobre a dinâmica do nutriente fósforo (P) no solo pode encarecer a implantação das lavouras e aumentar a dependência dos agricultores, que em sua maioria tem baixa capacidade de investimento, além de contribuir para a degradação dos recursos naturais, quando fertilizantes fosfatados são utilizados de forma inadequada.

A superação desse desafio pode contribuir para o desenvolvimento de uma das mais pobres regiões da Amazônia Legal, no trópico úmido brasileiro, promovendo o manejo sustentável destes solos de baixa fertilidade natural e resultando em vantagens para o meio ambiente e para os agricultores.

Um dos principais fatores que limitam a plena expansão e utilização racional dos sistemas agroflorestais estão necessariamente ligados à carência de estudos que comprovem sua viabilidade econômica.

Portanto, a justificativa da presente Tese é contribuir com divulgação técnica/científica das potencialidades do sistema agroflorestal para gerir áreas agrícolas de forma sustentável, além de reduzir o impacto da atividade agrícola, através da redução de uso de agroquímicos, mantendo a matéria orgânica (MOS) dentro do solo e aproveitamento do P no sistema agrícola. Essa técnica ecológica promove a conservação de áreas agrícolas e evita a degradação do solo.

## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDALA, D.B., GOSH, A. K., SILVA, I. R. & ALVAREZ, V. H. 2012. Phosphorus saturation of a tropical soil and related P leaching caused by poultry litter addition. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 162: 15-23.

AGUIAR, A. C. F., CÂNDIDO, C. S., CARVALHO, C. S., MONROE, P. H. M. MOURA, E. G. Organic matter fraction and pools of phosphorus as indicators of the impact of land use in the Amazonian periphery. **Ecological Indicators** v. 30, p. 158–164. 2013.

AGUIAR, A.C. et al. Nutrient recycling and physical indicators of alley cropping system ins sandy loam in the pre-Amazon region of Brazil. **Nutrient Cycling. In Agroecosystems**, v.86, p. 189-198, 2010.

AGUIAR, A. C. F., AMORIM, A.P., MOURA, E. G. Environment and agricultural benefits of a management system designed for sandy loam soils of the humid tropics. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1473-1480, 2009.

AGUIAR, A. C. F. **Sustentabilidade do sistema plantio direto em argissolo no trópico úmido**. Tese de Doutorado. UNESP, Botucatu-SP, 2006. 55 f.

AITA, C.; BASSO, C.J.; CERETTA, C.A.; GONÇALVES, C.N.; DAROS, C.O. Plantas de cobertura de solo como fonte de nitrogênio ao milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.157-165, 2001.

AJAYI, Oluyede Clifford, PLACE, Frank, AKINNIFESI, Festus Kehinde & SILESHI, Gudeta Weldsesemayat. 2011. Agricultural success from Africa: the case of fertilizer tree systems in southern Africa (Malawi, Tanzania, Mozambique, Zambia and Zimbabwe). *International Journal of Agricultural Sustainability*, 9:1, 129-136.

AKAGI, S.K. et al. Emission factors for open and domestic biomass burning for use in atmospheric models. *Athmospheric Chemistry and Physics Discussions*, v.10, p.27523-27602, 2010.

AKINNIFESI, F. K., AJAYI, O. C., SILESHI, G., CHIRWA, P. W., CHIANU, J., 2010, 'Fertilizer trees for sustainable food security in the maize-based production systems of East and Southern Africa. A review', *Agronomy for Sustainable Development* 30, 615–629 [DOI:10.1051/agro/2009058].

AKINNIFESI F.K., MAKUMBA W., Sileshi G., Ajayi O., Mweta D. (2007). Synergistic effect of inorganic N and P fertilizers and organic inputs from *Gliricidia sepium* on productivity of intercropped maize in Southern Malawi, *Plant Soil* 294, 203–217.

ALAMGIR, M. D., MCNEILL, A. & TANG, C. 2012. P Changes in soil P pools during legume residue decomposition extra Marschner. *Soil Biology & Biochemistry*, 49, 70-77.

ALEGRE, J.C. e RAO, M.R. Soil and water conservation by contours hedging in the humid tropics of Peru. **Agriculture, ecosystem and environment**, Amsterdã, n.57, p.17-25, 1996.

ALTIERI, M.; NICHOLLS, C.I. Agroecologia: teoría práctica para una agricultura sustentable. México, DF: PNUMA, 2000. 250p.

ANDRADE, F. V., MENDONÇA, E. S., Alvarez, V. H. & Novais, R. F. 2003. Adição de ácidos orgânicos e húmicos em Latossolos e adsorção de fosfato. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 27, 1003-1011.

ARAY, Y. & SPARKS, D.L. 2007. Phosphate reaction dynamics in soils and soil minerals: a multiscale approach. **Advances in Agronomy**, 94: 135-179.

ALVES, M. C.; SOUZA, Z. M. Recuperação de área degradada por construção de hidroelétrica com adubação verde e corretivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.2505-2516, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000600027>.

AUSTIN, A.T., VIVANCO, L. 2006. Plant litter decomposition in a semiarid ecosystem controlled by photodegradation. *Nature* 442, 555-558.

AYAGA, G., Todd, A., & Brookes, P.C., 2006. Enhanced biological cycling of phosphorus increases its availability to crops in low-input sub-Saharan farming systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 38: 81-90.

BARGALI, S. S.; PANDEY, V. P. Floral composition and diversity pattern in open and closed canopy tropical dry deciduous forest. **Vegetos**: In Press. v. 2, n. 27, 2014.

BARROW, N.J. A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil. *Journal Soil Science*, v34, p.733-750, 1983.

BERNARDES, M. S.; PINTO, Luís Fernando G. RIGHI, C. A. Interações biofísicas em sistemas agroflorestais. In: ALTERNATIVA AGROFLORESTAL NA AMAZÔNIA EM TRANSFORMAÇÃO, Capítulo 4: Roberto Porro. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária**. 2009.

BERGERON, M., Lacombe, S., BRADLEY, R.L., WHALEN, J., COGLIASTRO, A., JUTRAS, M.-F., ARP, P., 2011. Reduced soil nutrient leaching following the establishment of tree-based intercropping systems in eastern Canada. *Agrofor. Syst.* 83, 321–330.

BERTALOT, Maria José Alves; GUERRINI, Iraê Amaral; MENDOZA, Eduardo e PINTO, Mauro Sérgio Vianello. Desempenho da cultura do milho (*Zea mays* L.) em sucessão com aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb.) sob manejos agroflorestal e tradicional. **Rev. Árvore [online]**. 2010, vol.34, n.4, pp.597-608. Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-67622010000400004&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622010000400004&lng=pt&nrm=iso)>. Acessos em 03 jun. 2016.

BOLAN, N. S., NAIDU, R., MAHIMAIRAJA, S. & BASKARAN, S. 1994. Influence of low molecular-weight organic acids on the solubilization of phosphates. **Biology and Fertility of Soils**, 18, 311-319.

BONINI, C. S. B.; ALVES, M. C. & MONTANARI, R. Lodo de esgoto e adubação mineral na recuperação de atributos químicos de solo degradado. 2015. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.19, n.4, p.388–393.

BONINI, C. S. B. Restauração ecológica de um solo decapitado sob intervenção antrópica há 17 anos. Ilha Solteira: FEIS/UNESP, 2012. 167p. Tese Doutorado.

BRAGA, Gastão Ney Monte. 2010. Por que se aplica mais Fertilizante Fosfatado no Solo? Disponível em <http://agronomiacomgismonti.blogspot.com.br/2010/06/o-fosforo-do-solo-e-eficiencia.html>. Acesso em 16 de maio de 2016.

CAIONE, Gustavo; FERNANDES, Francisco M & LANGE, Anderson. 2013. Efeito residual de fontes de fósforo nos atributos químicos do solo, nutrição e produtividade de biomassa da cana-de-açúcar. *Agrária - Revista Brasileira de Ciências Agrárias*. ISSN (on line) 1981-0997. v.8, n.2, p.189-196, 2013.

CANELLAS, L.P.; BERNER, P.G.; SILVA, S.G.; SILVA, M.B.; SANTOS, G.A. Frações da matéria orgânica em seis solos de uma toposequência no Estado do Rio de Janeiro. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.35, p.133-143, 2003.

CARDINAEL, Rémi; CHEVALLIER, Tiphaine; BARTHÈS, Bernard G., SABY, Nicolas P.A. PARENT, Théophile; DUPRAZ, Christian; BERNOUX, Martial e CHENU, Claire. Impact of alley cropping agroforestry on stocks, forms and spatial distribution of soil organic carbon — A case study in a Mediterranean context. *Geoderma*. 259–260 (2015) 288–299.

CARVALHO, R.P.; PINHO, R.G.V.; DAVIDE, L.M.C. Desempenho de cultivares de milho quanto à eficiência de utilização de nitrogênio. *Revista Brasileira de Milho e Sorgo*, v.10, p.108-120, 2011.

CHANG, S. C.; JACKSON, M. L. Fractionation of soil phosphorus. **Soil Science**, Baltimore, v 84, p. 133-144, 1957.

CHEN, S., ZHENG, X., WANG, D.Y., XU, C.M., ZHANG, X.F., YAN, Jinxiang. 2016. The influence of the type of crop residue on soil organic carbon fractions: An 11-year field study of rice-based cropping systems in southeast China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 223. 261–269.

CHEN, C. R., Condon, L. M. & XU, Z. H. 2008. Impacts of grassland afforestation with coniferous trees on soil phosphorus dynamics and associated microbial processes: a review. *Forest Ecology Management*, 255: 396–409.

CHEN, G. C., He, Z.L. & Huang, C.Y. 2000. Microbial biomass phosphorus and its significance in predicting phosphorus availability in red soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, 31, 655-667.

CHIEN, S. H., Menon, R. G. & Billingham, K. S. 1996. Phosphorus availability from phosphate rock as enhanced by water-soluble phosphorus. **Soil science society of american journal**, 60, 1173-1177.

CHILDERS, D. L., Corman, J., Edwards, M. & Elser, J. J. 2011. Sustainability challenges of phosphorus and food: solutions from closing the human phosphorus cycle. **BioScience**, 61, 117-124.

CHRISTENSEN, B.T. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advance in Soil Science*, New York, v.20, p.1-90, 1992.

CHURCHLAND, C.; GRAYSTON, S.J.; BENGTON, P. Spatial variability of soil fungal and bacterial abundance: Consequences for carbon turnover along a transition from a forested to clear-cut site. **Soil Biology & Biochemistry**. v. 63, p. 5-13, 2013.

CONCEIÇÃO, P.C.; AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J. & SAPAGNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. *R. Bras. Ci. Solo*, 29:777-788, 2005.

CONDRON, L.M., Goh, K.M., & Newman, R.H. 1985. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by  $^{31}\text{P}$  nuclear magnetic resonance analysis. *Journal of Soil Science*, 36, 199-207.

CONG, W. F.; RUIJVEN, J.; WERF, W. V. D., et al. Plant species richness leaves a legacy of enhanced root litter-induced decomposition in soil. ***Soil Biology & Biochemistry***. v.80,n. 3 p. 341-348, 2014.

CONTE, E., Anghinoni, I., & RHEINHEIMER, D.S. 2003. Frações de fósforo acumuladas em Latossolo argiloso pela aplicação de fosfato no sistema plantio direto. ***Revista Brasileira de Ciência do Solo***, 27, 893-900.

CONTE, E., Anghinoni, I., & RHEINHEIMER D.S. 2002. Fósforo da biomassa microbiana e atividade de fosfatase ácida pela aplicação de fosfato em solo no sistema plantio direto. ***Revista Brasileira de Ciência do Solo***, 26, 925-930.

COQ, S. WEIGEL, J. BUTENSCHOEN, O., et al. Litter composition rather the plant presence affects decomposition of tropical litter mixtures. ***Plant and Soil***, Dordrecht, v. 343, n. 1-2, p. 273-286, 2011.

CORDELL, D. DRANGERT J. O, White S. (2009). The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Glob Environ Chang* 19:292–305

CORDELL, D. NESET T. S. S, PRIOR, T. (2012). The phosphorus mass balance: identifying 'hotspots' in the food system as a roadmap to phosphorus security. *Curr Opin Biotechnol*. 23:839–845

COSTA, V. L.; Maria, I. C.; CAMARGO, O. A.; GREGO, C. R.; MELO, L. C. A. Distribuição espacial de fósforo em Latossolo tratado com lodo de esgoto e adubação mineral. ***Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental***, v.18, p.287-93, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662014000300007>.

CROSS, A.F., & SCHLESINGER, W.H. 1995. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma*, 64, 197-214.

DALAL, R. C. 1977. Soil organic phosphorus. *Advances in Agronomy*, 29: 83-117.

DAMON, P. M., BOWDEN, B., ROSE, T. & RENGEL, Z. 2014. Crop residue contributions to phosphorus pools in agricultural soils: A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 74, 127 – 137.

DEVAU, N., Cadre, E., Hensing, P. & Gérard, F. 2010. A mechanistic model for understanding root-induced chemical changes controlling phosphorus availability. *Annals Of Botany*, 105, 1183-1197.

EIRAS, Priscila Pixoline e COELHO, Fabio Cunha. Utilização de leguminosas na adubação verde para a cultura de milho. *Revista Científica Internacional*. Ano 4 - Nº 17 Abril /Junho – 2011. p.96-124.

FAGERIA, N.K., 2012. Role of soil organic matter in maintaining sustainability of cropping systems. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 43, Iss. 16, 2063–2113. Disponível em <<http://www.tandfonline.com/action/showCitFormats>. Acesso em 21 de maio de 2016.

FERNANDES, F. A. & FERNANDES, A. H. B. M. Atualização dos métodos de cálculo dos estoques de carbono do solo sob diferentes condições de manejo. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2013. 5p. Comunicado Técnico, 95.

FILIPPELLI, G. M. 2011. Phosphate rock formation and marine phosphorus geochemistry: the deep time perspective. *Chemosphere*, 84, 759–766.

FIXEN, P. E.; GROVE, J. H. Testing soils for phosphorus. In: WESTERMAN, R. L. (Ed) **Soil Testing and Plant Analysis**, 3 ed. Madison. p. 141-180, 1990.

GAMA-RODRIGUES, E. F. et al. Atributos biológicos em solos sob sistemas agroflorestais de cacau: um estudo de caso. In: LUIZÃO, F. J. et al. (Eds). *Sistemas Agroflorestais: bases para o desenvolvimento*. Campos dos Goytacazes: Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2006. p.87-100.

GAMA-RODRIGUES, A.C.; GAMA-RODRIGUES, E.F. & BRITO, E.C. Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos culturais de plantas de cobertura em Argissolo Vermelho-Amarelo na região noroeste fluminense-RJ. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p. 1421-1428, 2007.

GATIBONI, Luciano Colpo. 2003. Disponibilidade de Formas de Fósforo do Solo às Plantas (Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração em Biodinâmica dos Solos, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS). Santa Maria, RS, Brasil. 231p.

GATIBONI, L. C., Kaminski, J., Heinheimer, D.S. & Flores, J. P. C. 2007. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 31, 691-699.

GUPPY, C. N., Menzies, N. W., Moody, P. W. & Blamey, F. P. C. 2005. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: a review. *Australian Journal of Soil Research*, 43, 189-202.

GUSEWELL, S.; GESSNER, M. O. N:P rations influence litter decomposition and colonization by fungi and bacteria in microcosms. **Functional Ecology**, Oxford, v. 23, n. 1, p. 211-219, 2009.

HANSERUD, Ola Stedje; BROD, Eva; OGAARD, Anne Falk, MÜLLE, Daniel B.; BRATTEBO Helge. A multi-regional soil phosphorus balance for exploring secondary fertilizer potential: the case of Norway. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. April 2016, Volume 104, Issue 3, pp. 307–320. DOI: 10.1007/s10705-015-9721-6

HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B.; CHAUHAN, B.S. 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Sci. Soc. American Journal**, v.46, p.970-976.

HILLEL, D. *Environmental soil physics*. San Diego: Academic Press, 1998. 771 p.

HUE, N. V., IKAWA, H. & SILVA, J. A. 1994. Increasing plant-available phosphorus in anultisol with a yard-waste compost. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 25, 3291- 3303.

IQBAL, S. M. 2009. Effect of crop residue qualities on decomposition rates, soil P dynamics and plant P uptake (Thesis). School of Earth and Environmental Sciences, The University of Adelaide.

JENSEN, E. S. Baley uptake of N deposited in the rhizosphere of associated field pea. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 28, p. 159-162, 1996.

KABIR, Z. & KOIDE, R. T. 2002. Effect of autumn and winter mycorrhizal cover crops on soil properties, nutrient uptake and yield of sweet corn in Pennsylvania, USA. *Plant and Soil*, 238, 205-215.

KANG, B. T.; REYNOLDS, L. e ATTA-KRAH, A .N. Alley farming. *Adv. in Agron.*, New York, n.43, p.315-359, 1990.

KANT, S., Bi, Y. & Rothstein, S. J. 2011. Understanding plant response to nitrogen limitation for the improvement of crop nitrogen use efficiency. *Journal of Experimental Botany*, 62, 1499-1509.

KWABIAH, A. B., Palm, C. A., Stoskopf, N. C. & Voroney, R. P. 2003. Response of soil microbial biomass dynamics to quality of plant materials with emphasis on P availability. *Soil Biology & Biochemistry*, 35, 207-216.

LACERDA, ZILDA CORRÊA DE. Recuperação de Área Degradada. A revista do agronegócio. 2012. Disponível em [http://www.interural.com/modulos/revista/materias/arquivos/areas\\_degradadas.pdf](http://www.interural.com/modulos/revista/materias/arquivos/areas_degradadas.pdf). Acesso em 22 de julho de 2014.

LAKATOS, Eva Maria; MARCONI, Marina de Andrade. **Metodologia científica**. 3.ed. São Paulo: Atlas, 2000.

LAL, R. Global potential of soil carbon sequestration to mitigate the greenhouse effect. **Critical Reviews in Plant Sciences**, Boca Raton, v. 22, n.2, p. 151-184, 2003.

LEITE, L.F.C.; FREITAS, R.C.A.; SAGRILO, S.; GALVÃO, S.R.S. Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos vegetais depositados sobre Latossolo Amarelo no cerrado Maranhense. *Revista Ciência Agronômica*, v.41, p.29-35, 2010.

LEITE, Luís Fernando Carvalho; OLIVEIRA, Francisco das Chagas, ARAÚJO, Ademir Sérgio Ferreira. **Tópicos em manejo e fertilidade do solo com ênfase no Meio-Norte do Brasil**. -1. – Teresina/PI: Embrapa Meio-Norte, p. 108-140. 2006. 218 p.

LEITE, L. F. C. et al. Total C and N storage and organic C pools of a Red-Yellow Podzolic under conventional and no tillage at the Atlantic Forest Zone, Southeastern Brazil. *Austr. J. Soil Res.*, v.41, p.717-730, 2003.

LIMA, Sandra Santana; LEITE, Luiz Fernando Carvalho; OLIVEIRA, Francisco das Chagas e COSTA, Daniela Batista da. 2011. Atributos químicos e estoques de carbono e nitrogênio em argissolo vermelho-amarelo sob sistemas agroflorestais e agricultura de corte e queima no norte do Piauí. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.35, n.1, p.51-60.

LOSS, Arcângelo, PEREIRA, Marcos Gervásio, FERREIRA, Edilene Pereira, SANTOS, Lauana Lopes dos, BEUTLER, Sidinei Júlio, & FERRAZ JÚNIOR, Altamiro Souza de Lima. et al. Frações oxidáveis do carbono orgânico em argissolo vermelho-amarelo sob sistema de aleias. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Solo, Viçosa, v. 33, n. 4, p. 867-874, ago. 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000400011>.

LUIZÃO, F. J. et al. (Eds). *Sistemas Agroflorestais: bases para o desenvolvimento sustentável*. Campos dos Goytacazes: Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2006. p.87-100.

MACHADO, Luciana Ventura; RANGEL, Otacílio José Passos; MENDONÇA, Eduardo de Sá. MACHADO, Ramires Ventura e FERRARI, Jéferson Luiz. Fertilidade e compartimentos da matéria orgânica do solo sob diferentes sistemas de manejo. *Coffee Science*, Lavras, v. 9, n. 3, p. 289-299, jul./set. 2014.

MACHADO, P.L.O.A. Fracionamento físico do solo por densidade e granulometria para a quantificação de compartimentos da matéria orgânica do solo – um procedimento para a estimativa preliminar do sequestro de carbono pelo solo. Rio de Janeiro, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2002. 6p. (Comunicado Técnico, 9).

MAFONGOYA, P. L., BATIONO, A., KIHARA, J., WASWA, B.. 2006. 'Appropriate technologies to replenish soil fertility in southern Africa', *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 76, 137–151.

MAGALHÃES, Sulamirtes S. de A.; RAMOS, Fabrício T; & WEBER, Oscarlina L. dos S. Carbon stocks of an Oxisol after thirty-eight years under different tillage systems. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.20, n.1, p.85–91, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n1p85-91>

MAKUMBA, W., AKINNIFESI, F. K., JANSSEN, B., OENEMA, O., 2007, 'Long-term impact of a Gliricidia-maize intercropping system on carbon sequestration in southern Malawi', **Agriculture, Ecosystem and Environment** 118, 237–243.

MALÉZIEUX, Eric. 2012. Designing cropping systems from nature. *Agron. Sustain. Dev.* 32:15–29. DOI 10.1007/s13593-011-0027-z.

MARTINAZZO, R., RHEINHEIMER, D.S., GATIBONI, L.C., BRUNETTO, G. & KAMINSKI, J. 2007. Fósforo microbiano do solo sob sistema plantio direto afetado pela adição de fosfato solúvel. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 31, 563-568.

MOURA, E. G., SERPA, S. S., SANTOS, J. G. D., COSTA SOBRINHO, J. R. S. & AGUIAR, A. C. F., 2010. Nutrient use efficiency in alley cropping systems in the Amazonian periphery. *Plant and Soil*, 335, 363-371.

MOURA, E. G., MOURA, N. G., MARQUES, E. S., PINHEIRO, K. M., COSTA SOBRINHO, J. R. S. 2009. Evaluating chemical and physical quality indicators for a structurally fragile tropical soil. *Soil Use Manage.* 25, 368-375.

MOURA, E.G. et al. Patents on periphery of the Amazon rainforest. *Recent Patents on Food, Nutrition & Agriculture*, v.1, p.142-149, 2009a.

MOURA, E.G., SILVA, A.J.F., FURTADO, M.B., AGUIAR, A.C.F. Avaliação de um sistema de cultivo em aleias em um Argissolo franco-arenoso da região amazônica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.1735-1742, 2008a.

MOURA, E.G., ALBUQUERQUE, J.M. & AGUIAR, A.C.F. 2008b. Growth and productivity of corn as affected by mulching and tillage in alley cropping systems. *Scientia Agricola*, 65. 204-208.

MUNROE, J.W. & ISAAC, M.E. N<sub>2</sub> fixing trees and the transfer of fixed N for sustainable agroforestry: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, v.34, p.417-427, 2014. DOI: 10.1007/s13593-013-0190-5.

NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE (NRCS). Disponível em <[http://www.usda.gov/wps/portal/usda/usdahome?contentidonly=true&contentid=NRCS\\_Agency\\_Splash.xml](http://www.usda.gov/wps/portal/usda/usdahome?contentidonly=true&contentid=NRCS_Agency_Splash.xml)>. Acesso em 15 de maio de 2016.

NEGASSA, W. & LEINWEBER, P. 2009. How does the Hedley sequential phosphorus fractionation reflect impacts of land use and management on soil phosphorus: a review. *Journal Plant Nutrition Soil Science*, 172: 305-325.

NOVAIS, R.F. & SMYTH, T.J. 1999. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. UFV, DPS, Viçosa, 399p.

OBERSON, Astrid., Pypers, BUNEMANN, Pieter, Else K., and FROSSARD Emmanuel. Chapter 17. Management Impacts on Biological Phosphorus Cycling in Cropped Soils. Soil Biology Volume 26. 2011. Disponível em <[http://rum.prf.jcu.cz/public/mecirova/Soil\\_Biology\\_Else\\_K\\_B\\_252\\_nemann\\_Astrid\\_Oberson.pdf#page=434](http://rum.prf.jcu.cz/public/mecirova/Soil_Biology_Else_K_B_252_nemann_Astrid_Oberson.pdf#page=434)>. Acesso em 09 de março de 2015.

OKUMURA, Ricardo Shigueru; MARIANO, Daiane de Cinque e ZACCHEO, Paulo Vicente Contador. Use of nitrogen fertilizer in corn: a review. Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia v.4, n.2, Mai/Ago ( 2011). Print-ISSN 1983-6325 (On line) e-ISSN 1984-7548

PARFITT, R.L. Phosphate reactions with natural allophane, ferrihydrite and goethite. Journal of Soil Science, v.40, p.359-369, 1989.

PARFITT, R. L. 1978. Anion adsorption by soils and soil materials. Advances in Agronomy, 30: 1-46.

PARTEY, S.T., Quashie-Sam S. J. Decomposition and nutrient release patterns of the leaf biomass of the wild sunflower (*Tithonia diversifolia*): a comparative study with four leguminous agroforestry species. **Agroforestry Systems**, v.81, p.123-134, 2011.

PAVINATO, Paulo Sergio; MERLIN, Alexandre e ROSOLEM, Ciro Antônio. Disponibilidade de cátions no solo alterada pelo sistema de manejo. Revista Brasileira de Ciência do Solo [online]. 2009, vol.33, n.4, pp. 1031-1040. ISSN 0100-0683. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v33n4/27.pdf>>. Acesso em 9 de março de 2015.

PAVINATO, Paulo Sergio; MERLIN, Alexandre e ROSOLEM, Ciro Antônio. Organic compounds from plant extracts and their effect on soil phosphorus availability. Pesq. agropec. bras. [online]. 2008, vol.43, n.10, pp. 1379-1388. ISSN 1678-3921.

PAVINATO, P. S, DAO T. H, ROSOLEM, C. A. (2010). Tillage and phosphorus management effects on enzyme-labile bioactive phosphorus availability in Brazilian Cerrado Oxisols. Geoderma. 156:207–215.

PEREIRA, M.G.; LOSS, A.; BEUTLER, S.J.; TORRES, J. L. R. Carbono, matéria orgânica leve e fósforo remanescente de áreas de Cerrado sob plantio direto, MG. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.45, p.1-6, 2010.

PEREIRA, R. G.; ALBUQUERQUE, A. W; CUNHA, J. L. X.; PAES, R. A. Atributos químicos do solo influenciados por sistemas de manejo. Revista Caatinga, v.22, p.78-84, 2009a.

PINHEIRO. E. F. M., PEREIRA. M. G, ANJOS. L. H. C. & MACHADO. P. L. O. A.. Fracionamento Densimétrico da Matéria Orgânica do Solo Sob Diferentes Sistemas de Manejo e Cobertura Vegetal em Paty do Alferes (RJ). **Revista brasileira de ciência do solo**, 28:731-737, 2004.

PINTO, Flávio Araújo. Sorção e dessorção de fósforo em solos de Cerrado. 2012. Dissertação. UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS, CAMPUS JATAÍ.46 f. : il.

PNUD - Relatório de Desenvolvimento Humano, 2015. Disponível em [www.undp.org.br](http://www.undp.org.br). Acesso em 15 de maio de 2016.

RAIJ, B. van. Avaliação do estado nutricional das plantas. In: RAIJ, B. van. Fertilidade do solo e manejo de nutrientes. (Ed.). Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011. p. 157-171.

REDDY, D. D., RAO, A.S. & RUPA, T. R. 2000. Effects of continuous use of cattle manure and fertilizer phosphorus on crop yields and soil organic phosphorus in a **Vertisol**. **Bioresour. Technol**, 75, 113–118.

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

RHEINHEIMER, D.S & ANGHINONI, I. Accumulation of soil organic phosphorus by soil tillage and cropping systems in subtropical soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v.34, n.15/16, p.2339-2354, 2003.

RHEINHEIMER, D.S. et al. Organic and inorganic phosphorus as characterized by phosphorus-31 nuclear magnetic resonance in subtropical soils under management systems. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v.33, n.13&14, p.1853-1871, 2002.

RHEINHEIMER, D.S. & ANGHINONI, I. Distribuição do fósforo inorgânico em sistemas de manejo de solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.36, p.151-160, 2001.

RHEINHEIMER, D.S. et al. Situação da fertilidade dos solos do Rio Grande do Sul. Santa Maria: UFSM, Departamento de Solos, 2001. 41p. (Boletim técnico n 2).

RHEINHEIMER, C. D.S., ANGHINONI, I. & CONTE, E. 2000. Fósforo da biomassa microbiana em solos sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 24, 589-597.

RHEINHEIMER, D.S. et al. Fósforo da biomassa microbiana em solos sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, n.3, p.589-597, 2000a.

RHEINHEIMER, D.S. et al. Depleção do fósforo inorgânico de diferentes frações provocada pela extração sucessiva com resina em diferentes solos e manejos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, n.2, p.345-354, 2000b.

RHEINHEIMER, C. D.S. et al. Fósforo orgânico do solo. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Eds). *Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecosistemas Tropicais & Subtropicais*. Porto Alegre: Gênese, 1999. p.139-157.

RICCI, A. B.; Padovani, V. C. R.; Paula Júnior, D. R. Uso de lodo de esgoto estabilizado em um solo decapitado: II - Atributos químicos e revegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.543- 551, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000200028>.

RICHARDSON, A. E, GEORGE, T. S, MAARTEN, H. & SIMPSON, R. J. 2005. Utilization of soil organic phosphorus by higher plants. In: Turner BL, Frossard E, Baldwin DS (eds) *Organic phosphorus in the environment*, 1st edn. CABI Publishing, Cambridge, 165–184.

ROCHA, A. T., Duda, G. P., Nascimento, C. W. A. & Ribeiro, M. R. 2005. Fracionamento de fósforo e avaliação de extratores de P-disponível em solos da ilha de Fernando de Noronha. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 2, 178-184.

ROSA, D. M.; NÓBREGA, L. H. P.; LIMA, G. P.; MAULI, M. M. Desempenho da cultura do milho implantada sobre resíduos culturais de leguminosas de verão em sistema plantio direto. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 32, n. 4, p. 1287-1296, 2011.

SCHRODER, J. J., Smit, A. L., CORDELL, D. & ROSEMARIN, A. 2011. Improved phosphorus use efficiency in agriculture: a key requirement for its sustainable use. *Chemosphere*, 84, 822-831.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. Sistema brasileiro de classificação do solo. 3.ed. Brasília: Embrapa Solos, 2013. 353p.

SANTOS, D. H.; SILVA, M. A.; TIRITAN, C. S.; FOLONI, J. S. S.; ECHER, F. R. Qualidade tecnológica da cana-de-açúcar sob adubação com torta de filtro enriquecida com fosfato solúvel. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n.5, p.443-449, 2011. <<http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662011000500002>>. 24 Jan. 2016.

SCHIAVONI, E. A.; Alves, M. C.; Souza, Z. M.; Costa, F. G. Influence of organic-mineral fertilization of an oxisol on soil chemical properties and *Bracharia brizantha* production. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.2219-2226, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000600037>.

SCHIMEL, J. P.; BENNET, J. Nitrogen mineralization; challenges of a changing paradigm. **Ecology**, Washington, v. 85, n.3, p. 591-602, 1999.

SCHIMEL, J. P.; HATTENSCHWILER, S. Nitrogen transfer between decomposing leaves of different N status. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 39, n.7, p. 1428-1436, 2007.

SCHWENDENER, C. M.; LEHMANN, J.; CAMARGO, P. B., et al. Nitrogen transfer between high- and low quality leaves on a nutrient-poor Oxisol determined by N enrichment. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 37, n.4, p. 787-794, 2005.

SHEN, J., YUAN, L., ZHANG, J., LI, H., BAI, Z., CHEN, X., ZHANG, W. & ZHANG, F. 2011. Phosphorus dynamics: from soil to plant. *Plant Physiology*, 156, 997-1005.

SILESHI, G. e MAFONGOYA, P. L., 2006, 'Long-term effect of legume improved fallows on soil invertebrates and maize yield in eastern Zambia', **Agriculture, Ecosystem and Environment**. 115, 69-78.

SILESHI, G., KUNTASHULA, E., MAFONGOYA, P. L., 2006, 'Effect of improved fallows on weed infestation in maize in eastern Zambia', *Zambia Journal of Agricultural Science* 8, 6-12.

SILVA, I.R. & MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (eds.) Fertilidade do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p.275-374.

SINCLAIR, A.G. Effect of reactive phosphate rock on the pH of soil under pasture.; New Zealand Journal of Agricultural Research, v. 36 (3), p. 381-384, 1993.

SMITH, S.E, JAKOBSEN, I., GRONLUND, M. & SMITH, F A. 2011. Roles of arbuscular mycorrhizas in plant phosphorus nutrition: interactions between pathways of phosphorus uptake in arbuscular mycorrhizal roots have important implications for understanding and manipulating plant phosphorus acquisition. Plant Physiology, 156, 1050-1057.

SIX, J.; GUGGENBERGER, G.; PAUSTIAN, K.; HAUMAIER, L.; ELLIOTT, E.T. & ZECH, W. Source and composition of soil organic matter fractions between and within soil aggregates. **Eur. J. Soil Sci.**, 52:607-618, 2001.

SOUZA, M.G. & LOBATO, E. Adubação fosfatada em solos da região de cerrado. In: anais do simpósio sobre fósforo na agricultura brasileira, Piracicaba: Potafos/Anda, 2004.

SOUZA, R. F., Faquin, V., Andrade, A. T. & TORRES, P. R. F. 2007. Formas de fósforo em solos sob influência da calagem e adubação orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 31: 1535-1544.

SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. & LOPES, A.S. Interrelação fertilidade, biologia do solo e nutrição mineral de plantas: Base para um novo paradigma na agrotecnologia do século XXI. In: SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G.; FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A.E. & CARVALHO, J.G., orgs. Interrelação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas. Lavras, SBCS/UFLA/DCS, 1999. p.1-9.

STEWART, J. W. B. & SHARPLEY, A. N. Controls on dynamics of soil and fertilizer phosphorus and sulfur. In: FOLLETT, R. F.; STEWART, J. W. B.; COLE, C. V.; POWER, J. F. (Eds.) **Soil Fertility and organic matter as critical components of production systems**. SSSA. Madison, 1987, p. 101-121.

SYERS, J.K, Johnston A.E & CURTIN, D. (2008). Efficiency of soil and fertilizer phosphorus use. Reconciling changing concepts of soil phosphorus behaviour with agronomic information. FAO Fertilizer and plant nutrition bulletin 18. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

SZOTT, L. T.; PALM, C. A.; SANCHEZ, P. A. Agroforestry in acid soils of humid tropics. **Advances in Agronomy**, Washington, n. 45, p. 275 - 301, 1991.

TEIXEIRA, C.M.; LOSS, A.; PEREIRA, M.G., et al. Decomposição e ciclagem de nutrientes dos resíduos de quatro plantas de cobertura do solo. **Idesia**. v. 30, p. 55-64, 2012.

TIESSSEN, H.; SALCEDO, I.H. & SAMPAIO, E.V.S.B. Nutrient and soil organic matter dynamics under shifting cultivation in semi-arid northeastern Brazil. **Agriculture, Ecosystem and Environment**., 38:139-151, 1992.

TULLY, K.L., LAWRENCE, D., SCANLON, T.M., 2012. More trees less loss: nitrogen leaching losses decrease with increasing biomass in coffee agroforests. **Agriculture, Ecosystem and Environment**. 161, 137–144.

TURNER, B. L., Richardson, A. E. & Mullaney, E. J. 2007. Inositol phosphates: linking agriculture and the environment. CAB International, p.304.

VANCE CP, U. S. C.; Allan D. L. 2003. Phosphorus acquisition and use: critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. *New Phytologist*, 157, 423–447.

VANLAUWE, B; COYNE, D; GOCKOWSKI, J; HAUSER, S; HUISING, J; MASSO, C; NZIGUHEBA, G; SCHUT, M e ASTEN, Van. (2014). Sustainable intensification and the African smallholder farmer. *Curr Opin Environ Sust* 8:15–22.

VANLAUWE, B.; DIELS, J.; SANGINGA, N.; MERCKX, R. Long-term integrated soil fertility management in South-western Nigeria: crop performance and impact on the soil fertility status. **Plant and Soil**, v.273, p.337-354, 2005.

VARAH, A., Jones, H., Smith, J., Potts, S.G., 2013. Enhanced biodiversity and pollination in UK agroforestry systems. *J. Sci. Food Agric*. 93, 2073–2075.

VASCONCELOS. Maria da C. da C. de A.; SILVA, Antônia F. A. da, e LIMA, Raelly da S. 2012. *Revista ACSA*: V. 8, n. 3, p. 18-21, jul – set.

VENEKLAAS, E.J., LAMBERS, H., BRAGG, J., FINNEGAN, P.M., LOVELOCK, C.E., PLAXTON, W.C., PRICE, C.A., SCHEIBLE, W.-R., SHANE, M.W., WHITE, P.J., RAVEN, J.A., 2012. Opportunities for improving phosphorus-use efficiency in crop plants. *New Phytologist* 195, 306e320.

WANG, T., M. CAMPS-Arbestain, and M. HEDLEY. 2014. The fate of phosphorus of ash-rich biochars in a soil–plant system. *Plant and Soil* 375: 61–74.

WANG, X., Yost, R. S. & Linqvist, B. A. 2001. Soil aggregate size affects phosphorus desorption from highly weathered soils and plant growth. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 139-146.

WITHERS, P.J. A.; DIJK, Kimo C. Van, NESET, Tina-Simone S., NESME, Thomas, GITTE, Oene Oenema, RUBÆK H., SCHOUmans, Oscar F., SMIT Bert, PELLERIN Sylvain. (2015). Stewardship to tackle global phosphorus inefficiency: the case of Europe. *Ambio* 44(Suppl. 2):193–206. doi:10.1007/s13280-014-0614-8. Disponível em <<http://link.springer.com/article/10.1007/s13280-014-0614-8>>. Acesso em 16 de maio de 2016.

WITHERS, P.J.A., C. NEAL, H.P. JARVIE, and D.G. Doody. 2014. Agriculture and eutrophication: Where do we go from here? *Sustainability* 6: 5853–5875.

XAVIER, F. A. S., Almeida, E. F., Cardoso, I. M. & Mendonça, E. S. 2011. Soil phosphorus distribution in sequentially extracted fractions in tropical coffee-agroecosystems in the Atlantic Forest biome, Southeastern Brazil. *Nutrient Cycling Agroecosystem*, 89, 31–44.

YOUNG, A. *Agroforestry for soil management*. London: Cab International, 1997. 307p.

ZHAO, Y.; ZHANG, B.; HILL, R. Water use assessment in alley cropping systems within subtropical China. *Agroforestry Systems*, v.84, p.243-259, 2012.

ZHONGKUI, L.; WANG, E.; SUN, O.J. Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: a review and synthesis. *Geoderma*, v.155, p.211-223, 2010. DOI: 10.1016/j.geoderma.2009.12.012.

## **CAPITULO I – SISTEMAS AGROFLORESTAIS COMO ALTERNATIVA NA DISPONIBILIDADE DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM AGROECOSSISTEMAS DO TRÓPICO ÚMIDO**

Capítulo de livro aceito para publicação em e-book “GEOTECNOLOGIAS, AGRICULTURA DE PRECISÃO E MANEJO DOS RECURSOS NATURAIS”. Terá ISBN pela EDUFMA – Editora da Universidade Federal do Maranhão, e que sua publicação será realizada em novembro de 2016. Ofício nº GMS/0019/2016

Andreia Pereira Amorim<sup>1</sup> e Alana das Chagas Ferreira Aguiar<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Discente Rede Amazônica de Biodiversidade e Programa de Pós-Graduação Biotecnologia (Bionorte), Universidade Federal do Maranhão (UFMA), Campus Universitário do Bacanga, Av. dos Portugueses, s / n, 65,000-000 São Luís, MA, Brasil.

<sup>2</sup> Docente Rede Amazônica de Biodiversidade e Programa de Pós-Graduação Biotecnologia (Bionorte), Universidade Federal do Maranhão (UFMA), Campus Universitário do Bacanga, Av. dos Portugueses, s / n, 65,000-000 São Luís, MA, Brasil.

\* Endereço para correspondência: [andreiapamorim@terra.com.br](mailto:andreiapamorim@terra.com.br)

## 1 INTRODUÇÃO

No Brasil, a degradação ambiental da Amazônia ocorre, em grande parte, pela conversão da floresta em sistemas agrícolas incompatíveis com as condições edafoclimáticas da região, que resultam em baixa produção e consequentes áreas degradadas e ciclos de pobreza (BERNARDES *et. al.*, 2009). A agricultura está entre as principais causas da degradação dos indicadores da qualidade do solo, principalmente pela depleção de fósforo (P), a diminuição da matéria orgânica do solo (MOS) e a perda de cátions básicos (AGUIAR, 2006).

A adoção de agrossistemas sustentáveis de uso da terra, como os Sistemas Agroflorestais é uma alternativa à prática da agricultura de corte e queima, que vem causando a degradação do solo na Amazônia Legal. Na busca pela sustentabilidade dos agrossistemas tropicais, os sistemas agroflorestais têm recebido especial atenção, pois são considerados, promissores pelo fato de requererem menor uso de insumos externos em relação às monoculturas, por serem similares aos ecossistemas naturais, caracterizando-se assim uma alternativa viável na busca da sustentabilidade dos solos agrícolas (AGUIAR, 2006).

Pesquisadores da Amazônia Legal ainda estão na busca de alternativas tecnológicas que corresponda à expectativa da maioria dos seus agricultores e que atenda aos requisitos de sustentabilidade exigidos para esta região de transição entre a Amazônia e o semi-árido. A insegurança alimentar, baixa produtividade das culturas agrícolas e a degradação dos solos, vem gerando problemas sociais e ambientais, o que coloca o Estado entre aqueles com os menores IDH(s) do país. No Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil 2013, divulgado pelo Ipea (Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada) e o PNUD (Programa das Nações Unidas pelo Desenvolvimento no Brasil), no ranking apresentado pelos institutos, o Maranhão obteve nota 0,639 – em escala que varia entre 0 e 1 e ficou em penúltimo lugar.

Devido à questão da baixa produtividade das culturas agrícolas e a degradação dos solos e levando em conta as condicionantes sociais e ambientais da região, pesquisas realizadas pelas Universidades Federal e Estadual do Maranhão, conceberam um agrossistema denominado de “*plantio direto na palha de leguminosas em aleias*”, que combina as vantagens do “*plantio direto na palha*” com os benefícios do “*cultivo em aleias*”. Este sistema consiste no plantio sem o preparo do solo com grade ou arado, logo após a colheita e, portanto em cima da palha da cultura anterior.

Considerando a hipótese que a adoção do sistema de plantio direto na palha de leguminosas cultivadas em aleias, possa conferir a solos de baixa fertilidade, uma tendência de melhoria continuada, procura-se com esse sistema de cultivo dois objetivos principais: (i)

acompanhar a evolução dos indicadores químicos na avaliação da qualidade dos solos do trópico úmido e (ii) entender a dinâmica do fósforo e da matéria orgânica do solo nesse agroecossistema, às margens da região amazônica, que, se alcançado, resultará em vantagens para o meio ambiente e para os agricultores.

## 2 SISTEMA DE PLANTIO DIRETO NA PALHA DE LEGUMINOSAS EM ALEIAS

O sistema de “*plantio direto na palha de leguminosas em aleias*” possui as seguintes vantagens: i) produz palha para a cobertura do solo no período seco, porque utiliza espécies de árvores adaptadas e preparadas para crescer neste período; ii) produz grande quantidade de N resultante da capacidade fixadora das leguminosas arbóreas utilizadas no sistema; iii) retorna para a superfície principalmente o Ca e o K reciclados das camadas mais profundas do solo por onde crescem as raízes das árvores; iii) ajuda no controle do mato porque os ramos e folhas aplicados ao solo cobrem as sementes diminuindo a germinação; iv) aumenta a fertilidade do solo, principalmente pela fixação de nitrogênio e aumento dos teores de matéria orgânica, garantindo a sustentabilidade dos sistemas agrícolas (AGUIAR *et al.*, 2009).

Apesar deste sistema apresentar altas produtividades e sustentabilidade do manejo do solo confirmadas junto aos agricultores, importantes demandas ainda precisam ser atendidas para aumentar a sua aceitação e diminuir o uso de *inputs* externos e evitar a degradação dos solos: i) os baixos teores de P dos solos da região, aliados ao alto grau de exigências das leguminosas neste elemento, exigem a correção de sua deficiência para que o sistema exerça seu potencial de reciclagem de nutrientes. ii) o baixo conteúdo de P da maioria das leguminosas utilizadas no sistema não permite a utilização da ciclagem deste elemento como alternativa às adubações fosfatadas; iii) o desconhecimento sobre o destino e a eficiência de uso do P aportado ao sistema dificulta a tomada de decisão quanto ao manejo adequado deste nutriente, principalmente quanto as quantidades e melhores oportunidades de realização das adubações fosfatadas. A conservação e a recuperação da Amazônia dependem não somente da proteção de áreas naturais, mas também de sistemas de produção sustentáveis que viabilizem a produção vegetal e a conservação do solo, da água e da biodiversidade (BERNARDES *et al.*, 2009). Isso se dará quando atendidas essas demandas. Não obstante seja incontestável e reconhecida a utilidade do sistema em aleias para a agricultura, seu impacto sobre os vários *pools* de C e P e o efeito destes sobre a fertilidade dos solos e na produtividade das culturas, no ambiente do trópico úmido, precisam ser melhores avaliados.

O material orgânico resultante das podas é utilizado como “mulch”, que consegue reduzir a evaporação na superfície do solo, controlar plantas invasoras, reciclar

nutrientes e aumentar a matéria orgânica do solo. Essa prática, tradicionalmente empregada em regiões tropicais da África e Ásia, tem permitido melhoria nas características químicas do solo (carbono orgânico e nutrientes), especialmente na camada superficial, quando comparado ao monocultivo (MACEDO, 2000).

Em experimento conduzido em um ARGISSOLO franco-arenoso da Pré-Amazônia maranhense, a cobertura do solo com 3 t.ha<sup>-1</sup> de matéria seca surtiu efeito sobre a cultura do milho duas vezes superior ao aumento provocado pela calagem que elevou a saturação por base de 28 para 73%, como recomendado nos manuais de manejo do solo do sudeste do Brasil (MOURA, 1995). Além da crise que representa, este desafio abre uma oportunidade importante para a adoção de agrossistemas com capacidade para aumentar a fertilidade do solo e ao mesmo tempo diminuir o impacto da agricultura devido ao aumento do C atmosférico, tanto pela diminuição da emissão por queima da biomassa, quanto pela fixação de C na matéria orgânica do solo (MOS).

Nesse contexto Aguiar (2006), estudando a sustentabilidade do sistema de plantio direto na palha de leguminosas em aleias, nas condições edafoclimáticas do Estado do Maranhão, concluiu que este sistema pode ser considerado uma alternativa sustentável de manejo do solo, por sua capacidade de reciclar nutrientes e melhorar os indicadores de qualidade do solo ao longo do tempo.

Dentre as espécies leguminosas, a leucena (*Leucaena leucocephala* (L.) e a glirícidia (*Gliricidia sepium* L.) são as mais usadas em condições experimentais, sendo que há relatos na literatura sobre o uso de outras espécies tais como: *Sesbania sesban*, Acácias (*Acacia* spp), Erithrina (*Erythrina* spp), Guandu (*Cajanus cajan* L.), Ingá (*Inga* spp), *Albizia salman* L. (ALEGRE & RAO, 1996).

No experimento de Aguiar (2006) os aumentos de produtividade do milho devido à consorciação com árvores estão relacionados com o nível da fertilidade do solo, principalmente em relação ao conteúdo do N total em superfície. Esse estudo concluiu que a matéria orgânica do solo (MOS) é uma fonte importante de N para as culturas em sistemas de cultivo de baixo insumo.

Em razão disso, a adoção de um sistema agroecológico torna-se uma necessidade de uso alternativo em terras degradadas, por maximizar a ação dos componentes bióticos no sistema de produção, mediante a reciclagem de nutrientes (SIQUEIRA et al., 1999). Entre as principais limitações do sistema de cultivo em aleias, diversos autores apontam à competição, entre as árvores e a cultura consorciada, por água, luz e nutrientes (SZOTT et al., 1991). A competição por luz pode ser minimizada por meio da poda frequente dos ramos.

### 3 MATÉRIA ORGÂNICA COMO INDICADOR DE QUALIDADE DO SOLO

A matéria orgânica do solo (MOS) é um importante reservatório de carbono, nutrientes e energia. Sem a presença da MOS, a superfície da terra seria uma mistura estéril de minerais. Além disso, não há dúvidas quanto a sua essencialidade na fertilidade, produtividade e sustentabilidade das áreas agrícolas ou não agrícolas (LEITE et al., 2006).

Trabalhos desenvolvidos nas zonas tropicais têm demonstrado o papel importante da matéria orgânica sobre as propriedades edáficas que intervêm na fertilidade do solo (PINHEIRO et. al., 2004).

A qualidade do solo não pode ser medida, mas deve ser inferida de medidas de propriedades do solo ou do agroecossistema, referidos como indicadores. A matéria orgânica é um dos melhores indicadores de qualidade do solo, pois se relaciona com inúmeras propriedades físicas, químicas e biológicas (REICHERT et al., 1990).

A sustentabilidade agrícola dos solos, prioritariamente, está relacionada com a preservação do estado de aeração e hidratação do sistema radicular. As modificações provocadas pela destruição da estrutura do solo, distribuição do tamanho de poros e teor de carbono orgânico, alteram as forças de retenção de água no solo e sua disponibilidade. Estes fatores são determinantes para o desenvolvimento de plantas em sistemas não irrigados (AGUIAR 2006).

Em regiões tropicais, as condições de temperaturas elevadas, os altos índices pluviométricos e, em consequência, a intensa atividade microbiana favorecem a rápida decomposição dos materiais orgânicos depositados no solo. As maiores taxas de decomposição da MOS observadas em áreas sob cultivo ocorrem devido às perturbações físicas do solo, que implicam no rompimento dos macroagregados. Isto reduz a proteção física da MOS e expõe a MO protegida aos processos microbianos, contribuindo, dessa forma, para aumentar as taxas de emissão de CO<sub>2</sub> para a atmosfera (SILVA et al, 2007).

O estoque de MOS é controlado pelo balanço entre as entradas, acima e abaixo do solo, e as saídas por meio da mineralização. Em uma situação de equilíbrio, como em uma floresta nativa, essas entradas são equivalentes à produtividade primária líquida (PPL) de um sistema, a qual é fortemente controlada pelo clima, com alguma influência do estado de fertilidade do solo, textura do solo e vegetação. Os resíduos vegetais recém-depositados sobre o solo são gradativamente modificados por meio da fragmentação física, interações fauna/microflora, mineralização e formação de húmus (LEITE et al. 2006).

Apesar dessas possibilidades, o estoque da matéria orgânica do solo (MOS) é resultante, principalmente, da deposição de resíduos de plantas (fonte primária) e animais (fonte secundária) em vários estágios de decomposição, além dos organismos, vivos ou mortos, microrganismos e das raízes dos vegetais. Os resíduos ao serem depositados, são

submetidos inicialmente a transformação parcial pela mesofauna e, posteriormente, a ação decompositora dos microrganismos. Parte do carbono presente nos resíduos é liberada para a atmosfera como CO<sub>2</sub>, num processo denominado de mineralização, e o restante passa a fazer parte da matéria orgânica do solo (BAYER & MIELNICZUK, 1999).

Em regiões de clima tropical e subtropical úmido, o rápido declínio na MOS ocorre principalmente em sistemas de manejo convencionais, que envolvem intensa perturbação do solo (TIESSEN et al., 1992). O estudo da matéria orgânica e de seus diversos compartimentos, bem como sua relação com o manejo, visa desenvolver estratégias para utilização sustentável dos solos, com vistas a reduzir o impacto das atividades agrícolas sobre o meio ambiente (PINHEIRO et al., 2004).

Os tamanhos dos compartimentos física e quimicamente protegidos, ou passivo, estão relacionados com o manejo, textura e mineralogia do solo. A maior parte da matéria orgânica e dos nutrientes do solo está nesses compartimentos. O tempo de ciclagem dos nutrientes é controlado pelo grau de proteção, intra e intermicroagregados e pelo grau de interação do nutriente com a matéria orgânica. Os nutrientes que interagem com a matéria orgânica por meio de ligações eletrostáticas estarão prontamente disponíveis para serem absorvidos pelas plantas, enquanto nutrientes formando quelatos com a matéria orgânica quimicamente protegida terão um tempo de ciclagem maior (LEITE et al. 2006).

Os compartimentos da MOS devem ser quantificados por se mostrarem muito sensíveis as ações antrópicas e mudanças no manejo, o que os credenciam como eficientes indicadores de qualidade do solo. Por isso, além dos teores ou do estoque do COT, já determinados nas análises químicas de rotina, tem-se recomendado, nos últimos anos, a determinação desses compartimentos. Essa maior sensibilidade possibilita, de forma mais antecipada do que se utilizando apenas a medida do COT, a tomada de decisões em relação aos agroecossistemas mais adequados a determinado ambiente. No entanto, apesar da importância desses compartimentos para o estudo da dinâmica da MOS, são ainda escassos os métodos analíticos usados para referenciá-los. De forma geral, o C da biomassa microbiana, determinado pelo método da irradiação-extração e representando o compartimento ativo, e o C da fração leve ou da matéria orgânica particulada, determinados por fracionamento densimétrico ou granulométrico (ROSCO & MACHADO, 2002) e relacionados ao compartimento lento, tem sido usados para estudos de dinâmica da MOS em solos tropicais (LEITE et al., 2006).

A fração leve também tem sido muito referenciada como importante indicador de qualidade do solo (CHEN et al., 2016). Essa fração é um intermediário entre os resíduos vegetais recém- incorporados ao solo e o húmus estabilizado. A quantidade e a labilidade da fração leve variam intensamente entre solos tropicais e temperados, dependendo de vários fatores, tais como, o pH, a temperatura, a umidade, a aeração, a mineralogia do solo e o

estado de nutrientes do solo. As variações da fração leve no solo são indicativos das consequências sobre a dinâmica da MOS, causadas pelas mudanças no manejo. A composição química da fração leve no solo é similar àquela dos tecidos vegetais. A variabilidade do estoque de C e N medidos na fração leve tem sido associada a relação C:N do material vegetal originário, ao estoque de C no solo, ao pH e as condições climáticas. Além de indicador de qualidade do solo, a fração leve é fonte de C lábil, isto é, cicla rapidamente e, por isso, contribui para a ciclagem de nutrientes, pois é fonte de energia prontamente disponível para os microrganismos responsáveis por essa ciclagem (LEITE et al., 2006). Em sua maioria, os estudos sobre o efeito de sistemas de manejo evidenciam a pouca sensibilidade da medida do C orgânico total. Como alternativa, tem-se apontado o C da biomassa microbiana do solo, representando o compartimento ativo da matéria orgânica do solo e o C da fração leve, referenciando o compartimento lento, como indicadores mais sensíveis aos efeitos do manejo (CHEN et al., 2016).

A fração leve da matéria orgânica do solo tem-se constituído numa medida de sensibilidade intermediária e, mais importante, que reflete as ações antrópicas. Além dos efeitos benéficos sobre as propriedades do solo, ultimamente tem-se reconhecido que o outro papel importante da matéria orgânica do solo é funcionar como componente central global do carbono, sendo um compartimento de carbono muito maior do que aqueles observados na atmosfera e na biota, embora menor do que nos combustíveis fósseis e nos oceanos. O manejo da MOS pode ter implicações significativas no balanço global do carbono e, por isso, no impacto do aumento da concentração de CO<sub>2</sub> atmosférico sobre as mudanças climáticas (SIX et al., 2001).

#### **4 DINÂMICA DO FÓSFORO (P) NO SOLO**

Sob plantio direto na palha de leguminosas em aleias, as concentrações totais e disponíveis de P são maiores na camada superficial do que nos horizontes inferiores do solo, porque o P fornecido via fertilizante, bem como P liberado a partir de resíduos de plantas permanece na superfície do solo (AGUIAR, 2006).

A base teórica para a estimativa das formas de fósforo no solo por diferentes extratores foi apresentada por Chang & Jackson (1957), presumindo que a utilização de diferentes extratores poderia, devido ao seu modo de ação, extrair seletivamente as diferentes formas de fósforo. Por isso, a utilização destes extratores de maneira sequencial, do menor para o maior poder de extração, evitaria a extração simultânea de várias formas de fósforo, o que ocorre se cada um deles fosse adicionado em separado em amostras do solo. Esta técnica de separação do fósforo em diversas frações foi denominada e difundida como "fracionamento de fósforo".

O fracionamento de Chang & Jackson (1957) tem mostrado que, com o avanço do intemperismo, o fósforo é retido com maior energia no solo. Um método de fracionamento, que contempla as frações orgânicas de fósforo e introduz a ideia de sua labilidade, foi proposto por Hedley et al. (1982). Nessa técnica, são adicionados, sequencialmente, extratores de menor à maior força de extração, os quais removem fósforo inorgânico (Pi) e orgânico (Po), das formas mais disponíveis às mais estáveis.

Stewart & Sharpley (1987) montaram um esquema de extração das formas de fósforo no solo, mostrando suas interações e dinâmica, e associaram com as frações estimadas pelo fracionamento de Hedley et al. (1982). De uma maneira geral, assume-se que a resina trocadora de ânions extrai formas lábeis de fósforo inorgânico. O  $\text{NaHCO}_3$  extrai formas lábeis de fósforo inorgânico e orgânico. Ao  $\text{NaOH}$  é atribuído o poder de extrair o fósforo inorgânico quimiosorvido a óxidos de alumínio e ferro, o qual é moderadamente lábil. Também, com  $\text{NaOH}$ , é extraído o fósforo orgânico moderadamente lábil. A utilização de ultrasonificação em conjunto com o  $\text{NaOH}$  extrai o fósforo inorgânico e orgânico química e fisicamente protegidos nas superfícies internas dos microagregados (GATIBONI, 2003).

Gatiboni (2003) relata que as frações inorgânicas e orgânicas podem atuar como fonte ou dreno do fósforo disponível, dependendo do manejo do solo e da fertilização. Quando o solo não é fertilizado e há adições de resíduos vegetais, a fração orgânica tampona o fósforo da solução do solo. Por outro lado, quando há fertilizações ocorre o acúmulo de fósforo nas formas inorgânicas, que tamponam a solução; a fração orgânica é utilizada em menor escala, permitindo sua acumulação.

## 5 REFERÊNCIAS

AGUIAR, A. C. F., CÂNDIDO, C. S., CARVALHO, C. S., MONROE, P. H. M. MOURA, E. G. Organic matter fraction and pools of phosphorus as indicators of the impact of land use in the Amazonian periphery. *Ecological Indicators* v. 30, p. 158–164. 2013.

AGUIAR, A.C. et al. Nutrient recycling and physical indicators of alley cropping system ins sandy loam in the pre-Amazon region of Brazil. *Nutrient Cycling*. In *Agroecosystems*, v.86, p. 189-198, 2010.

AGUIAR, A. C. F., AMORIM, A.P., MOURA, E. G. Environment and agricultural benefits of a management system designed for sandy loam soils of the humid tropics. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1473-1480, 2009.

AGUIAR, A. C. F. **Sustentabilidade do sistema plantio direto em argissolo no trópico úmido**. Tese de Doutorado. UNESP, Botucatu-SP, 2006. 55 f.

ALEGRE, J.C. e RAO, M.R. Soil and water conservation by contours hedging in the humid tropics of Peru. **Agriculture, ecosystem and environment**, Amsterdã, n.57, p.17-25, 1996.

BAYER, C. & MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da material orgânica. In: SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O., eds. *Fundamentos da matéria orgânica do solo*. **Ecosistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre, Genesis, 1999. p.9-26.

BERNARDES, M. S.; PINTO, Luís Fernando G. RIGHI, C. A. Interações biofísicas em sistemas agroflorestais. In: *ALTERNATIVA AGROFLORESTAL NA AMAZÔNIA EM TRANSFORMAÇÃO*, Capítulo 4: Roberto Porro. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2009.

BERTALOT, Maria José Alves; GUERRINI, Iraê Amaral; MENDOZA, Eduardo e PINTO, Mauro Sérgio Vianello. Desempenho da cultura do milho (*Zea mays* L.) em sucessão com aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb.) sob manejos agroflorestal e tradicional. *Rev. Árvore* [online]. 2010, vol.34, n.4, pp.597-608. Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-67622010000400004&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622010000400004&lng=pt&nrm=iso)>. Acessos em 03 jun. 2016.

CHANG, S. C.; JACKSON, M. L. Fractionation of soil phosphorus. **Soil Science**, Baltimore, v 84, p. 133-144, 1957.

GATIBONI, Luciano Colpo. Disponibilidade de Formas de Fósforo do Solo às Plantas (Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração em Biodinâmica dos Solos, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS). Santa Maria, RS, Brasil. 2003.

HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B.; CHAUHAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Sci. Soc. American Journal**, v.46, p.970-976, 1982.

LACERDA, ZILDA CORRÊA DE. Recuperação de Área Degradada. **A revista do agronegócio**. 2012. Disponível em [http://www.interural.com/modulos/revista/materias/arquivos/areas\\_degradadas.pdf](http://www.interural.com/modulos/revista/materias/arquivos/areas_degradadas.pdf). Acesso em 22 de julho de 2014.

LEITE, Luís Fernando Carvalho; OLIVEIRA, Francisco das Chagas, ARAÚJO, Ademir Sérgio Ferreira. **Tópicos em manejo e fertilidade do solo com ênfase no Meio-Norte do Brasil**. -1. – Teresina/PI: Embrapa Meio-Norte, p. 108-140. 2006. 218 p.

MACEDO, Renato Luiz Grinzi. **Princípios básicos para o manejo sustentável de sistemas agroflorestais**. 157p.: il. Lavras: 2000. UFLA / FAEPE.

MOURA, E. G., OLIVEIRA, A. K. C., PINHEIRO, K. M. & AGUIAR, A. C. F. 2012. Management of a cohesive tropical soil enhance rootability and increase the efficiency of nitrogen and potassium use. *Soil Use and Management*, 28, 370-377.

MOURA, E. G., SERPA, S. S., SANTOS, J. G. D., COSTA SOBRINHO, J. R. S. & AGUIAR, A. C. F., 2010. Nutrient use efficiency in alley cropping systems in the Amazonian periphery. *Plant and Soil*, 335, 363-371.

MOURA, E. G., MOURA, N. G., MARQUES, E. S., PINHEIRO, K. M., COSTA SOBRINHO, J. R. S. 2009. Evaluating chemical and physical quality indicators for a structurally fragile tropical soil. *Soil Use Manage.* 25, 368-375.

MOURA, E.G., ALBUQUERQUE, J.M. & AGUIAR, A.C.F. 2008. Growth and productivity of corn as affected by mulching and tillage in alley cropping systems. *Scientia Agricola*, 65,

MOURA, E. G. **Atributos de fertilidade de um podzólico vermelho amarelo da formação Itapecuru limitantes da produtividade do milho**. Tese de Doutorado. UNESP, Botucatu-SP, 1995. 91 f.

PAVINATO, Paulo Sergio; MERLIN, Alexandre e ROSOLEM, Ciro Antônio. Disponibilidade de cátions no solo alterada pelo sistema de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* [online]. 2009, vol.33, n.4, pp. 1031-1040. ISSN 0100-0683. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v33n4/27.pdf>>. Acesso em 9 de março de 2015.

PAVINATO, P.S.; CERETTA, C.A.; GIROTTI, E.; MOREIRA, I.C.L. Nitrogênio e potássio em milho irrigado: análise técnica e econômica da fertilização. *Ciência Rural*, v.38, n.2, p.358-364, 2008.

PINHEIRO. E. F. M., PEREIRA. M. G, ANJOS. L. H. C. & MACHADO. P. L. O. A.. Fracionamento Densimétrico da Matéria Orgânica do Solo Sob Diferentes Sistemas de Manejo e Cobertura Vegetal em Paty do Alferes (RJ). **Revista brasileira de ciência do solo**, 28:731-737, 2004.

REICHERT, J.M.; REINERT, D.J.; BRAIDA, J.A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência & Ambiente**, Santa Maria, v.1, n.1, p. 29-48, 1990.

ROSCOE, R.; MACHADO. P. L. O. de A. **Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. 86p. : il. ; 21cm.

SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. & LOPES, A.S. Interrelação fertilidade, biologia do solo e nutrição mineral de plantas: Base para um novo paradigma na agrotecnologia do século XXI. In: SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G.; FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A.E. & CARVALHO, J.G., orgs. *Interrelação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas*. Lavras, SBCS/UFLA/DCS, 1999. p.1-9.

SILVA, Ricardo Carvalho, PEREIRA, José Marques, ARAUJO, Quintino Reis et al. Alterações nas propriedades químicas e físicas de um chernossolo com diferentes coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, jan./fev. 2007, vol.31, no.1, p.101-107.

STEWART, J. W. B. & SHARPLEY, A. N. Controls on dynamics of soil and fertilizer phosphorus and sulfur. In: FOLLETT, R. F.; STEWART, J. W. B.; COLE, C. V.; POWER, J. F. (Eds.) **Soil Fertility and organic matter as critical components of production systems**. SSSA. Madison, 1987, p. 101-121.

SIX, J.; GUGGENBERGER, G.; PAUSTIAN, K.; HAUMAIER, L.; ELLIOTT, E.T. & ZECH, W. Source and composition of soil organic matter fractions between and within soil aggregates. **Eur. J. Soil Sci.**, 52:607-618, 2001.

SZOTT, L. T.; PALM, C. A.; SANCHEZ, P. A. Agroforestry in acid soils of humid tropics. **Advances in Agronomy**, Washington, n. 45, p. 275 - 301, 1991.

TIESSEN, H.; SALCEDO, I.H. & SAMPAIO, E.V.S.B. Nutrient and soil organic matter dynamics under shifting cultivation in semi-arid northeastern Brazil. **Agric. Ecosyst. Environ.**, 38:139-151, 1992.

## CAPITULO II – ANÁLISE DE PARÂMETROS QUÍMICOS DE UM ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrófico CULTIVADO EM SISTEMAS DE ALEIAS DE LEGUMINOSAS ARBÓREAS

Andreia Pereira Amorim<sup>1</sup> e Alana das Chagas Ferreira Aguiar<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Discente Rede Amazônica de Biodiversidade e Programa de Pós-Graduação Biotecnologia (Bionorte), Universidade Federal do Maranhão (UFMA), Campus Universitário do Bacanga, Av. dos Portugueses, s / n, 65,000-000 São Luís, MA, Brasil.

<sup>2</sup> Docente Rede Amazônica de Biodiversidade e Programa de Pós-Graduação Biotecnologia (Bionorte), Universidade Federal do Maranhão (UFMA), Campus Universitário do Bacanga, Av. dos Portugueses, s / n, 65,000-000 São Luís, MA, Brasil.

### RESUMO

O artigo trata da análise de parâmetros químicos do solo ARGISSOLO VERMELHO AMARELO distrófico cultivado em sistemas de aleias de leguminosas arbóreas e seus efeitos na disponibilidade de cátions no solo. A agricultura moderna não tem por finalidade somente a produtividade e rentabilidade, mas, também à conservação ambiental, daí tem-se a principal técnica de manejo agrícola relacionada com a conservação, que é o plantio direto, sendo que sua introdução na agricultura foi um dos maiores avanços no processo produtivo brasileiro. Na região amazônica do Brasil, tem aumentado o interesse pela busca de alternativas para solucionar o problema da perda de qualidade dos solos. Tendo em vista que a quantificação da qualidade do solo é um processo complexo, este artigo teve o objetivo de avaliar os principais indicadores químicos de qualidade do solo (matéria orgânica e seus compartimentos, pH, fósforo, potássio e o somatório de cálcio e magnésio trocáveis) após dois anos do plantio de leguminosas em um sistema de plantio direto na palha de leguminosas em aleias. O experimento foi conduzido em um sistema de cultivo em aleias, localizado na Vila União, Chapadinha, Maranhão, Brasil. O solo local é classificado como ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrocoeso. O delineamento experimental foi em blocos ao acaso, com oito repetições e cinco tratamentos: leucena+sombreiro (L+S); leucena+acácia (L+A); gliricídia+acácia (G+A); gliricídia+sombreiro (G+S) e tratamento controle sem leguminosas. Foram realizadas as análises químicas do solo da área. Após a sua estabilização o sistema de plantio de leguminosas em aleias mostrou-se eficiente para recuperação dos parâmetros químicos do solo em estudo devido a sua capacidade de estabelecimento no solo ácido e de baixa fertilidade do experimento. O estudo demonstrou melhoria nos indicadores analisados e evidencia uma tendência no aumento de matéria orgânica após o plantio, expressando melhores resultados as combinações de leguminosas com Leucena, Acácia e Gliricídia

Palavras-chave: conservação ambiental, frações de carbono, indicadores químicos.

\* Endereço para correspondência: andreiapamorim@terra.com.br

## CHAPTER II - ANALYSIS OF CHEMICAL PARAMETERS OF A Alfissol Distrocoeso CULTIVATED IN ALLEY CROPPING

### ABSTRACT

The article deals with the analysis of chemical parameters of the ground **Alfissol Distrocoeso** cultivated in alley cropping and their effects on the availability of cations in the soil. Modern agriculture is not only about productivity and profitability, but also about environmental conservation, hence the main technique of agricultural management related to conservation, which is no-tillage, and its introduction into agriculture was one of the Advances in the Brazilian production process. In the Amazon region of Brazil, interest in finding alternatives to solving the problem of loss of soil quality has increased. Considering that the quantification of soil quality is a complex process, this article has the objective of evaluating the main chemical indicators of soil quality (organic matter and its compartments, pH, phosphorus, potassium and the sum of exchangeable calcium and magnesium) After two years of planting legumes in a system of no-tillage in the alley cropping. The experiment was conducted in an system alley cropping, located at Vila União, Chapadinha, Maranhão, Brazil. The local soil is classified as **Alfissol Distrocoeso**. The experimental design was in randomized blocks, with eight replications and five treatments: leucena + sombreiro (L + S); Leucine + acacia (L + A); Gliridia + acacia (G + A); Gliricidia + sombreiro (G + S) and control treatment without legumes. The soil chemical analyzes of the area were carried out. After stabilization, the system alley cropping proved to be efficient for recovering the chemical parameters of the soil under study due to its ability to establish in the acid soil and low fertility of the experiment. The study showed improvement in the analyzed indicators and evidences a tendency in the increase of organic matter after planting, expressing better results the combinations of legumes with Leucena, Acácia and Gliricídia.

Keywords: Environmental conservation, carbon fractions, chemical indicators.

\*Mailing address: andreiapamorim@terra.com.br

## 1 INTRODUÇÃO

O aumento da população mundial ao longo da história exige áreas cada vez maiores para a produção de alimentos e técnicas de cultivo que aumentem a produtividade da terra. Isso tem gerado uma pressão sobre o cultivo do solo e vem obrigando os agricultores a diminuir o período necessário à recuperação destas áreas (PARTEY et al., 2011; ZHAO et al., 2012). No bioma do Amazônico no Brasil, a mudança da vegetação natural para sistema de exploração agrícola de corte e queima provoca alterações profundas nos atributos químicos e microbiológicos do solo, com consequente alteração da sua qualidade (AGUIAR et al., 2010; ROSA, et al., 2011; VASCONCELOS et al., 2012). Desta forma, a agricultura tem produzido mais efeitos negativos para o meio ambiente local e global, do que benefícios sociais para as comunidades rurais, diminuindo a biodiversidade e empobrecendo os ecossistemas (MOURA et al., 2009; AGUIAR, et al., 2010).

Esse aspecto ambiental vem despertando nos pesquisadores, a preocupação com a Qualidade do Solo (QS) e a sustentabilidade da exploração agrícola, pois a agricultura moderna não tem por finalidade somente a produtividade e rentabilidade, mas visa também à conservação ambiental. Para que estes objetivos sejam alcançados é necessário o manejo agrícola adequado, que gere sustentabilidade ao sistema (AKINNIFESI et al., 2010; ROSA et al., 2011; MALÉZIEUX, 2012; TIAN et al., 2013; CHEN, et al., 2016, MAGALHÃES et al., 2016).

Para monitorar a qualidade do solo foram definidos atributos sensíveis ao manejo e de fácil determinação (ROSSI et al., 2012). Dentre os parâmetros químicos estão: matéria orgânica do solo (MOS), carbono orgânico total (COT), pH, alumínio, fósforo, potássio e o somatório de Cálcio e Magnésio trocáveis (MENDES et al., 2011). As pesquisas que consideram a MOS como o indicador ideal para avaliar a qualidade do solo (QS) (FAGÉRIA, 2012) estão fundamentadas no fato das várias funções e processos biológicos, físicos e químicos que ocorrem no solo estarem relacionados diretamente com a presença de MO (SHUKLA et al., 2006).

A MOS influencia, entre outras propriedades, a estabilidade de agregados e estrutura do solo; taxa de infiltração de água e capacidade de retenção de água do solo; atividade biológica; capacidade de troca de cátions-CTC, ciclagem de nutrientes e disponibilidade para as plantas; complexação de íons (BOTERO et al., 2010; CARVALHO et al., 2011).

Os teores de carbono e nitrogênio totais de compartimentos da matéria orgânica do solo estão presentes tanto como complexos organo-minerais primários (COM-Primários) na argila, silte e areia (considerada matéria orgânica particulada (MOP)), que é uma fração lábil, onde se inclui nessa fração resíduos de plantas em decomposição, formas solúveis em

água, macrofauna edáfica e biomassa microbiana (CHEN et al., 2016) e também como complexos organo-minerais secundários (COM-Secundários) e matéria orgânica não-complexada livre (MONC-Livre). Na MOP estão presentes 90% das substâncias húmicas do solo e apresenta maior taxa de reciclagem dos constituintes orgânicos, normalmente é menos sensível às alterações de manejo, principalmente em curto prazo (ROSSI et al., 2012). A MONC-Livre também é denominada de Fração Leve-Livre da matéria orgânica do solo (FLL) e a MONC-oclusa pode ser denominada de Fração Leve Intra-agregado (FLI) (MACHADO et al., 2002).

Sendo assim, estudos que visem caracterizar o comportamento e composição da MOS são fundamentais para o entendimento de sua natureza e elucidação dos fatores que governam sua estabilização, a fim de identificar e estabelecer práticas de manejo mais conservacionistas que contribuam com a sua preservação e promovam a sustentabilidade dos agroecossistemas (MACHADO, et al., 2014 e CHEN, et al., 2016).

A adoção de alternativas sustentáveis de uso da terra, como o plantio direto de leguminosas arbóreas plantadas em aleias tem sido recomendada por pesquisadores do Brasil e demais países na busca pela sustentabilidade dos agrossistemas tropicais (SILESHI e MAFONGOYA, 2006; AKINNIFESI et al., 2010; MOURA et al., 2010; AJAYI et al., 2011; BERTALOT et al., 2010; BERGERON et al., 2011; TULLY et al., 2012; VASCONCELOS et al., 2012; AGUIAR et al., 2013; VARAH et al., 2013; MUNROE & ISAAC, 2014; CARDINAEI et al., 2015 e CHEN et al., 2016). Estas pesquisas mostram que esses sistemas são considerados, promissores pelo fato de requererem menor uso de insumos externos em relação às monoculturas, por serem similares aos ecossistemas naturais, pela redução à incidência e a agressividade de ervas invasoras, produzindo um resíduo em quantidade suficiente para a cobertura do solo, promovendo o acúmulo de MOS que poderá atuar diretamente na redução da acidez e no aumento de pH, na mobilidade de cátions básicos ou na complexação de Al do solo (PAVINATO et al., 2008 e 2009; AGUIAR et al., 2010; LIMA et al., 2011; ROSA et al., 2011; RICCI et al., 2012 e ALBUQUERQUE et al., 2013). Portanto, o sistema não basta ser apenas ambientalmente adequado, mas também atraente para os agricultores para as suas funções ambientais e agrícolas (AGUIAR et al. 2009, 2013).

Considerando-se hipótese de que a adoção do sistema de plantio direto na palha de leguminosas cultivadas em aleias pode influenciar os indicadores químicos do solo e conferir a solos de baixa fertilidade uma tendência de melhoria continuada os objetivos deste estudo foram acompanhar a evolução dos indicadores químicos na avaliação da qualidade dos solos do trópico úmido e (ii) entender a dinâmica da matéria orgânica do solo nesse agroecossistema, às margens da região amazônica, que resultará em vantagens para os agricultores e meio ambiente.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Área de Estudo

O experimento foi conduzido em um sistema de cultivo em aleias, numa área de 1.600m<sup>2</sup>, localizado no assentamento Vila União, Chapadinha-MA, Brasil (Latitude 3°47'43.03" S e Longitude 43°21'41.71"). O clima, segundo Köppen, é classificado Aw, caracterizado como tropical úmido, com temperatura média anual excedendo aos 27°C. Tem-se, de modo geral, na região, um período seco de seis a sete meses, dos quais três a quatro muito secos, com menos de 8 % da precipitação pluvial total. No período chuvoso, de cinco a seis meses, pelo menos dois meses podem ser considerados muito chuvosos, com mais de 40 % da precipitação pluvial total e média entre 1600-2000mm anuais. A umidade relativa do ar em torno de 61% (INMET, 2015).

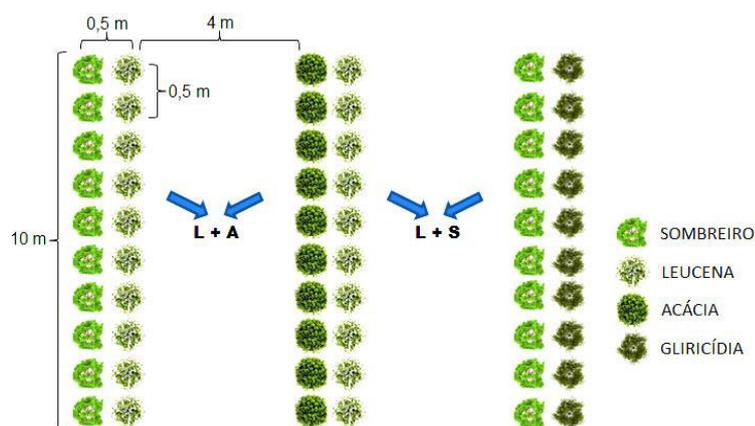


**Figura 1** – Vista aérea da área do experimento, localizado na Vila União, município de Chapadinha/MA, Brasil. Fonte: Google Earth (2013).

O solo local é classificado como ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrocoeso (EMBRAPA 2013). Antes da implantação do experimento a camada superficial (0–20 cm) do solo apresentava os seguintes resultados: areia fina = 510 g.gk<sup>-1</sup>, areia grossa = 198 g.gk<sup>-1</sup>, silte = 128 g.gk<sup>-1</sup> e argila = 160 g.gk<sup>-1</sup>; matéria orgânica (MO) = 34,25 g.dm<sup>-3</sup>, pH (em CaCl<sub>2</sub>) = 4,5; P (resina) = 7,5 mg dm<sup>-3</sup>, acidez potencial (H + Al) = 72,25 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; K = 15,25 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, Ca<sup>2+</sup> = 15,25 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup> e Mg<sup>2+</sup> = 3,25 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; soma de bases (SB) = 20 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; saturação por bases (V)(%) = 22,75; capacidade de troca catiônica (CTC) = 92 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup> ( AGUIAR et al., 2010).

## 2.2 Instalação do Sistema de Aleias e Histórico de Cultivos na Área

As aleias foram instaladas em janeiro de 2009 com a semeadura das leguminosas arbóreas em fileiras duplas no espaçamento de 4,0 m entre linhas e 0,5 m entre plantas, em parcelas de 10 m x 4 m. Foram utilizadas duas espécies de baixa qualidade de resíduo – acácia (*Acacia mangium* Willd) e sombreiro (*Clitoria fairchildiana* R.Howard), e duas de alta qualidade de resíduo – leucena (*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit) e gliricídia (*Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp). O delineamento experimental foi em blocos ao acaso, com oito repetições e cinco tratamentos: leucena+sombreiro (L+S); leucena+acácia (L+A); gliricídia+acácia (G+A); gliricídia+sombreiro (G+S) e tratamento controle sem leguminosas. Uma representação esquemática das parcelas experimentais pode ser visualizada na Figura 2.



**Figura 2** – Representação esquemática das parcelas experimentais.  
Fonte: Aguiar et al., (2010).

A cultura do milho (*Zea mays*) foi semeada no início da estação chuvosa, nos anos de 2010, 2011, 2012, 2013 e 2014 no espaçamento de 80 cm entre linhas e 20 cm entre plantas. Na área experimental foram aplicadas duas toneladas em superfície de calcário, cujo Poder Relativo de Neutralização Total (PRNT) variou entre 45 a 50%. Aplicou-se 300kg.ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, na forma de superfosfato simples no sulco e 6,25 kg ha<sup>-1</sup> de Zn na forma de sulfato de zinco.

As parcelas que receberam adubação mineral nitrogenada e potássica foram fertilizadas com 40 kg ha<sup>-1</sup> de N na forma de ureia e cloreto de 40 kg ha<sup>-1</sup> de Óxido de Potássio (K<sub>2</sub>O). Nos anos de 2010, 2011, 2012, 2013 e 2014, logo após o plantio do milho (QPM (Quality Protein Maize) BR 473) e do plantio do feijão biofortificado BRS Xique-Xique na safrinha, após a germinação das sementes, as leguminosas foram cortadas a 50 cm de altura, e toda a biomassa foi espalhada ao longo das fileiras de milho, de forma que todas as parcelas do mesmo tratamento receberam idêntica quantidade de biomassa.

Foi realizada a poda das árvores a uma altura de 50 cm. A parte aérea total de cada espécie foi pesada e, foram estimados os teores de nitrogênio total da biomassa (L+S=278,34 Kg/ha; L+A=248,15 Kg/ha; G+S=367,34 Kg/ha; G+A=433,81 Kg/ha, respectivamente). A distribuição da biomassa nas parcelas foi realizada de modo que cada parcela recebesse a mesma quantidade de nitrogênio, de acordo com os tratamentos. Esse procedimento foi realizado continuamente desde a implantação do experimento, de 2009 até 2014. A produção total de biomassa para cada uma das espécies arbóreas nos últimos cinco anos de corte é demonstrada na Tabela 2:

**Tabela 1** – Biomassa seca ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) das combinações de leguminosas no sistema em aleias, nos cinco anos de cultivos na área.

Tratamentos/anos	2010	2011	2012	2013	2014
	Biomassa Seca $\text{Mg.ha}^{-1}$				
Gliricídia + Sombreiro	5,92	13,11	6,70	16,0	10,40
Leucena + Sombreiro	9,17	2,99	6,30	8,20	7,88
Gliricídia + Acácia	3,65*	17,59	5,20	12,90	9,57
Leucena + Acácia	6,44*	6,03	3,20	8,50	7,10
Total	25,18	39,72	21,40	45,60	34,95

\*Acácia não foi podada

Fonte: Dados extraídos de SOUZA (2012) e PORTELA (2015)

Os teores iniciais dos nutrientes da biomassa das leguminosas são apresentados na Tabela 3.

**Tabela 3** – Relação C/N e quantidades de C, N, P, K, Ca e Mg ( $\text{Kg ha}^{-1}$ ) pelas diferentes combinações de leguminosas.

Tratamentos	Quantidades de nutrientes ( $\text{Kg ha}^{-1}$ )					
	C/N	N	P	K	Ca	Mg
Leucena+sombreiro	8	276	73	42	251	40,21
Leucena+acácia	11	246	78	31	219	17,59
Gliricídia+sombreiro	7	437	110	56	298	44,76
Gliricídia+acácia	9	433	77	75	274	34,95

C/N =Relação carbono nitrogênio; N= nitrogênio; P= fósforo; K=potássio; Ca= cálcio; Mg= magnésio.

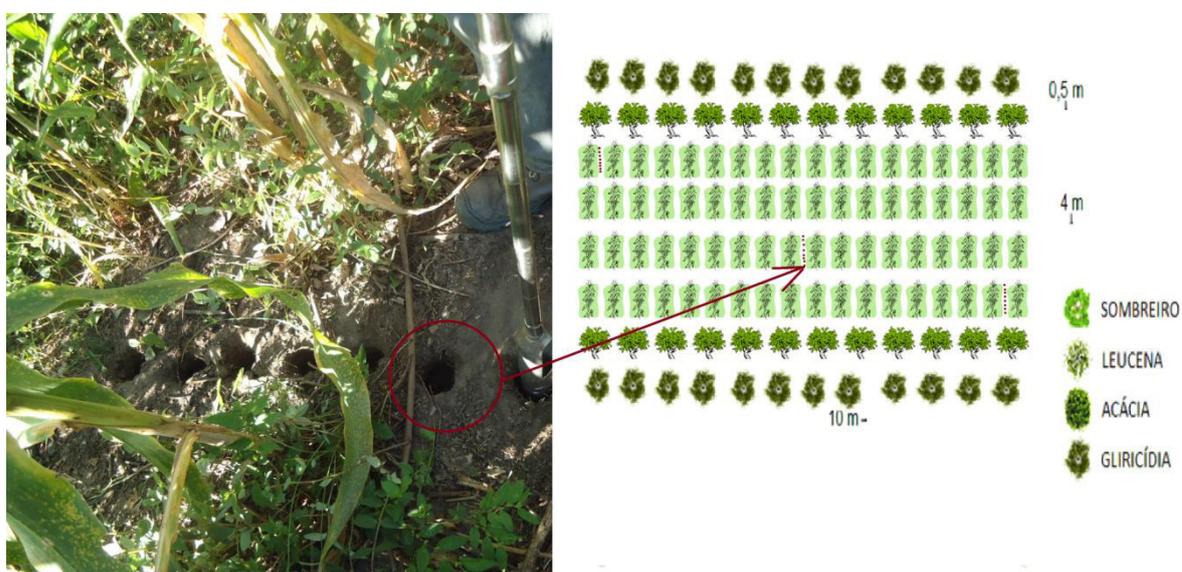
Fonte: Dados extraídos de PORTELA (2015)

## 2.5 Condução do Experimento

Visando responder as hipóteses elencadas nessa Tese, as avaliações das características do solo foram realizadas nos anos de 2013 e 2014, ano do desenvolvimento do estudo.

## 2.5.1 Análises Químicas do Solo

No experimento, as amostragens foram realizadas em duas etapas, no ano agrícola de 2013/2014 (início do período seco). Após a colheita do milho, no final do período chuvoso foram coletadas amostras do solo, com auxílio de um trado holandês, a uma profundidade de 0-0,10m e 0,10-0,20m. As amostras de cada parcela foram compostas de 24 subamostras (correspondente a 8 (oito) amostras nas profundidades de 0-0,10/0,10-0,20m x 3) extraídas longitudinalmente da parcela, afim de evitar o efeito de bordadura, para formar uma amostra composta por parcela (Figura 3).



**Figura 3** – Representação esquemática da coleta de amostras de solo nas parcelas experimentais.  
**Fonte:** Adaptado de Aguiar et al., (2010).

Posteriormente estas amostras de cada parcela foram homogêneas e armazenadas em sacos plásticos até a realização das análises. As amostras foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm de malha e novamente colocadas em sacos plásticos na quantidade de 1kg de solo seco. Para a determinação dos atributos químicos do solo da área foram quantificados os valores de pH em  $\text{CaCl}_2$ , matéria orgânica, P, K, Ca, Mg, H+Al, segundo metodologia do Instituto Agrônomo de Campinas (2001), e determinados a capacidade de troca catiônica (CTC) pela fórmula  $[\text{SB} + (\text{H} + \text{Al})]$ , onde  $\text{SB} = \text{Ca} + \text{Mg} + \text{K}$  e a saturação por bases, calculada por  $V = (\text{SB}/\text{CTC}) \times 100$ .

Por ocasião da amostragem de solo também foi realizada uma amostragem da massa da liteira neste experimento nos anos de 2013 e 2014 (anos de desenvolvimento do estudo), nos mesmos dias das amostragens do solo. Foi utilizado um quadrado de madeira, com as dimensões de 0,25m x 0,25m, aplicada aleatoriamente três amostragens por parcela. O procedimento para coleta das amostras consistiu de jogar o quadrado em

diferentes posições das parcelas superiores, mediana e inferior, coletando-se a liteira que ficava no interior deste quadrado.

Após a coleta, as amostras foram colocadas em estufa à temperatura constante (65°C) para secagem, sendo, posteriormente, pesadas e o peso convertido para kg ha<sup>-1</sup>. Para determinação dos teores de nutrientes as amostras foram moídas para passar por uma tela de 1mm. As concentrações de N foram determinadas após a digestão com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, segundo a metodologia de Tedesco et al. (1995) e, a partir da digestão nitro-perclórica (HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub>), foram determinados os teores de P, K, Ca, Mg (por espectrometria de emissão atômica em plasma induzido (ICP-AES). Em seguida, a quantidade determinada de cada nutriente foi calculada para o total de nutrientes em kg.ha<sup>-1</sup>.

### 2.5.2 Fracionamento Densimétrico e Granulométrico da Matéria Orgânica do Solo

A matéria orgânica “leve” ou o “débris vegetal” foi removida por flotação em solução densa de iodeto de sódio (NaI) com densidade de 1,80g cm<sup>-3</sup>, após contato com essa solução, conforme método descrito em Machado, (2002). A separação da fração leve livre (FLL) foi realizada pesando-se 10g de solo (TFSA) no frasco de volume aproximado de 80ml, onde adicionou-se 70ml de solução de NaI (densidade 1,8g cm<sup>-3</sup>) a cada frasco (tolerou-se variação de densidade de ± 0,1 g.cm<sup>-3</sup>).

Os frascos contendo a amostra foram agitados por 30s manualmente para dispersar os agregados instáveis e permitir que a fração leve-livre atingisse a superfície da suspensão.

Após decantar por 48h as amostras foram succionadas para recolhimento da solução de NaI e material orgânico flutuante (FLL) de cada frasco, retirando todo o material orgânico aderido na parede do mesmo e na superfície da suspensão, tomando-se o cuidado para não suspender o “pelet”.

A FLL aspirada juntamente com a solução de NaI foi imediatamente separada por filtração a vácuo ((Sistema Asséptico Sterifil, 47mm – Millipore) contendo filtros tarados (filtros de fibra de vidro, 47mm secos em estufa a 40°C por 24h, após esse tempo foi passado para dessecador e pesados com precisão de quatro casas decimais). A solução de NaI coletada no frasco receptor da filtragem é retornada para a garrafa de centrífuga contendo a amostra de solo remanescente.

Cada amostra contendo o filtro com a FLL foi lavada com água destilada para eliminar o excesso de NaI (secou-se bem, com papel toalha, o frasco receptor e os componentes do filtro a cada passagem de amostra para não alterar a densidade do NaI com resíduo de água). O filtro contendo a FLL foi transferido para a estufa a 40°C por 24h para a pesagem e após pesado foi moído em almofariz e pistilo (granulometria < 0,177mm

ou 80mesh) para posterior determinação dos teores de carbono orgânico total - COT (oxidação da matéria orgânica via úmida com dicromato de potássio em meio sulfúrico, empregando como fonte de energia o aquecimento e o uso do dedo frio). O excesso de dicromato após a oxidação é titulado com solução padrão de sulfato ferroso amoniacal (sal de Mohr) (EMBRAPA, 1997). Após a remoção da fração leve livre (FLL) foi extraída a fração leve intra-agregado (FLI) ou oclusa.

Para a extração da FLI colocou-se duas bolinhas de vidro na suspensão contendo NaI e solo residual, adicionou-se mais solução de NaI e aplicou-se agitação mecânica por 1 (uma) hora, onde deixou-se decantar por 48h para a obtenção da FLI utilizou-se o mesmo procedimento adotado para a extração da FLL, incluindo as análises quanto aos teores de carbono orgânico total – COT pelo método Walkley-Black e EMBRAPA (1997).

O material de solo remanescente dos frascos de centrífuga foi utilizado para o fracionamento granulométrico. O fracionamento granulométrico da fração “pesada” ou organo-mineral (complexos organo-argiloso, organo-siltoso e organo-arenoso) é conduzido por peneiramento úmido (areia) e sedimentação gravitacional (silte e argila).

A separação da fração pesada foi realizada da seguinte forma: a cada frasco contendo a fração foi adicionado 0,5 g de hexametáfosfato de sódio ( $\text{NaPO}_3$ )<sub>n</sub> e a mistura foi agitada por aproximadamente 14h, a 250 rpm.

A separação da fração areia do silte e argila foi realizada por peneiramento úmido. As frações silte (2–53  $\mu\text{m}$ ) e argila (0–2  $\mu\text{m}$ ) foram separadas a partir da coleta de alíquotas das frações granulométricas de 0–53  $\mu\text{m}$  (argila + silte) e 0–2  $\mu\text{m}$  (argila), em função dos tempos de sedimentação dessas partículas.

Em seguida, as frações foram secas em estufa de circulação forçada de ar a 65°C, pesadas, maceradas em almofariz e peneiradas (malha de 0,210 mm), para posterior determinação do teor de carbono orgânico total - COT Walkley-Black (EMBRAPA, 1997). O estoque de C foi estimado como segue: Carbono da Fração do Solo (CFS) ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) = teor de carbono ( $\text{g.kg}^{-1}$ ) x 10cm (profundidade) x densidade do solo ( $\text{g.cm}^{-3}$ )/10.

## 2.6 Análise Estatística

Os dados foram analisados estatisticamente com auxílio do programa Infostat e submetidos à análise de variância, com comparação de médias pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade ( $\alpha = 0,05$ ).

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.2 Análises Químicas do Solo

Os valores de pH e acidez potencial ( $\text{Al}^+ \text{H}$ ) observados no solo, nos dois anos do experimento não apresentaram diferença estatística quando comparado com o controle em nenhuma das camadas estudadas (0,00–0,10 m e 0,10–0,20 m) (Tabela 2). Todas as amostras de solo dos tratamentos apresentaram valor de pH muito baixo (maior acidez) (entre 4,76 e e 4.9) (Tabelas 2 e 3). Isso pode ser explicado pelo maior incremento no aporte de resíduos orgânicos da biomassa das leguminosas do sistema em aleias do experimento (SOUZA, 2012 e PORTELA, 2015 (Tabela 1)), favorecendo maior adição de C ao solo na forma de raízes, folhas e ácidos orgânicos, pois quanto maior o conteúdo de carbono, maior tenderá ser a acidez do solo (EBELING et al., 2008; MACHADO et al., 2014). Também podem ser explicados pelos teores de alumínio trocável ( $\text{Al}_3^+$ ), uma vez que, o  $\text{Al}_3^+$  ao sofrer hidrólise libera  $\text{H}^+$  na solução do solo e contribui para o aumento da acidez (SOUZA et al., 2007). Aguiar et al., (2013), também observaram baixos valores de pH em seu experimento possivelmente devido à contribuição da biomassa seca das combinações de leguminosas.

Os teores de potássio ( $\text{K}^+$ ), cálcio ( $\text{Ca}^{+2}$ ) e magnésio ( $\text{Mg}^{+2}$ ) nas aleias do experimento não diferiu do controle no primeiro ano de 2013 (Tabela 2).

No experimento não foi observada diferença estatística no teor de fósforo (P) do solo, no ano de 2013 e 2014 (Tabelas 2 e 3). A baixa disponibilidade no solo e o pequeno aporte de P orgânico via resíduos das leguminosas, mostraram que a fosfatagem é uma prática necessária não apenas na implantação, mas também na manutenção dos sistemas de aleias.

A saturação por bases não variou nos anos do experimento, não apresentando diferenças entre as profundidades estudadas (Tabelas 2 e 3).

As quantidades de Ca e Mg recicladas pelas leguminosas estão muito aquém do necessário para a manutenção do sistema, tornando a calagem uma prática indispensável para o estabelecimento desses sistemas no trópico úmido, não apenas por corrigir a acidez tóxica, mas também por aumentar de maneira significativa os teores disponíveis de elementos para as plantas.

No ano de 2014 os teores de  $\text{Mg}^{+2}$  foram superiores no tratamento G + A, que indica melhor distribuição desse cátion até a camada de 0,10 m no sistema em aleias, em consequência da disponibilização deste nutriente dos resíduos em decomposição, como também observou Pavinato et al., (2009).

A adição dos resíduos das combinações das leguminosas associada às altas temperaturas no período seco podem ter acelerado a mineralização da matéria orgânica do solo e com isso contribuído para aumentar a perda de C dessas frações mais lábeis no sistema, que apresentou um aumento significativo do teor de matéria orgânica na profundidade de 0-0,10 m, no segundo ano do experimento, nos tratamentos L+S ( $41,23\text{g.dm}^{-3}$ ) diferindo do Controle ( $35,71\text{g.dm}^{-3}$ ) (Tabelas 2 e 3). Esse efeito também foi observado por Aguiar et al., (2009, 2010 e 2013) em seu experimento com aleias e por Matias et al., (2009), que observou diferença significativa nos teores de carbono orgânico total (COT) entre os sistemas de plantio direto, que mostra que a presença de resíduos vegetais, aliada ao não revolvimento do solo e à rotação de culturas, pode causar acúmulo de C no perfil do solo. Outro fator que pode ter contribuído para esse resultado é que o aporte de biomassa ao longo dos anos para essas combinações podem ter contribuído para aumentos na biomassa microbiana, acelerando a decomposição da matéria orgânica (EISENHAUER et al., 2011)

Após 4 (quatro) anos do experimento estes resultados confirmam a hipótese de que a adoção do sistema de plantio direto na palha de leguminosas cultivadas em aleias pode conferir a solos de baixa fertilidade uma tendência de melhoria continuada, pois foi observada diferença significativa nos efeitos do cultivo em aleias sobre a matéria orgânica do solo cultivado nesse sistema. Logo, a fertilização mineral continuará sendo fundamental para a produtividade dos cultivos, mas em quantidades reduzidas, conforme verificou Souza (2012), onde as parcelas que receberam aporte de biomassas, ureia e KCl foram mais produtivas que aquelas que receberam apenas biomassa ou os fertilizantes isoladamente.

Estes resultados demonstram a necessidade de observar por mais tempo este experimento para que as alterações promovidas pelas leguminosas estudadas possam ser compreendidas (CONCEIÇÃO et al. 2005; MATIAS et al. 2009).

**Tabela 2** – Características Químicas do ARGISSOLO sobre diferentes combinações de leguminosas e controle, nas profundidades do solo de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m analisadas no ano de 2013.

Característica química do solo (Profundidade 0-0,10m)	Tratamentos							
	L+S	L+A	G+S	G+A	C	CV	DMS	P
pH, em CaCl <sub>2</sub>	4.78	4.88	4.90	4.81	4.76	3,68	0,26	0,4498
P (mg/dm <sup>3</sup> )	49.01	50.96	54.40	59.30	59.95	34,98	27,45	0,7203
MO (g/dm <sup>3</sup> )	36,6	37,66	39.53	37.55	35.33	10,58	5,68	0,3193
K <sup>+</sup> (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	2.96	2.79	2.83	3.10	2.23	33,49	1,34	0,4170
Ca <sup>+2</sup> (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	54.00	59.88	62.50	52.38	54.38	12,73	10,36	0,0362
Mg <sup>+2</sup> (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	14.13	13.63	15.13	15.13	10.50	25,72	5,06	0,0748
H + Al (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	52.91	48.84	51.34	53.05	53.99	17,01	12,58	0,8493
CTC (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	124.00	125.13	131.79	123.64	121.11	9,28	17,25	0,4385
V (%)	59.14	62.07	62.46	58.71	56.64	9,36	8,04	0,2163
<b>Característica química do solo (Profundidade 0,10-0,20m)</b>								
pH, em CaCl <sub>2</sub>	4.55	4.61	4.52	4.51	4.46	3,98	0,26	0,5294
P (mg/dm <sup>3</sup> )	22.70	24.49	24.86	22.46	19.54	45,38	14,88	0,8535
MO (g/dm <sup>3</sup> )	32.23	31.18	34.01	29.83	29.90	9,82	4,44	0,0543
K <sup>+</sup> (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	1.41	1.18	1.12	1.23	0.67	52,94	0,85	0,1703
Ca <sup>+2</sup> (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	41.75	43.138	43.88	36.63	38.63	21,01	12,32	0,4042
Mg <sup>+2</sup> (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	9.25	8.50	7.75	7.88	6.00	43,03	4,87	0,4143
SB (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	54.81	54.87	54.75	47.75	46.58	19,52	14,52	0,2588
H + Al (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	68.75	64.08	72.01	68,89	73,95	14,26	13,6	0,5286
CTC (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	121.15	116.88	124.75	115.36	119.24	7,75	13,51	0,2482
V (%)	44.57	45.85	43.31	40.85	38.69	18,16	11,13	0,3676

leucena+sombreiro (L+S); leucena+acácia (L+A); gliricídia+acácia (G+A); gliricídia+sombreiro (G+S); Controle (C). Letras diferentes na mesma linha indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey (P <0,05).

**Tabela 3** – Características Químicas do ARGISSOLO sobre diferentes combinações de leguminosas e controle, nas profundidades do solo de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m analisadas no ano de 2014.

Característica química do solo (Profundidade 0-0,10m)	Tratamentos							
	L+S	L+A	G+S	G+A	C	CV	DMS	P
pH, em CaCl <sub>2</sub>	4,86	4,95	4,88	4,93	4,86	3,7	0,26	0,8211
P (mg/dm <sup>3</sup> )	42,43	44,49	38,9	45,66	47,21	37,64	23,66	0,8719
MO (g/dm <sup>3</sup> )	41,23 a	39,13 ab	39,56 ab	39,40 ab	35,71 b	8,74	4,9	0,0407
K <sup>+</sup> (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	1,53	1,38	1,36	1,38	1,34	21,63	0,43	0,7405
Ca <sup>+2</sup> (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	51,75	50,25	50	50,25	50,13	13,75	9,98	0,9862
Mg <sup>+2</sup> (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	13,38 ab	13,63 ab	9,06 ab	16,00 a	6,5 b	48,61	8,18	0,0139
Al + H (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	50,53	45,8	47,43	45,66	47,24	16,25	11,06	0,7210
CTC (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	117,19	109,92	107,84	111,29	105,20	8,1	13,13	0,1150
V (%)	57,9	59,05	57,19	59,71	56,13	10,32	8,6	0,7660
<b>Característica química do solo (Profundidade 0,10-0,20m)</b>								
pH, em CaCl <sub>2</sub>	4,44	4,56	4,47	4,51	4,49	3,82	0,25	0,7044
P (mg/dm <sup>3</sup> )	17,98	15,43	17,24	16,18	17,41	48,46	11,73	0,9718
MO (g/dm <sup>3</sup> )	26,43	27,25	28,91	27,69	27,39	8,87	3,52	0,3761
K <sup>+</sup> (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0,74	0,81	0,77	0,79	0,64	20,89	0,23	0,2641
Ca <sup>+2</sup> (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	32,88	33	34,13	31	33,75	20,52	9,73	0,9041
Mg <sup>+2</sup> (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	6,25	10	8,25	8,13	7,13	67,19	7,68	0,6979
H+Al (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	70,09	64,23	70,61	67,68	68,89	18,03	17,7	0,8489
CTC (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	109,96	108,17	113,75	107,59	110,42	9,96	15,67	0,8281
V (%)	37,66	41,7	38,77	38,39	38,43	18,57	10,41	0,8244

leucena+sombreiro (L+S); leucena+acácia (L+A); gliricídia+acácia (G+A); gliricídia+sombreiro (G+S); Controle (C); CV = Coeficiente de Variação; DMS = Diferença mínima significativa; P = probabilidade. Letras diferentes na mesma linha indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey (P <0,05).

### 3.1 Caracterização Química da Serapilheira das Leguminosas

A produção de biomassa seca da serapilheira nas parcelas das leguminosas não apresentou diferença estatística entre os tratamentos nos anos de 2013 e 2014 (Tabela 4).

Em relação à composição química da serapilheira, a avaliação realizada no experimento no ano de 2013 mostrou no tratamento com as leguminosas G+S ( $1,96 \text{ g.kg}^{-1}$ ) apresentaram maiores teores de potássio (K) diferindo-se do tratamento (G+A) ( $1,13 \text{ g.kg}^{-1}$ ) (Tabela 4).

Somente no segundo ano do experimento houve diferença estatística entre os tratamentos, com um aumento significativo no teor de N na parcela com L+A ( $13,63 \text{ g.kg}^{-1}$ ) que portou maiores quantidade desse elemento quando comparada com o tratamento G+S ( $11,98 \text{ g.kg}^{-1}$ ) (Tabela 4). Os resultados demonstram que as combinações adequadas são mais importantes que a quantidade de biomassa, uma vez que o tratamento que apresentou a maior biomassa seca das leguminosas foi G+S nos anos de 2013 e 2014 ( $16,0 \text{ kg.ha}^{-1}$  e  $10,4 \text{ kg.ha}^{-1}$  respectivamente) (SOUZA, 2012 e PORTELA, 2015 (Tabela 1)).

As leguminosas avaliadas nesse estudo mantiveram o mesmo padrão observado por Aguiar et al. (2010) em um sistema de aleias também no Centro-Norte maranhense, no qual a leucena apresentou maiores teores de N ( $40,17 \text{ g.kg}^{-1}$ ).

O N e K adicionados de maneira significativa ao sistema através das biomassas das leguminosas seria uma complementação satisfatória para atender a demanda da cultura do milho, sendo desse modo, uma alternativa para reduzir o risco de contaminação ambiental e minimizar os gastos de produção agrícola.

**Tabela 4** – Quantidade de matéria seca e teor de nutrientes da serapilheira depositada sobre o solo pelas espécies leguminosas no sistema avaliado, nos anos de 2013 e 2014.

Peso / Nutrientes da Serapilheira	Tratamentos						
	2013						
	L+S	L+A	G+S	G+A	CV	DMS	P
<b>Massa</b> ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )	0,34	0,31	0,29	0,34	24,38	1,06	0,5354
N ( $\text{g kg}^{-1}$ )	14,28	14,54	13,30	14,50	16,54	3,20	0,7055
P ( $\text{g kg}^{-1}$ )	0,61	0,53	0,54	0,43	36,11	0,26	0,3449
K ( $\text{g kg}^{-1}$ )	1,48 ab	1,43 ab	1,96 a	1,13 b	36,78	0,75	0,0425
Ca ( $\text{g kg}^{-1}$ )	9,60	8,86	9,94	9,17	12,66	1,62	0,3021
Mg ( $\text{g kg}^{-1}$ )	1,07	0,94	1,10	0,93	24,53	0,34	0,3841
	2014						
<b>Massa</b> ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )	0,68	0,74	0,60	0,73	18,93	1,78	0,1514
N ( $\text{g kg}^{-1}$ )	12,26 ab	13,63 a	11,98 b	13,19 ab	8,32	1,45	0,0134
P ( $\text{g kg}^{-1}$ )	0,66	0,67	0,60	0,66	32,48	0,29	0,9021
K ( $\text{g kg}^{-1}$ )	2,19	1,83	2,34	2,09	30,61	0,88	0,4605
Ca ( $\text{g kg}^{-1}$ )	10,28	9,23	10,06	9,97	18,01	2,43	0,6671
Mg ( $\text{g kg}^{-1}$ )	1,47	1,44	1,35	1,26	25,45	0,48	0,6239

leucena+sombreiro (L+S); leucena+acácia (L+A); glicírdia+acácia (G+A); glicírdia+sombreiro (G+S); CV = Coeficiente de Variação; DMS = Diferença mínima significativa; P = probabilidade. Letras diferentes na mesma linha indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey ( $P < 0,05$ ).

### 3.3 Estoque de Carbono Orgânico do Solo

A fração leve tem sido utilizada como indicadores de alterações resultantes do manejo do solo e tem se apresentado como um indicador sensível às mudanças decorrentes das diferentes formas de uso do solo.

Cinco anos após o plantio das leguminosas, os teores de carbono orgânico total (COT) das frações leve livre e frações leve intra-agregada do solo não apresentaram diferenças significativas (Tabela 5). Este fato pode estar relacionado com o tempo do experimento, a quantidade produzida de matéria seca das leguminosas e fatores climáticos característicos da região, tais como a ausência de chuvas por longo período, as altas temperaturas, dificultando o acúmulo deste elemento no solo.

Alguns estudos têm demonstrado que, em sistemas agroflorestais, as quantificações das mudanças ocorridas em algumas variáveis no solo, como COT total, não devem ser feitas precocemente, visto que é considerado improvável a percepção dessas modificações em um prazo inferior a 10 anos (SÁ et al., 2004; TURNER et al., 2005; CONCEIÇÃO et al., 2005; MARTINS et al., 2009; PEREIRA et al., 2010; HARPER et al., 2012). Desta forma, a sensibilidade apresentada pela fração particulada da MOS, demonstra que este compartimento pode ser usado como um bom indicador da qualidade do solo para avaliação de sistemas de manejo recentes, nos quais as alterações no COT do solo ainda não tenham sido de grande magnitude.

Ambientalmente, entretanto mais importante seria que o carbono fosse armazenado nos compartimentos mais estáveis dos diversos pools de matéria orgânica do solo, entretanto, nenhum dos tratamentos com leguminosas diferiu da testemunha quanto aos compartimentos associados às frações minerais do solo (Tabela 5).

**Tabela 5** – Estoque de carbono, nas diferentes frações orgânicas do solo separados por fracionamento densimétrico e granulométrico, na profundidade de 0-0,10m do solo, nos anos de 2013 e 2014. Não houve diferença entre os tratamentos quando comparados com o controle.

Estoque de Carbono das Frações (Mg.ha <sup>-1</sup> )	Tratamentos							
	2013							
	L+S	L+A	G+S	G+A	C	CV	DMS	P
Leve livre	3,56	3,76	4,16	4,25	3,44	35,7	1,96	0,6972
Leve intragregada	0,76	0,73	0,74	0,58	0,66	50,17	0,5	0,8515
Areia	1,39	1,33	1,21	1,24	1,16	36,66	0,68	0,8745
Argila+Silte	3,01	2,88	2,96	2,69	2,49	14,64	0,6	0,1053
Argila	2,97	2,94	2,67	2,34	2,76	24,81	0,99	0,3762

	2014							
	L+S	L+A	G+S	G+A	C	CV	DMS	P
Leve livre	2,84	2,37	2,29	2,31	2,39	22,99	0,81	0,2857
Leve intragregada	0,68	0,60	0,96	0,90	1,12	60,1	0,73	0,2646
Areia	0,84	1,01	0,89	1,02	0,68	22,47	0,35	0,0423
Argila+Silte	2,98	3,12	2,58	2,65	2,51	23,09	1,11	0,4099
Argila	3,01	3,02	2,76	2,36	2,97	25,26	1,25	0,5369

leucena+sombreiro (L+S); leucena+acácia (L+A); gliricídia+acácia (G+A); gliricídia+sombreiro (G+S); CV = Coeficiente de Variação; DMS = Diferença mínima significativa; P = probabilidade. Letras diferentes na mesma linha indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey (P <0,05).

#### 4 CONCLUSÃO

A matéria orgânica é um indicador mais responsivo à interação dos efeitos dos sistemas de manejo em comparação ao carbono orgânico total.

O aumento nos teores de matéria orgânica pode reduzir a adsorção de fósforo ao solo em áreas sobre plantio direto com uso de plantas de cobertura do solo.

O sistema indicou uma melhoria das qualidades químicas do solo, principalmente a matéria orgânica e isso proporciona aos agricultores uma alternativa para aumento de sua produtividade, melhoria na renda e a conservação ambiental.

#### 5 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDALA, D.B., Gosh, A. K., Silva, I. R. & Alvarez, V. H. 2012. Phosphorus saturation of a tropical soil and related P leaching caused by poultry litter addition. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 162: 15-23.

AGUIAR, A. C. F., DE FREITAS, I. C., CARVALHO, C. S., MONROE, P. H. M. & MOURA, E. G. 2010. Efficiency of an agrosystem designed for family farming in the pre-Amazon region. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 26: 24-30.

AGUIAR, A. C. F., AMORIM, A.P., MOURA, E. G. Environment and agricultural benefits of a management system designed for sandy loam soils of the humid tropics. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1473-1480, 2009.

AGUIAR, A. C. F. **Sustentabilidade do sistema plantio direto em argissolo no trópico úmido**. Tese de Doutorado. UNESP, Botucatu-SP, 2006. 55 f.

AITA, C.; BASSO, C.J.; CERETTA, C.A.; GONÇALVES, C.N.; DAROS, C.O. Plantas de cobertura de solo como fonte de nitrogênio ao milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.157-165, 2001.

AJAYI, Oluyede Clifford, PLACE, Frank, AKINNIFESI, Festus Kehinde & SILESHI, Gudeta Weldsesemayat. 2011. Agricultural success from Africa: the case of fertilizer tree systems in southern Africa (Malawi, Tanzania, Mozambique, Zambia and Zimbabwe). *International Journal of Agricultural Sustainability*, 9:1, 129-136.

AKINNIFESI, F. K., AJAYI, O. C., SILESHI, G., CHIRWA, P. W., CHIANU, J., 2010, 'Fertilizer trees for sustainable food security in the maize-based production systems of East and Southern Africa. A review', *Agronomy for Sustainable Development* 30, 615–629 [DOI:10.1051/agro/2009058].

AKINNIFESI F.K., MAKUMBA W., Sileshi G., Ajayi O., Mweta D. (2007). Synergistic effect of inorganic N and P fertilizers and organic inputs from *Gliricidia sepium* on productivity of intercropped maize in Southern Malawi, *Plant Soil* 294, 203–217.

ALBUQUERQUE, Abel W. de; SANTOS, José R.; MOURA FILHO, Gilson & REIS, Ligia S. Plantas de cobertura e adubação nitrogenada na produção de milho em sistema de plantio direto. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v.17, n.7, p.721–726, 2013.

BERGERON, M., Lacombe, S., BRADLEY, R.L., WHALEN, J., COGLIASTRO, A., JUTRAS, M.-F., Arp, P., 2011. Reduced soil nutrient leaching following the establishment of tree-based intercropping systems in eastern Canada. *Agrofor. Syst.* 83, 321–330.

BONINI, C. S. B.; ALVES, M. C. & MONTANARI, R. Lodo de esgoto e adubação mineral na recuperação de atributos químicos de solo degradado. 2015. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v.19, n.4, p.388–393.

BONINI, C. S. B. Restauração ecológica de um solo decapitado sob intervenção antrópica há 17 anos . Ilha Solteira: FEIS/UNESP, 2012. 167p. Tese Doutorado.

BOTERO, Wander Gustavo; OLIVEIRA, Luciana Camargo de; ROCHA, Júlio Cesar; ROSA, Andre Henrique, SANTOS, Ademir dos. Peat humic substances enriched with nutrients for agricultural applications: Competition between nutrients and non-essential metals present in tropical soils. *Journal of Hazardous Materials*, 177 (2010) 307–311.

BRASIL. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2013. 306p.

\_\_\_\_\_. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. 2.ed. Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212p.

\_\_\_\_\_. INMET (2015). Disponível em:<  
[http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=rede\\_estacoes\\_auto\\_graf.>](http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=rede_estacoes_auto_graf.>).  
Acesso em: 03 jan 2015.

CAMPOS, Liliane Pereira, LEITE, Luiz Fernando Carvalho, MACIEL, Giovana Alcântara, IWATA, Bruna de Freitas e NÓBREGA, Júlio César Azevedo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.46, n.12, p.1681-1689, dez. 2011.

CARDINAEL, Rémi; CHEVALLIER, Tiphaine; BARTHÈS, Bernard G., SABY, Nicolas P.A. PARENT, Théophile; DUPRAZ, Christian; BERNOUX, Martial e CHENU, Claire. Impact of alley cropping agroforestry on stocks, forms and spatial distribution of soil organic carbon — A case study in a Mediterranean context. *Geoderma*. 259–260 (2015) 288–299.

CARVALHO, R.P.; PINHO, R.G.V.; DAVIDE, L.M.C. Desempenho de cultivares de milho quanto à eficiência de utilização de nitrogênio. *Revista Brasileira de Milho e Sorgo*, v.10, p.108-120, 2011.

CHEN, S., ZHENG, X., WANG, D.Y., XU, C.M., ZHANG, X.F., YAN, Jinxiang. 2016. The influence of the type of crop residue on soil organic carbon fractions: An 11-year field study of rice-based cropping systems in southeast China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 223. 261–269.

CONCEIÇÃO, P.C.; AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; SPAGNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, p.777-788, 2005.

COSTA, V. L.; Maria, I. C.; Camargo, O. A.; Grego, C. R.; Melo, L. C. A. Distribuição espacial de fósforo em Latossolo tratado com lodo de esgoto e adubação mineral. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.18, p.287-93, 2014. [http:// dx.doi.org/10.1590/S1415-43662014000300007](http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662014000300007)

CROSS, A.F. & SCHLESINGER, W.H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma*, 64:197-214, 1995.

D'ANDRÉA, A.; SILVA, M.N.; CURTI, N. Estoque de carbono e nitrogênio, e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 39(2): 179-186, 2004.

EBELING, A. G. et al. Relação entre acidez e outros atributos químicos em solos com teores elevados de matéria orgânica. *Bragantia*, Campinas, v. 67, n. 2, p. 429-439, 2008.

EISENHAUER, N.; SABAIS, A. C.W.; SCHEU, S. Collembola species composition and diversity effects on ecosystem functioning vary with plant functional group identity. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 43, n. 8, p. 1697-1704, 2011.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. ASPECTOS PRÁTICOS LIGADOS À FORMAÇÃO DE PASTAGENS. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte. Circular Técnica nº 12. 1986.10 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Cultivo e uso do estílicosantes-campo-grande. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte. Comunicado técnico, 105. 2007. 11 p.

FAGERIA, N.K., 2012. Role of soil organic matter in maintaining sustainability of cropping systems. *Commun. Soil Sci. Plan.* 43, 2063–2113.

FORMENTINI, E. A.; LÓSS, F. R.; BAYERL, M. P.; LOVATI, R. D.; BAPTISTI, E. Cartilha sobre adubação verde e compostagem. Vitória: INCAPER, 2008.

GATIBONI, L. C., KAMINSKI, J., HEINHEIMER, D.S. & FLORES, J. P. C. 2007. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31, 691-699.

GEORGE, T. S.; TURNER, B. L.; GREGORY, P. J.; CADE-MENUM, B. J.; RICHARDSON, A. E. Depletion of organic phosphorus from Oxisols in relation to phosphatase activities in the rhizosphere. *Eur. J. Soil Sci.*, 57: 1-47, 2006.

GLOVER, J.D.; REGANOLD, J.P. & ANDREWS, P.K. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington. State. *Agric. Ecosys. Environ.*, 80:29-45, 2000.

GOSS, M.J. The specific affect of roots on the regeneration of soil structure. In: WORKSHOP ON SOIL COMPACTION, 1987, Avignon. Proceedings Rotterdam: Comission of the European Communities, 1987.

HARPER, R.J; OKOM A. E. A; STILWELL, A. T; TIBBETT, M; DEAN C; GEORGE S.J; SOCHACKI, S.J; MITCHELL, C. D; MANN, S.S; DODS, K. (2012). Reforesting degraded agricultural landscapes with Eucalypts: effects on soil carbon storage and soil fertility after 26 years. *Agric Ecosyst Environ* 163:3–13.

IAC 2001. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. IAC, Campinas.

ISO. Disponível em [http://www.iso.org/iso/iso\\_technical\\_committee%3Fcommid%3D54328](http://www.iso.org/iso/iso_technical_committee%3Fcommid%3D54328). Acesso em 20 de maio de 2016.

JACKSON, M.L. Aluminum bonding in soils: A unifying principle in soil science. *Proceedings Soil Science Society of America*, Madison, 27(1): 1-9, 1963.

JONES, D.L. Organic acids in the rhizosphere - A critical review. *Plant Soil*, 205:25-44, 1998.

LEITE, L.F.C.; FREITAS, R.C.A.; SAGRILO, S.; GALVÃO, S.R.S. Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos vegetais depositados sobre Latossolo Amarelo no cerrado Maranhense. *Revista Ciência Agronômica*, v.41, p.29-35, 2010.

LIMA, Sandra Santana; LEITE, Luiz Fernando Carvalho; OLIVEIRA, Francisco das Chagas e COSTA, Daniela Batista da. 2011. Atributos químicos e estoques de carbono e nitrogênio em argissolo vermelho-amarelo sob sistemas agroflorestais e agricultura de corte e queima no norte do Piauí. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.35, n.1, p.51-60.

LONGO, R. M.; RIBEIRA, A. I.; MELO, W. J. Uso da adubação verde na recuperação de solos degradados por mineração na floresta amazônica. *Bragantia*. Campinas, v. 70, n. 1, p.139-146, 2011.

LOSS, A. et al. Atributos químicos e físicos de solos de tabuleiros sob diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense. *Magistra*, Cruz das Almas, v. 19, n. 2, p. 150-162, abr./jun. 2007.

\_\_\_\_\_. Caracterização da matéria orgânica sob diferentes sistemas de manejo agrícola e cobertura vegetal em solos de tabuleiro, no estado do Rio de Janeiro. *Agronomia, Seropédica*, v. 38, n. 2, p. 47-50, 2004.

\_\_\_\_\_. Frações orgânicas do solo em áreas sob manejo agroecológico em Capivari, Duque de Caxias, RJ. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, Recife, v. 4, n. 3, p. 245- 251, jul./set. 2009. MAFRA, A. L. et al. Carbono orgânico e atributos químicos do solo em áreas florestais. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 217-224, mar./abr. 2008.

MACHADO, Luciana Ventura; RANGEL, Otacílio José Passos; MENDONÇA, Eduardo de Sá. MACHADO, Ramires Ventura e FERRARI, Jéferson Luiz. Fertilidade e compartimentos da matéria orgânica do solo sob diferentes sistemas de manejo. *Coffee Science*, Lavras, v. 9, n. 3, p. 289-299, jul./set. 2014.

MACHADO, P.L.O.A. Fracionamento físico do solo por densidade e granulometria para a quantificação de compartimentos da matéria orgânica do solo – um procedimento para a estimativa pormerizada do sequestro de carbono pelo solo. Rio de Janeiro, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2002. 6p. (Comunicado Técnico, 9).

MAGALHÃES, Sulamirtes S. de A.; RAMOS, Fabrício T; & WEBER, Oscarlina L. dos S. Carbon stocks of an Oxisol after thirty-eight years under different tillage systems. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v.20, n.1, p.85–91, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n1p85-91>.

MATIAS, Maria da Conceição Bezerra; SALVIANO, Adeodato Ari Cavalcante, LEITE, Luiz Fernando Carvalho e GALVÃO, Sandra Regina da Silva. Propriedades químicas em Latossolo Amarelo de Cerrado do Piauí sob diferentes sistemas de manejo. *Rev. Ciênc. Agron.*, Fortaleza, v. 40, n. 3, p. 356-362, jul-set, 2009.

MENDES, I. C. et al. Microbiologia do solo e sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: FALEIRO; F. G.; ANDRADE, S. R. M.; REIS-JÚNIOR, F. B. *Biotechnology: estado de arte e aplicação na agropecuária*. Planaltina (DF): Embrapa Cerrados, 2011.

MIELNICZUK, J.E.M. Matéria Orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS GA, SILVA LS DA, CANELLAS LP; CAMARGO FAO (Eds.) *Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: ecossistemas tropicais & subtropicais*. Porto Alegre: Gênese, 2008. p.1-5.

MIYASAKA, S. Histórico de estudos de adubação verde, leguminosas viáveis e suas características. In: FUNDAÇÃO CARGIL. *Adubação verde no Brasil*. Campinas, 1984. p.64-124.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. Microbiologia e bioquímica do solo. Lavras: UFLA, 2006. 729p. MOREIRA, J. A. A.; OLIVEIRA, I. P.; GUIMARÃES, C. M.; STONE, L. F.

Atributos químicos e físicos de um latossolo vermelho Distrófico sob pastagens recuperada. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 35 (3): 155-161, 2005.

MOURA, E. G., SERPA, S. S., SANTOS, J. G. D., COSTA SOBRINHO, J. R. S. & AGUIAR, A. C. F., 2010. Nutrient use efficiency in alley cropping systems in the Amazonian periphery. *Plant and Soil*, 335, 363-371.

NASCIMENTO, M.; MONTE, M. B. M.; LOUREIRO, F. E. L. Agrominerais – Potássio In: LUZ, A. B.; LINS, F. A. (Eds). *Rochas & Minerais Industriais: usos e especificações*. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2008. p. 141-174.

NASCIMENTO, João T. SILVA, Ivandro de F. da, SANTIAGO, Robeval D. & SILVA NETO, Luiz de F. Efeito de leguminosas nas características químicas e matéria orgânica de um solo degradado. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, Campina Grande, v.7, n.3, p.457-462, 2003.

OLIVEIRA, F. A.; CAMARGO, Q. Q.; MASCARENHA, H. A. A. Disponibilidade de potássio e suas relações com cálcio e magnésio em soja cultivada em casa de vegetação. *Scientia Agricola*, v.58, n.2, 2001 p.329-335.

PAULINO, G. M.; ALVES, B. J. R.; BARROSO, D. G. URQUIAGA, S.; ESPINDOLA, J. A. A. Fixação biológica e transferência de nitrogênio por leguminosas em pomar orgânico de mangueira e gravioleira. ***Pesquisa Agropecuária Brasileira***, Brasília, v. 44, n. 12, p. 1598-1607, 2009.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo: Decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 911-920, 2008.

PARTEY, S.T., Quashie-Sam S. J. Decomposition and nutrient release patterns of the leaf biomass of the wild sunflower (*Tithonia diversifolia*): a comparative study with four leguminous agroforestry species. ***Agroforestry Systems***, v.81, p.123-134, 2011.

PETERSEN, H. & LUXTON, M.. A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. In: PETERSEN, H. (ed). *Quantitative ecology of microfungi and animais in soil and litter*. *Oikos*, 39(3):287-388, 1982.

PORTELA, L. B. Sistema de cultivo em aleias com leguminosas arbóreas e eficiência do uso de nutrientes em milho de alta resposta. Dissertação Mestrado. UEMA. 2015. Chapadinha/MA. 44p.

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

ROSA, D. M.; NÓBREGA, L. H. P.; LIMA, G. P.; MAULI, M. M. Desempenho da cultura do milho implantada sobre resíduos culturais de leguminosas de verão em sistema plantio direto. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 32, n. 4, p. 1287-1296, 2011.

ROSSI, Celeste Queiroz; PEREIRA, Marcos Gervásio; GIÁCOMO, Simone Guimarães; BETTA, Marconi e POLIDORO, José Carlos Polidoro. Frações lábeis da matéria orgânica em sistema de cultivo com palha de braquiária e sorgo. *Revista Ciência Agrônômica*, v. 43, n. 1, p. 38-46, jan-mar, 2012.

SÁ, J.C.M.; CERRI, C.C.; PICCOLO, M.C.; FEIGL, B.E.; BUCKENER, J.; FORNARI, A.; SÁ, M.F.M.; SEGUY, L.; BOUZINAC, S.; VENZKE FILHO, S.P. O plantio direto como base do sistema de produção visando o sequestro de carbono. *Revista Plantio Direto*, v.84, p.45-61, 2004.

SILESHI G., MAFONGOYA P.L. (2007) Quantity and quality of organic inputs from coppicing leguminous trees influence abundance of soil macrofauna in maize crops in eastern Zambia, *Biol. Fertil. Soils* 43, 333–340.

SOUSA, D. M. G. et al. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R. F. et al (Ed.). *Fertilidade do solo*. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 205-274.

SOUZA, ELIALDO ALVES DE. Plantio direto na palha de leguminosas como estratégia para melhorar a eficiência de uso de nutrientes em milho QPM. *Dissertação Mestrado*. UEMA. 2013. São Luís/MA. 66p.

TAYLOR, G.J. The physiology of aluminum phytotoxicity. In: SIEGAL, H.; SIEGAL, A. (Eds.) *Metals Ions in Biological Systems*. New York: Marcel Dekker, p. 123-163, 1988.

TIAN, J., LU, S.H., FAN, M.S., LI, X.L., KUZYAKOV, Y., 2013. Labile soil organic matter fractions as influenced by non-flooded mulching cultivation and cropping season in rice-wheat rotation. *Eur. J. Soil Biol.* 56, 19–25.

TULLY, K.L., LAWRENCE, D., SCANLON, T.M., 2012. More trees less loss: nitrogen leaching losses decrease with increasing biomass in coffee agroforests. *Agric. Ecosyst. Environ.* 161, 137–144.

VARAH, A., Jones, H., Smith, J., Potts, S.G., 2013. Enhanced biodiversity and pollination in UK agroforestry systems. *J. Sci. Food Agric.* 93, 2073–2075.

VASCONCELOS, Maria da C. da C. de A.; SILVA, Antônia F. A. da, e LIMA, Raelly da S. 2012. Revista ACSA: V. 8, n. 3, p. 18-21, jul – set.

WERNER, J.C. Adubação de pastagens. Nova Odessa: Instituto de Zootecnia, 1984. 49p. (Boletim Técnico, 18)

RICCI, A. B.; Padovani, V. C. R.; Paula Júnior, D. R. Uso de lodo de esgoto estabilizado em um solo decapitado: II - Atributos químicos e revegetação. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.34, p.543- 551, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000200028>

RODRIGUES, B. R.; Maltoni, K. L.; Cassiolato, A. M. R. Dinâmica da regeneração do subsolo de áreas degradadas dentro do Bioma Cerrado. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.11, p.73-80, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662007000100010>

SCHIAVONI, E. A.; Alves, M. C.; Souza, Z. M.; Costa, F. G. Influence of organic-mineral fertilization of an oxisol on soil chemical properties and *Bracharia brizantha* production. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.35, p.2219-2226, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000600037>.

SHUKLA, M.K., LAL, R., EBINGER, M., 2004a. Determining soil quality indicators by factor analysis. Soil & Tillage Research. 87. (2006).194–204.

SUZUKI, L. E. A. S.; Alves, M. C. Fitomassa de plantas de cobertura em diferentes sucessões de culturas e sistemas de cultivo. Bragantia, v.65, p.121-127, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052006000100016>

TIAN, J., Lu, S.H., FAN, M.S., LI, X.L., KUZYAKOV, Y., 2013. Labile soil organic matter fractions as influenced by non-flooded mulching cultivation and cropping season in rice-wheat rotation. Eur. J. Soil Biol. 56, 19–25.

TURNER, J., LAMBERT, M.J., JOHNSON, D.W., 2005. Experience with patterns of change in soil carbon resulting from forest plantation establishment in eastern Australia. For. Ecol. Manage. 220, 259–269.

ZHAO, Y.; ZHANG, B.; HILL, R. Water use assessment in alley cropping systems within subtropical China. Agroforestry Systems, v.84, p.243-259, 2012.

### CAPÍTULO III – A DINÂMICA DOS COMPARTIMENTOS DO FÓSFORO EM UM ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrocoeso CULTIVADO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO COM LEGUMINOSAS ARBÓREAS

Andreia Pereira Amorim<sup>1</sup> e Alana das Chagas Ferreira Aguiar<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Discente Rede Amazônica de Biodiversidade e Programa de Pós-Graduação Biotecnologia (Bionorte), Universidade Federal do Maranhão (UFMA), Campus Universitário do Bacanga, Av. dos Portugueses, s / n, 65,000-000 São Luís, MA, Brasil.

<sup>2</sup> Docente Rede Amazônica de Biodiversidade e Programa de Pós-Graduação Biotecnologia (Bionorte), Universidade Federal do Maranhão (UFMA), Campus Universitário do Bacanga, Av. dos Portugueses, s / n, 65,000-000 São Luís, MA, Brasil.

#### RESUMO

Um dos principais nutrientes limitantes cultura é o fósforo (P). Em algumas áreas, a deficiência de P está associada a uma baixa reserva de P, enquanto em outros, resulta de uma alta capacidade adsorção do solo. Entender o manejo do fósforo (P) no solo é fundamental para a manutenção ou o aumento do rendimento da colheita, minimizando o consumo de fosfato natural não renovável e perdas de P e a eutrofização dos corpos d'água. Este artigo teve como objetivo avaliar as frações do fósforo após dois anos do plantio de leguminosas no sistema agroflorestal. O experimento foi conduzido em um sistema de cultivo em aleias, localizado nas coordenadas 3°47'43.03" S e 43°21'41.71", Maranhão, Brasil. O solo local é classificado como ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrocoeso. O delineamento experimental foi em blocos ao acaso, com oito repetições e cinco tratamentos: leucena+sombreiro (L+S); leucena+acácia (L+A); glicírdia+acácia (G+A); glicírdia+sombreiro (G+S) e tratamento controle sem leguminosas. O fracionamento do fósforo seguiu a metodologia proposta por Hedley et al. (1982) modificado por Condrón et al., (1985) e Dick & Tabatabai (1977). O P inorgânico dos extratos alcalinos de NaHCO<sub>3</sub> e NaOH foi determinado pelo método de Dick & Tabatabai (1977). Nesses extratos alcalinos, o P total foi determinado conforme (USEPA, 1971), sendo o Po (P orgânico) obtido pela diferença entre o P total e o P inorgânico. O P dos extratos ácidos foram determinado segundo Murphy & Riley (1962), com um espectrofotômetro. O P orgânico (Po) dos extratos alcalinos foi determinado através do cálculo da diferença entre o fósforo total (Pt) e Pi nos extratos alcalinos. As frações de P foram classificadas com base na labilidade prevista pelos extratores. A P lábil (LP) consistiu da P resina mais o NaHCO<sub>3</sub>-P (0,5 mol L<sup>-1</sup> NaHCO<sub>3</sub> em pH 8,5 (Pi e Po)), o P moderadamente lábil (MLP) consistiu de 0,1 mol L<sup>-1</sup> a P-NaOH (Pi e Po) mais a HCl-P, e o P dificilmente lábil (HLP) consistiu na NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup> P (Pi e Po). Após os três anos de estabilização do sistema em aleias o uso de resíduos de plantas leguminosas aumentou a matéria orgânica do solo, com efeito na disponibilização do fósforo moderadamente lábil para o solo. A liberação de P a partir de resíduos de culturas foi significativamente reduzida em sistemas em que o status P de culturas e solos é baixa, o que reforça a dependência de insumos de P externos para a produtividade das culturas. Estes resultados concluem que as frações de P inorgânico são fontes críticas de fósforo no agroecossistema tradicional estudado.

Palavras-chave: Cultivo em aleias, fracionamento do fósforo do solo, manejo de fósforo.

\* Endereço para correspondência: andreiapamorim@terra.com.br

## CHAPTER III - THE DYNAMICS OF PHOSPHORUS POOLS IN Alfissol Distrocoeso CULTIVATES IN ALLEY CROPPING

Andreia Pereira Amorim<sup>1</sup> and Alana das Chagas Ferreira Aguiar<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Student Amazon Biodiversity Network and Graduate Biotechnology Program (Bionorte), Federal University of Maranhão (UFMA), University Campus of Bacanga, Av. Of the Portuguese, s / n, 65.000-000 São Luís, Brazil.

<sup>2</sup> Lecturer Amazon Biodiversity Network and Graduate Biotechnology Program (Bionorte), Federal University of Maranhão (UFMA), University Campus of Bacanga, Av. Of the Portuguese, s / n, 65.000-000 São Luís, Brazil.

### ABSTRACT

A major limiting nutrient culture is phosphorus (P). In some areas, P deficiency is associated with low reserve R, while in others, resulting in a high capacity R-adsorption soil. Understanding Phosphorus management (P) in the soil is essential for maintaining or increasing the crop yield, minimizing the consumption of non-renewable natural phosphate and minimizing losses of P and eutrophication of water bodies. This study aimed to evaluate the phosphorus fractions after two years of planting legumes in agroforestry system. The experiment was conducted in a culture system in alleys, located at coordinates 3 ° 47'43.03 "S and 43 ° 21'41.71", Maranhão, Brazil. The local soil is classified as Alfissol Distrocoeso. The experimental design was a randomized block design with eight replications of five treatments: leucena + sombrero (L + S); leucena + acacia (L + A); gliricidia + acacia (G + A); gliricidia + sombrero (G + S) and control treatment without legumes. Phosphorus fractionation followed the methodology proposed by Hedley et al. (1982) modified by Condon et al., (1985) and Dick & Tabatabai (1977). The alkaline extracts of inorganic P  $\text{NaHCO}_3$  and  $\text{NaOH}$  were determined by the method and Dick & Tabatabai (1977). In these alkaline extracts, total P was determined as (USEPA 1971), and  $\text{Po}$  (organic P) obtained by difference between total phosphorus and inorganic phosphorus. The P of acid extracts were determined by Murphy & Riley (1962), with a spectrophotometer (CARY 50 POOR, UV-VIS Varian, New South Wales, Australia). The organic P ( $\text{Po}$ ) of the alkali extracts were determined by calculating the difference between total phosphorus ( $\text{Pt}$ ) and  $\text{Pi}$  in alkaline extracts. The fractions of P were classified based on the lability provided by the extractors. AP-labile (LT) consisted of resin P plus the  $\text{P-NaHCO}_3$  ( $0.5 \text{ mol L}^{-1}$  in pH 8.5  $\text{NaHCO}_3$  ( $\text{Pi}$  and  $\text{Po}$ )), the moderately labile (MLP) consisted of  $0.1 \text{ mol L}^{-1}$  to  $\text{P-NaOH}$  ( $\text{Pi}$  and  $\text{Po}$ ) plus the  $\text{HCl-P}$  and P hardly labile (HLP) consisted of  $\text{NaOH } 0.5 \text{ mol L}^{-1}$  P ( $\text{Pi}$  and  $\text{Po}$ ). After three years of stabilization of the alley cropping using waste legumes increased soil organic matter, with effect on the availability of moderately labile phosphorus to the soil. The release P from agricultural waste has been significantly reduced in systems where P status of crops and soils is low, which increases the dependence on external inputs P of the productivity of sustained cultures. These results conclude that the inorganic P fractions are critical sources of phosphorus in traditional agroecosystems studied.

Keywords: alley cropping, soil phosphorus fractionation, phosphorus management.

\*Mailing address: andreiapamorim@terra.com.br

## 1 INTRODUÇÃO

Um dos principais nutrientes limitantes da produtividade de culturas é o fósforo (P). Em algumas regiões, particularmente nas zonas sub-húmidas, dominadas por solos ácidos é devido a alta capacidade de adsorção de P e em áreas semi-áridas, dominadas por solo ácido arenosos é devido a baixa fertilidade (VANLAUWE et al, 2010; BATJES, 2011; BATIONO et al. 2012). O manejo do P é fundamental para a manutenção ou o aumento do rendimento da colheita (SYERS et al. 2008; BATIONO et al., 2012; DAMON et al., 2014; NZIGUHEBA et al., 2016).

Na avaliação da fertilidade do solo, independentemente da sua natureza química, o P é dividido de acordo com a facilidade de reposição do P da solução do solo, se apresentando em formas lábeis, moderadamente lábeis e não-lábeis. Ao contrário de nitrogênio que pode ser capturado do ar através da fixação biológica do N<sub>2</sub>, o reabastecimento do P do solo depende, em grande parte, de aplicações de fertilizantes fosfatados. O fósforo, no solo, sofre uma série de reações - fixação, adsorção, imobilização e assimilação e somente 30% da quantidade total do fertilizante fosfatado usado é aproveitado pela planta (Benson et al., 2012; NZIGUHEBA et al., 2016). Devido à baixa disponibilidade de P no solo e baixa eficiência do uso de fertilizantes, os agricultores aplicam muitas vezes fertilizantes além das exigências das plantas e esse excedente, devido a baixa mobilidade do P (que é firmemente retido e não sofre percolação) (PAVINATO et al., 2008) pode ser carregado para corpos hídricos causando impactos ao meio ambiente.

Desenvolver estratégias para o uso eficiente de recursos orgânicos visando à capacidade de aumentar a disponibilidade de P no sistema ao invés de reabastecer o P por meio de fertilizantes caros é o maior desafio dos pesquisadores dos trópicos úmidos, que vem discutindo possíveis estratégias agrônômicas para ajudar no manejo sustentável desse elemento no solo (SYERS et al. 2008; PAVINATO et al., 2008 e 2009a; BRAOS et al., 2015; NZIGUHEBA et al., 2016). Estudos concentram-se em abordagens e estratégias de desenvolvimento com potencial para reabastecer o P do solo ou melhorar a sua disponibilidade para culturas. Realinhar as entradas de P para combinar necessidades das culturas é visto como um passo importante para aumento da eficiência desse elemento com o objetivo principal para combater a insegurança alimentar e conservação ambiental nos trópicos (VANLAUWE et al. 2010; BATJES, 2011; WITHERS et al. 2015; NZIGUHEBA et al., 2016).

A caracterização do “pool” de fósforo orgânico do solo é essencial para compreender o ciclo desse elemento nos agroecossistemas tropicais onde fósforo orgânico (Po) contribui significativamente para a nutrição de culturas (CANELLAS et al., 2004). Entender as formas e dinâmica do P, o monitoramento de suas concentrações e as relações

com resíduos de leguminosas no solo é muito importante. Com isso, busca-se otimizar o uso de fertilizantes fosfatados nos cultivos com economia para o produtor rural e conseqüentemente, a conservação ambiental.

O fracionamento sequencial (HEDLEY et al., 1982) é utilizado para separar estes vários “pools”. Assim, essa técnica permite a observação da dinâmica dos “pools” e da ciclagem do P no solo, fornece informações sobre a quantidade e disponibilidade desse nutriente para as plantas, auxiliando na definição das técnicas de manejos empregados na adubação e uso do solo adequado para cada região.

Na região dos trópicos úmidos, os resíduos de leguminosas adicionados ao solo aumentam a disponibilidade de nutrientes para as culturas, principalmente o nitrogênio resultante da capacidade de fixação biológica, reciclagem dos nutrientes e os teores de matéria orgânica, o que resulta na melhoria da fertilidade do solo (MOURA et al., 2009; AGUIAR et al., (2010, 2013); CAMPOS et al., 2011). Também tem sido demonstrado que ânions de ácidos orgânicos liberados durante a decomposição dos resíduos podem mobilizar o P e diminuir a capacidade de fixação nos óxidos de Fe e Al (AYAGA et al., 2006). Porém, os efeitos dos resíduos de leguminosas nos “pools” de P no solo ao longo do tempo são pouco conhecidos.

Considerando-se hipótese de que a adoção do sistema de plantio direto na palha de leguminosas cultivadas em aleias pode influenciar os indicadores químicos do solo e conferir a solos de baixa fertilidade uma tendência de melhoria continuada os objetivos deste estudo foram: avaliar as alterações nas frações de P ao longo dos dois anos de cultivo direto na palhada com resíduos de leguminosas visando à eficiência no manejo desse elemento para as plantas e a conseqüente conservação ambiental.

## **2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Sítio Experimental**

A região de estudo encontra-se na Latitude 3°47'43.03" S e Longitude 43°21'41.71" O, no Assentamento Vila União, município de Chapadinha/MA, Brasil, numa área de 1.600m<sup>2</sup>, sobre sistema de plantio direto na palha de leguminosas arbóreas. O clima, segundo Köppen, é Aw, caracterizado como tropical úmido, com temperatura média anual excedendo aos 27°C. Possui estação chuvosa que se inicia em meados de dezembro e se prolonga até o mês de julho, e uma estação seca que começa em agosto e se estende até dezembro, com precipitação entre 1600-2000mm anuais. A umidade relativa do ar em torno de 61% (INMET, 2015). O solo é classificado como ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrocoeso (EMBRAPA, 2013).

No final do período chuvoso dos anos de 2013 e 2014 foram coletadas amostras do solo, com auxílio de um trado holandês, a uma profundidade de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m. As amostras de cada parcela foram compostas de 24 subamostras extraídas longitudinalmente, foram homogeneizadas, secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm de malha e novamente colocadas em sacos plásticos na quantidade de 1kg de solo seco para realização das análises químicas, granulométrica e o fracionamento do fósforo. As análises químicas e granulométrica do solo antes do experimento, seguiram a metodologia do Instituto Agrônomo de Campinas (2001) e apresentaram os seguintes resultados: areia fina =  $512,4 \text{ g.gk}^{-1}$ , areia grossa =  $193,6 \text{ g.gk}^{-1}$ , silte =  $135,2 \text{ g.gk}^{-1}$  e argila =  $160,2 \text{ g.gk}^{-1}$ ; matéria orgânica (MO) =  $33,3 \text{ g.dm}^{-3}$ , pH (em  $\text{CaCl}_2$ ) = 4,7; P (resina) =  $30,3 \text{ mg dm}^{-3}$ , acidez potencial (H + Al) =  $57,82 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ; K,  $\text{Ca}^{2+}$  =  $42,78 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  =  $9,83 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ; soma de bases (SB) =  $52,61 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ; saturação por bases (V)(%) = 48,5; capacidade de troca catiônica (CTC) =  $110,13 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ .

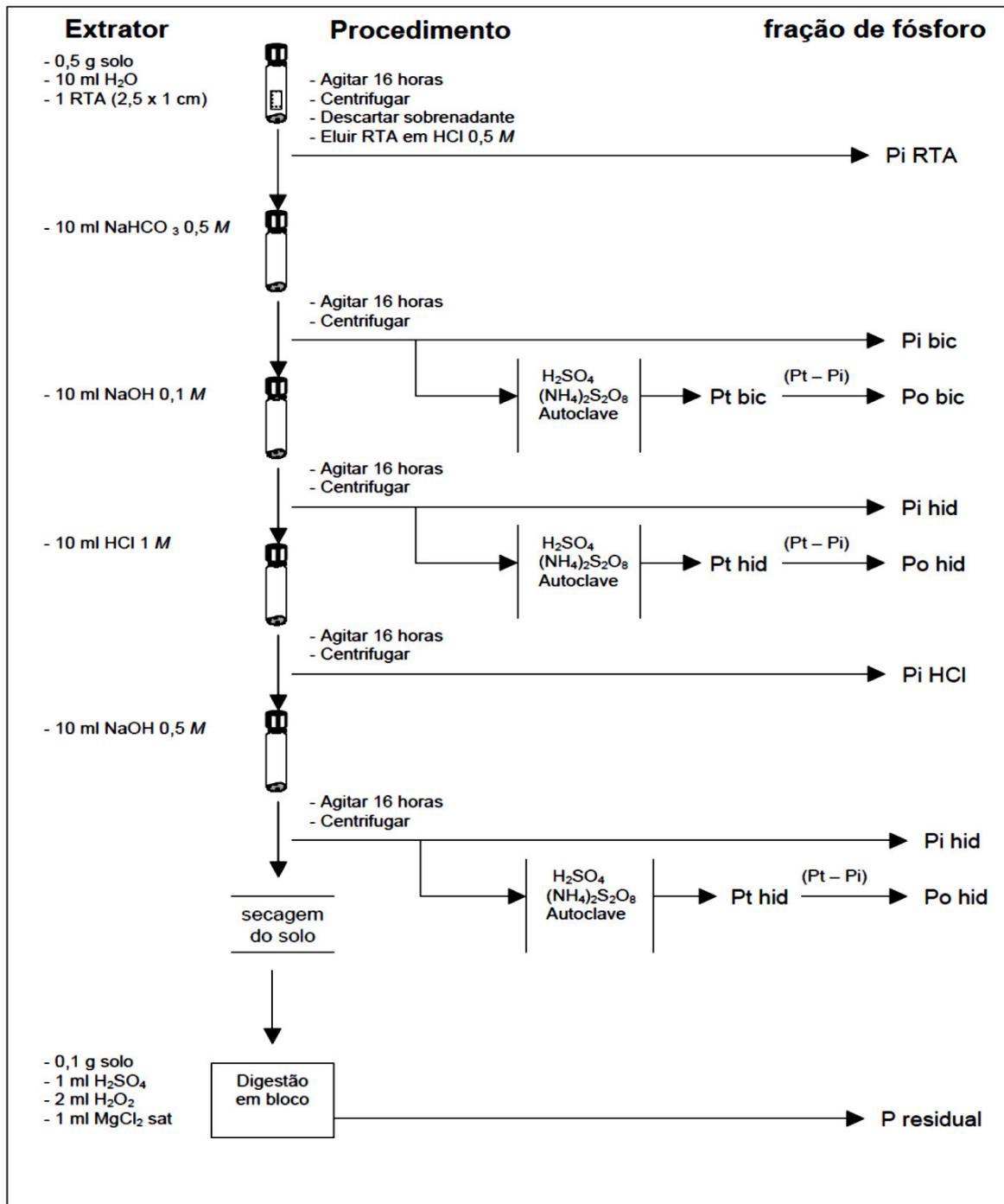
## 2.2 Histórico, estabelecimento da cultura e tratamentos

As aleias foram instaladas em janeiro de 2009 com a semeadura das leguminosas arbóreas em fileiras duplas no espaçamento de 4,0 m entre linhas e 0,5 m entre plantas, em parcelas de 10 m x 4 m. Foram utilizadas duas espécies de baixa qualidade de resíduo – acácia (*Acacia mangium* Willd) e sombreiro (*Clitoria fairchildiana* R.Howard), e duas de alta qualidade de resíduo – leucena (*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit) e gliricídia (*Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp). O delineamento experimental foi em blocos ao acaso, com oito repetições e cinco tratamentos: leucena+sombreiro (L+S); leucena+acácia (L+A); gliricídia+acácia (G+A); gliricídia+sombreiro (G+S) e tratamento controle sem leguminosas. A cultura do milho (*Zea mays*) foi semeada no início da estação chuvosa, nos anos de 2010, 2011, 2012, 2013 e 2014 no espaçamento de 80 cm entre linhas e 20 cm entre plantas. Na área experimental foram aplicadas duas toneladas em superfície de calcário, cujo Poder Relativo de Neutralização Total (PRNT) variou entre 45 a 50%. Para correção dos baixos teores de fósforo do solo foi aplicado  $300 \text{ kg.ha}^{-1}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$ , na forma de superfosfato simples. Aplicou-se  $6,25 \text{ kg ha}^{-1}$  de Zn na forma de sulfato de zinco. As parcelas que receberam adubação mineral nitrogenada e potássica foram fertilizadas com  $40 \text{ kg ha}^{-1}$  de N na forma de ureia e cloreto de  $40 \text{ kg ha}^{-1}$  de Óxido de Potássio ( $\text{K}_2\text{O}$ ). Nos anos de 2010, 2011, 2012, 2013 e 2014, logo após o plantio do milho (QPM (Quality Protein Maize) BR 473) e do plantio do feijão biofortificado BRS Xique-Xique na safrinha, após a germinação das sementes, as leguminosas foram cortadas a 50 cm de altura, e toda a biomassa foi espalhada ao longo das fileiras de milho, de forma que todas as parcelas do

mesmo tratamento receberam idêntica quantidade de biomassa. Esse procedimento foi realizado continuamente desde a implantação do experimento, de 2009 até 2014.

## 2.4 Fracionamento do Fósforo

Para o fracionamento químico do fósforo seguiu-se a metodologia proposta por Hedley et al. (1982) modificado por Condron et al., (1985) e Dick & Tabatabai (1977) na qual amostras de 0,5 g de solo seco foram submetidas à extração sequencial com resina trocadora de ânions (fração Pi RTA),  $\text{NaHCO}_3$  0,5 mol  $\text{L}^{-1}$  em pH 8,5 (frações Pi  $\text{NaHCO}_3$  e Po  $\text{NaHCO}_3$ ),  $\text{NaOH}$  0,1 mol  $\text{L}^{-1}$  (frações Pi  $\text{NaOH}$  0,1 mol  $\text{L}^{-1}$  e Po  $\text{NaOH}$  0,1 mol  $\text{L}^{-1}$ ),  $\text{HCl}$  1,0 mol  $\text{L}^{-1}$  (fração Pi  $\text{HCl}$ ) e  $\text{NaOH}$  0,5 mol  $\text{L}^{-1}$  (frações Pi  $\text{NaOH}$  0,5 mol  $\text{L}^{-1}$  e Po  $\text{NaOH}$  0,5 mol  $\text{L}^{-1}$ ). Após as extrações, o solo remanescente foi seco em estufa e submetido à digestão com  $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{MgCl}_2$  (fração P Residual), conforme descrito em Brookes & Powson (1981). O P inorgânico dos extratos alcalinos de  $\text{NaHCO}_3$  e  $\text{NaOH}$  foi determinado pelo método de Dick & Tabatabai (1977). Esses extratores apresentam altas concentrações de  $\text{OH}^-$ , que proporcionam o deslocamento do P adsorvido aos óxidos de Fe e Al. Nesses extratos alcalinos, o P total foi determinado por digestão com persulfato de amônio + ácido sulfúrico em autoclave (USEPA, 1971), sendo o Po (P orgânico) obtido pela diferença entre o P total e o P inorgânico. O P dos extratos ácidos foram determinado segundo Murphy & Riley (1962), com um espectrofotômetro (CARY 50 POBRE, UV-VIS Varian, New South Wales, Austrália). O P orgânico (Po) dos extratos alcalinos foram determinados através do cálculo da diferença entre o fósforo total (Pt) e Pi nos extratos alcalinos. As frações de P foram classificadas com base na labilidade prevista pelos extratores. A P lábil (LP) consistiu da P resina mais o  $\text{NaHCO}_3\text{-P}$  (0,5 mol  $\text{L}^{-1}$   $\text{NaHCO}_3$  em pH 8,5 (Pi e Po)), o P moderadamente lábil (MLP) consistiu de 0,1 mol  $\text{L}^{-1}$  a  $\text{P}^-\text{NaOH}$  (Pi e Po) mais a  $\text{HClP}$ , e o P dificilmente lábil (HLP) consistiu na  $\text{NaOH}$  0,5 mol  $\text{L}^{-1}$  P (Pi e Po). O mecanismo dos extratores ácidos é baseado na manutenção de uma atividade do íon  $\text{H}^+$  na solução suficiente para dissolução de formas inorgânicas de P associadas ao Ca. A Figura 1 mostra o esquema da técnica do fracionamento de fósforo proposto por Hedley et al. (1982) com as modificações de Condron et al. (1985).



**Figura 1** – Esquema da técnica do fracionamento de fósforo proposto por Hedley et al., (1982) com as modificações de Condon et al. (1985).

**RTA**=Resina de troca aniônica; **Pi** = fósforo inorgânico; **Po** = Fósforo orgânico; **Pt** = Fósforo total; **bic** = bicarbonato 0,5 mol L<sup>-1</sup> pH 8,5; **hid** = hidróxido; **sat** = saturada

**Fonte:** Gatiboni (2003).

## 2.5 Análise Estatística

Os dados foram analisados estatisticamente com auxílio do programa Infostat e submetidos à análise de variância, com comparação de médias pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As frações de P dos resultados apresentados foram classificadas com base na labilidade prevista pelos extratores. A P lábil (LP) consistiu da P resina mais o  $\text{NaHCO}_3\text{-P}$  ( $0,5 \text{ mol L}^{-1} \text{ NaHCO}_3$  em pH 8,5 (Pi e Po)), o P moderadamente lábil (MLP) consistiu de  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  a P-NaOH (Pi e Po) mais a HCl-P, e o P dificilmente lábil (HLP) consistiu na NaOH  $0,5 \text{ mol L}^{-1}$  P (Pi e Po) (Tabela 1 e 2).

**Tabela 1** – Frações de fósforo na profundidade de 0-0,10m, sobre diferentes tratamentos das combinações de leguminosas, nos anos de 2013 e 2014.

Profundidade 0-0,10m	2013							
	G+A	G+S	L+S	L+A	Controle	CV	DMS	P
	(mg.kg <sup>-1</sup> )							
Pi <sub>RTA</sub> (RTA) <sup>(1)</sup>	29,57	27,68	24,48	24,43	26,41	27,21	10,37	0,5732
Pi <sub>bic</sub> ( $\text{NaHCO}_3$ $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ )	30,89	29,59	29,64	29,13	33,78	33,63	14,80	0,8952
Po <sub>bic</sub> ( $\text{NaHCO}_3$ $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ )	18,48	36,37	19,17	30,60	28,57	48,54	18,59	0,0392
Pi <sub>hid</sub> ( $\text{NaOH}$ $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ )	50,03	53,18	49,78	52,86	59,02	19,70	15,00	0,4113
Po <sub>hid</sub> ( $\text{NaOH}$ $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ )	34,80	41,51	32,33	31,21	38,81	24,29	12,48	0,1140
Pi <sub>HCl</sub> ( $\text{HCl}$ $1,0 \text{ mol L}^{-1}$ )	27,48	23,63	25,32	25,47	24,11	27,26	9,88	0,8221
Pi <sub>hid05</sub> ( $\text{NaOH}$ $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ )	58,16	58,19	61,03	60,90	60,54	21,17	18,19	0,9794
Po <sub>hid05</sub> ( $\text{NaOH}$ $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ )	60,87	62,09	43,24	57,74	57,06	25,91	20,93	0,0957
P residual	100,28	111,41	110,28	110,26	102,86	13,98	21,50	0,4581

Profundidade 0-0,10m	2014							
	G+A	G+S	L+S	L+A	Controle	CV	DMS	P
	(mg.kg <sup>-1</sup> )							
Pi <sub>RTA</sub> (RTA) <sup>(1)</sup>	14,00	13,98	13,72	11,55	13,00	20,23	4,5450	0,4828
Pi <sub>bic</sub> ( $\text{NaHCO}_3$ $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ )	24,20ab	19,95ab	26,01a	17,58b	18,35ab	23,033	8,2851	0,0224
Po <sub>bic</sub> ( $\text{NaHCO}_3$ $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ )	26,17	22,10	27,62	24,23	29,07	21,76	9,5311	0,2507
Pi <sub>hid</sub> ( $\text{NaOH}$ $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ )	136,76	110,59	111,01	111,08	127,63	18,70	37,87	0,1679
Po <sub>hid</sub> ( $\text{NaOH}$ $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ )	201,50	204,32	232,94	200,12	235,94	23,24	84,71	0,5590
Pi <sub>HCl</sub> ( $\text{HCl}$ $1,0 \text{ mol L}^{-1}$ )	21,52	20,50	18,23	15,74	17,55	31,66	10,04	0,4684
Pi <sub>hid05</sub> ( $\text{NaOH}$ $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ )	49,66ab	46,93b	48,54b	62,07a	46,90b	15,40	13,27	0,0120
Po <sub>hid05</sub> ( $\text{NaOH}$ $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ )	20,44	34,81	38,42	27,98	26,86	42,21	21,26	0,1421
P residual	141,87	132,32	136,52	146,78	157,82	12,42	30,14	0,1495

Pi = fósforo inorgânico, Po = fósforo orgânico; (1) Entre parênteses é mostrado o extrator utilizado para cada forma de fósforo. Leucena+sombreiro (L+S); leucena+acácia (L+A); gliricídia+acácia (G+A); gliricídia+sombreiro (G+S); CV = Coeficiente de Variação; DMS = Diferença mínima significativa; P = probabilidade. Letras diferentes na mesma linha indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey (P <0,05).

**Tabela 2** – Frações de fósforo na profundidade de 10-0,20m, sob diferentes tratamentos das combinações de leguminosas, nos anos de 2013 e 2014.

Profundidade 0,10-0,20m	2013							
	G+A	G+S	L+S	L+A	Controle	CV	DMS	P
	(g.kg <sup>-1</sup> )							
P resina,	17,26	18,24	14,56	17,37	15,52	28,09	6,71	0,5448
P Bic inorg	13,73	14,84	12,58	13,19	13,60	41,09	8,03	0,9488
P Bic org	26,93	26,79	26,94	29,37	25,61	18,78	7,32	0,6797
P NaOH 0,1Inorg	60,35	76,81	66,76	70,17	68,15	17,31	17,03	0,1138
P NaOH 0,1 org	34,52	30,97	22,43	29,78	23,31	38,39	15,52	0,1448
P HCl	9,71	14,06	11,84	15,13	6,79	52,52	8,69	0,0621
P NaOH 0,5 inorg	65,68	72,93	64,02	70,74	66,08	17,64	17,21	0,5392
P NaOH 0,5 org	9,51	8,13	6,79	9,89	4,78	51,49	5,79	0,0935
P residual	103,41	107,59	106,39	101,18	100,84	11,16	16,66	0,7010

Profundidade 0,10-0,20m	2014							
	G+A	G+S	L+S	L+A	Controle	CV	DMS	P
	(g.kg <sup>-1</sup> )							
P resina,	12,78	13,12	15,87	14,72	17,02	31,2	8,69	0,5579
P Bic inorg	10,33a	8,20b	8,26b	10,40a	8,13b	11,7	2,01	0,0020
P Bic org	17,11	21,98	26,68	21,59	26,87	24,1	10,4	0,0586
P NaOH 0,1Inorg	41,58ab	42,86ab	45,7a	39,4ab	32,64b	15,5	11,8	0,0397
P NaOH 0,1 org	45,96	42,76	48,48	55,67	45,45	22,4	20,2	0,4048
P HCl	5,56ab	3,54c	4,15bc	7,10a	3,81bc	19,7	1,81	<0,0001
P NaOH 0,5 inorg	40,53a	41,28a	22,39b	28,44ab	22,95b	22,0	12,9	0,0002
P NaOH 0,5 org	2,97	8,39	22,20	16,65	11,18	98,4	22,8	0,1524
P residual	205,33	220,03	221,57	214,25	200,38	15,8	63,7	0,8236

leucena+sombreiro (L+S); leucena+acácia (L+A); gliricídia+acácia (G+A); gliricídia+sombreiro (G+S) ); CV = Coeficiente de Variação; DMS = Diferença mínima significativa; P = probabilidade. Letras diferentes na mesma linha indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey (P <0,05).  
bic = bicarbonato 0,5 mol L<sup>-1</sup> pH 8,5

Não foram observadas diferenças significativas nos conteúdos de fósforo (P) lábil extraído pela resina (P<sub>inorg-rta</sub>) em nenhuma das camadas do solo estudadas do plantio com cobertura de leguminosas perene nos dois anos do experimento (Tabelas 1 e 2).

No segundo ano do experimento a fração lábil de P inorgânico extraída pelo NaHCO<sub>3</sub>-P<sub>inorg</sub> apresentou diferença significativa na profundidade 0-0,10 m, no tratamento L+S (26,01 mg.kg<sup>-1</sup>), quando comparado com o tratamento L+A (17,58 mg.kg<sup>-1</sup>), mas não diferiu estatisticamente do Controle (18,35 mg.kg<sup>-1</sup>) (Tabela 1).

Em relação à profundidade de 0,10-0,20 m, em 2014, nessa fração P lábil, extraída pelo NaHCO<sub>3</sub>-P<sub>inorg</sub> houve diferença significativa no tratamento L+A (10,40 mg.kg<sup>-1</sup>), quando comparado com o tratamento G+S (8,20 mg.kg<sup>-1</sup>), L+S (8,26 mg.kg<sup>-1</sup>) e Controle (18,35 mg.kg<sup>-1</sup>), mas não diferiu do tratamento G+A (10,33 mg.kg<sup>-1</sup>).

Como o P extraído por bicarbonato também é reconhecido como uma forma lábil (Cross & Schlesinger, 1995), o comportamento observado mostra que a dessorção é proporcional à quantidade de P acumulada pela adubação (Cross & Schlesinger, 1995; Gatiboni et al., 2005). Essa forma de P assimilável pela planta tende a ficar mais disponível na solução do solo quando há maior mineralização da matéria orgânica das parcelas com leguminosas, dado que o fósforo é um componente de compostos orgânicos no tecido da planta.

Após os cinco anos de estabilização do sistema em aleias o uso de resíduos das leguminosas incrementou a matéria orgânica do solo, com efeito na disponibilização do P lábil-  $\text{NaHCO}_3\text{-P}_{\text{inorg}}$  para o solo pela mineralização e a acumulação (OBERSON et al., 1996, 2006).

Não houve diferença estatística no P orgânico extraído pelo  $\text{NaHCO}_3\text{-P}_{\text{org}}$  (Tabela 2).

Nas amostras de solo do experimento, analisadas no ano de 2014 não houve diferença significativa na forma moderadamente lábil extraída pelo  $\text{NaOH-P}_{\text{inorg},0,1 \text{ M}}$  e  $0,1 \text{ NaOH-P}_{\text{org}}$  nas profundidades 0-0,10 (Tabela 1). Já na profundidade de 0,10-0,20 m maiores teores de  $\text{P}_{\text{inorg}}$  extraídos pelo  $\text{NaOH},0,1 \text{ M}$  foram encontrados no tratamento L+S ( $45,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) que diferiu estatisticamente do Controle ( $32,64 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Não houve diferença estatística entre os tratamentos do  $\text{P}_{\text{org}}$  extraído pelo  $\text{NaOH},0,1 \text{ M}$  na camada 0,10-0,20 m (Tabela 2).

Quanto ao P moderadamente lábil extraído pelo HCl 1M, no fracionamento do P em 2014, houve diferenças significativas nas frações de  $\text{HCl-P}_{\text{inorg}}$  somente na camada de 0,10-0,20 m. Esta fração apresentou, no tratamento L+A o valor de  $7,10 \text{ mg.kg}^{-1}$  diferenciando-se do tratamento G+S ( $3,54 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), L+S ( $4,15 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) e Controle ( $3,81 \text{ mg.kg}^{-1}$ ).

No solo, o fósforo está disponível as plantas na forma de ânions tais como o  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$ . Em outras palavras, todas essas formas de fósforo possuem cargas negativas. A quantidade de fósforo na fração moderadamente lábil pode ter sido influenciada pela disponibilidade dos demais íons, que por sua vez ocuparam os sítios de adsorção, que se ligam mais facilmente ao  $\text{Ca}^+$  e  $\text{Mg}^+$  (PAVINATO et al., 2008). O solo em estudo, por conter alta quantidade de óxido de alumínio com cargas positivas atraíram nelas os ânions fosforados. Dessa maneira, esses ânions ficaram aderidos à superfície desses minerais muito fortemente passando a não estarem disponíveis para as plantas absorverem e assim o utilizarem para o seu desenvolvimento e crescimento.

Os referidos óxidos têm como característica possuírem cargas elétricas que, dependendo do pH da solução do solo, podem apresentar balanços tanto positivos quanto negativos.

O pH do solo do experimento apresentou caráter ácido (pH= 4,7). As cargas dos óxidos dependem do pH da solução do solo e, por essa razão, quando eleva-se o pH dessa aumenta-se o número de cargas negativas nos referidos óxidos. Como cargas do mesmo sinal se repelem, o fósforo tende a ficar na solução do solo disponível para ser prontamente absorvido pelas plantas. Por essa razão, visando aumentar a eficiência de absorção de fósforo pelas plantas, estudos mostram que o uso contínuo de árvores leguminosas tendem a elevar o pH do solo.

Quanto as frações dificilmente lábil, o  $P_{inorg}$  extraído pelo NaOH 0,5 foi maior na camada de 0,0-0,10 m no tratamento L+A (62,07 mg.kg<sup>-1</sup>) e apresentou diferença significativa quando comparado com o tratamento L+S (48,54 mg.kg<sup>-1</sup>), G+S (46,93 mg.kg<sup>-1</sup>) e Controle (46,90 mg.kg<sup>-1</sup>) e sem diferença se comparado ao tratamento com G+A (49,66 mg.kg<sup>-1</sup>).

Na profundidade de 0,10-0,20 m também foi observado maiores teores dessa fração, sendo que o tratamento G+S (41,28 mg.kg<sup>-1</sup>) e G+A (40,53 mg.kg<sup>-1</sup>) apresentaram maiores teores de  $P_{inorg}$  NaOH 0,5 M diferenciando-se dos tratamentos: L+S e do Controle (Tabela 2).

O P residual dificilmente lábil não apresentou diferença significativa nas camadas amostradas, em 2013 e 2014.

O  $P_{inorg}$  NaOH 0,5 M e o P residual estão química e fisicamente protegidos, estando imobilizados no solo. Esse P apresenta-se adsorvido aos coloides do solo e, por processos de troca com as raízes das plantas, pode tornam-se disponível.

As formas dificilmente lábil, o  $P_{inorg}$  extraído pelo NaOH 0,5 apresentaram maiores teores no solo do experimento.

As diferenças principais mostradas nestes dados foram resultado das maiores quantidades de P adsorvido nas parcelas cobertas com o resíduo de L+S (Leucena mais Sombreiro) e L+A (Leucena mais Acácia), devido às quantidades mais elevadas de P moderadamente lábil em comparação com o controle.

Em solos ácidos, a mudança de pH e a produção de ácidos orgânicos aumentam a competição pelos sítios de adsorção, fazendo com que o Fósforo (P) na sua forma orgânica seja liberado para a solução do solo, por meio da quelatização de oxihidróxidos de Ferro (Fe) e Alumínio (Al), aumentando, assim, a solubilidade de fósforo nos solos (GATIBONI, 2003). Esse efeito foi observado nesse estudo.

Portanto, esses resultados contradizem a hipótese que as formas inorgânicas lábeis de fósforo acumuladas pela adubação com resíduos das leguminosas são as principais mantenedoras da solução do solo.

Quando da depleção das formas lábeis no sistema de cultivo em aleias, outras formas de fósforo de menor labilidade não tamponam as primeiras e prolongam a capacidade do solo em fornecer fósforo para as plantas.

O uso de resíduos de leguminosas disponibiliza as formas de maior labilidade de fósforo somente após anos de estabelecimento do sistema, quando ocorre mais mineralização da matéria orgânica, disponibilizando o P imobilizado e o P adsorvido aos colóides do solo.

Segundo Gatiboni, (2007) a grande variação no valor das contribuições potenciais dos resíduos vegetais para a nutrição por fósforo das culturas subsequentes sugere que existe uma forte necessidade de integrar as previsões do modelo P organicamente ciclado com estratégias de gestão de fertilizantes.

Estes resultados sugerem que as frações de P inorgânico são fontes críticas de fósforo no agroecossistema tradicional estudado. Entender essas diferenças é importante para o desenvolvimento de práticas benéficas de manejo do solo e uso de fontes de fósforo para melhorar a eficiência do uso P em solos tropicais (MOURA, et al., 2012, DAMON et al., 2014).

#### **4 CONCLUSÃO**

O uso de resíduos das leguminosas das parcelas com L+S (Leucena mais Sombreiro) e L+A (Leucena mais Acácia) no sistema em aleias pode incrementar a matéria orgânica do solo e proporcionar maior mineralização e disponibilização do P das frações lábil e moderadamente lábil para o cultivo.

O sistema de plantio direto na palha de leguminosas cultivadas em aleias poderá modificar a distribuição de P no solo entre os vários “pools” por meio de processos de troca com as raízes das plantas e torná-lo disponível, tornando o consumo pela planta mais eficiente e reduzindo a quantidade desse fertilizante aplicado na lavoura, com benefício econômico para o produtor e ao meio ambiente.

## 5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, A. C. F., CÂNDIDO, C. S., CARVALHO, C. S., MONROE, P. H. M. MOURA, E. G. Organic matter fraction and pools of phosphorus as indicators of the impact of land use in the Amazonian periphery. **Ecological Indicators** v. 30, p. 158–164. 2013.

AGUIAR, A.C. et al. Nutrient recycling and physical indicators of alley cropping system ins sandy loam in the pre-Amazon region of Brazil. **Nutrient Cycling. In Agroecosystems**, v.86, p. 189-198, 2010.

AGUIAR, A. C. F., AMORIM, A.P., MOURA, E. G. Environment and agricultural benefits of a management system designed for sandy loam soils of the humid tropics. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1473-1480, 2009.

AYAGA, G., Todd, A., & Brookes, P.C., 2006. Enhanced biological cycling of phosphorus increases its availability to crops in low-input sub-Saharan farming systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 38: 81-90.

BATJES, N. H. (2011). Global distribution of soil phosphorus retention potential. Wageningen, ISRIC—World Soil Information (with dataset), ISRIC. Report 2011/06.

BATIONO, A; HARTEMINK, A; LUNGU, O.; NAIMI, M; PKTH, P; SMALING, E.; THIOMBIANO, L e WASWA, B. 2012. Knowing the African soils to improve fertilizer recommendations. In: Kihara J (ed) Management of nitrogen and phosphorus fertilizers in sub-Saharan Africa Improving soil fertility recommendations in Africa using the Decision Support System for Agrotechnology Transfer (DSSAT). Springer, Dordrecht, pp 19–42.

BRAGA, Gastão Ney Monte. 2010. Por que se Aplica mais Fertilizante Fosfatado no Solo? Disponível em <http://agronomiacomgismonti.blogspot.com.br/2010/06/o-fosforo-do-solo-e-eficiencia.html>. Acesso em 16 de maio de 2016.

BRAOS, Lucas Boscov, CRUZ, Mara Cristina Pessoa da, FERREIRA, Manoel Evaristo Ferreira and KUHNEN, Fernando. Organic phosphorus fractions in soil fertilized with cattle manure. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 39:140-150, 2015.

BRASIL. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2013. 306p.

\_\_\_\_\_. EMBRAPA-EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Manual de métodos de análise de solo. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. 2ed. Rio de Janeiro. 1997. 235p.

\_\_\_\_\_. INMET (2015). Disponível em:<  
[http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=rede\\_estacoes\\_auto\\_graf.>](http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=rede_estacoes_auto_graf.>).  
Acesso em: 03 jan 2015.

BROOKES, P. C. & POWLSON, D. S. Preventing phosphorus losses during perchloric acid digestion of sodium bicarbonate soil extracts. **Journal of Science and Food Agriculture**, London, v 32, p. 671-674, 1981.

CAMARGO. Mônica Sartori de. A Importância do uso de Fertilizantes para o meio ambiente. Pesquisa & Tecnologia, vol. 9, n. 2, Jul-Dez 2012. Disponível em <[http://www.apta regional.sp.gov.br/index.php?option=com\\_docman&task=doc\\_view&gid=1317&Itemid=380](http://www.apta regional.sp.gov.br/index.php?option=com_docman&task=doc_view&gid=1317&Itemid=380). Acesso em 29 de julho de 2014.

CANELLAS, Luciano Pasqualoto, ESPÍNDOLA, José Antônio Azevedo, GUERRA, José Guilherme Marinho, TEIXEIRA, Marcelo Grandi, VELLOSO, Ary Carlos Xavier, RUMJANEK, Victor Marcos. Análise de fósforo em solo com leguminosas herbáceas perenes por meio de ressonância magnética nuclear. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília. v.39, n.6, jun. 2004.

CAMPOS, Liliane Pereira, LEITE, Luiz Fernando Carvalho, MACIEL, Giovana Alcântara, IWATA, Bruna de Freitas e NÓBREGA, Júlio César Azevedo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.46, n.12, p.1681-1689, dez. 2011.

CONDRON, L.M.; MOIR, J.O.; TIESSEN, H. & STEWART, J.W.B. Critical evaluation of methods for determining total organic phosphorus in tropical soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54:1261-1266, 1990.

CONDRON, L. M.; FROSSARD, E.; TIESSEN, H.; NEWMAN, R. H.; STEWART, J. W. R. Chemical nature of organic phosphorus in cultivated and uncultivated soils under different environmental conditions. **Journal of Soil Science**, Oxford, v 41, p.41-51, 1990.

CONDRON, L.M.; GOH, K.M.; NEWMAN, R.H. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by <sup>31</sup>P nuclear magnetic resonance analysis. **Journal of Soil Science**, Oxford, v 36, p.199-207, 1985.

CONTE, E. **Atividade de fosfatase ácida e formas de acumulação de fosfato em solo no sistema plantio direto**. 2001. 65f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

CREWS. Timothy E. The supply of phosphorus from native, inorganic phosphorus pools in continuously cultivated Mexican agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Volume 57, Issues 2–3, May 1996, Pages 197–208. Disponível em <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352009415000048>> Acesso em 22 de fevereiro de 2015.

CROSS, A. F. & SCHLESINGER, W.H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Application to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma*, 64:197-214, 1995.

DAMON, Paul. M. , BOWDEN. Bill, ROSE, Terry Rose, RENGEL, Zed. Crop residue contributions to phosphorus pools in agricultural soils: A review. *Soil Biology and Biochemistry*. Volume 74, July 2014, Pages 127–137. Disponível em <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352009415000048>> Acesso em 22 de fevereiro de 2015.

DICK, W. A.; TABATABAI, M. A. determination of orthophosphate in aqueous solutions containing labile organic and inorganic phosphorus compounds. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v 6, p. 82-85, 1977.

FAO (2009) How to feed the world in 2050. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Disponível em <[http://www.fao.org/fileadmin/templates/wsfs/docs/expert\\_paper/How\\_to\\_Feed\\_the\\_World\\_in\\_2050.pdf](http://www.fao.org/fileadmin/templates/wsfs/docs/expert_paper/How_to_Feed_the_World_in_2050.pdf)>. Acesso em 09 de março de 2015.

GATIBONI. Luciano Colpo. Disponibilidade de Formas de Fósforo do Solo às Plantas (Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração em Biodinâmica dos Solos, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS). Santa Maria, RS, Brasil. 2003.

GATIBONI, L. C., KAMINSKI, J., HEINHEIMER, C. D.S. & FLORES, J. P. C. 2007. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31, 691-699.

GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J. e HEINHEIMER, C. D. S. 2005. Modificações nas formas de fósforo do solo após extrações sucessivas com Mehlich-1, Mehlich-3 e resina trocadora de ânions(1). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 29:363-371.

HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B.; CHAUHAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Sci. Soc. American Journal**, v.46, p.970-976, 1982.

INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS, 2001. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Raij, B. van, Andrade, J.C., Cantarella, H., Quaggio, J.A. (Eds). IAC: Campinas.

MOURA, E. G., OLIVEIRA, A. K. C., PINHEIRO, K. M. & AGUIAR, A. C. F. 2012. Management of a cohesive tropical soil enhance rootability and increase the efficiency of nitrogen and potassium use. *Soil Use and Management*, 28, 370-377.

MOURA, E. G., MOURA, N. G., MARQUES, E. S., PINHEIRO, K. M., COSTA SOBRINHO, J. R. S. 2009. Evaluating chemical and physical quality indicators for a structurally fragile tropical soil. *Soil Use Manage.* 25, 368-375.

NESME, T, Brunault S, Mollier A, Pellerin S (2011) An analysis of farmers' use of phosphorus fertiliser in industrial agriculture: a case study in the Bordeaux region (south-western France). *Nutr Cycl Agroecosyst* 91:99–108

NZIGUHEBA, Generose; ZINGORE, Shamie; KIHARA, Job; MERCKX, Roel; NJOROGE Samuel, OTINGA, Abigael; VANDAMME, Elke e VANLAUWE, Bernard. 2016. Phosphorus in smallholder farming systems of sub-Saharan Africa: implications for agricultural intensification. **Nutr. Cycl. Agroecosyst.** 104:321–340. DOI 10.1007/s10705-015-9729-y.

OBERSON, A.; BESSON, J. M.; MAIRE, N.; STICHER, H. Microbiological processes in soil organic phosphorus transformations in conventional and biological cropping systems. **Biology and Fertility of Soils**, Heilderber, v 21, p. 138-148, 1996.

OBERSON A, Bünemann EK, FRIESEN DK, RAO IM, Smithson PC, Turner BL, FROSSARD E (2006) Improving phosphorus fertility in tropical soils through biological interventions. In: Uphoff N, Ball AS, Fernandes E, Herren H, Husson O, Laing M, Palm C, Pretty J, Sanchez P, Sanginga N, Thies J (eds). *Biological approaches to sustainable soil systems*. CRC, Boca Raton, FL, pp 531–546. Disponível em <http://

[http://rum.prf.jcu.cz/public/mecirova/Soil\\_Biology\\_Else\\_K\\_B\\_252\\_nemann\\_Astrid\\_Oberson.pdf#page=434](http://rum.prf.jcu.cz/public/mecirova/Soil_Biology_Else_K_B_252_nemann_Astrid_Oberson.pdf#page=434). Acesso em 09 de março de 2015.

PAVINATO, Paulo Sergio; MERLIN, Alexandre e ROSOLEM, Ciro Antônio. Disponibilidade de cátions no solo alterada pelo sistema de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* [online]. 2009, vol.33, n.4, pp. 1031-1040. ISSN 0100-0683. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v33n4/27.pdf>>. Acesso em 9 de março de 2015.

PAVINATO, Paulo Sergio; MERLIN, Alexandre e ROSOLEM, Ciro Antônio. Organic compounds from plant extracts and their effect on soil phosphorus availability. *Pesq. agropec. bras.* [online]. 2008, vol.43, n.10, pp. 1379-1388. ISSN 1678-3921.

STEWART, J.W.D. & TIESSEN, H. Dynamics of soil organic phosphorus. *Biogeochemistry*, 4:41-60, 1987.

SYERS, J.K, Johnston A.E & CURTIN, D. (2008). Efficiency of soil and fertilizer phosphorus use. Reconciling changing concepts of soil phosphorus behaviour with agronomic information. *FAO Fertilizer and plant nutrition bulletin* 18. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

TATE, K. R.; SPEIR, T. W.; ROSS, D. J. et al. Temporal variations in some plants and soil P pools in two pasture soils of widely different P fertility status. **Plant and Soil**, Dordrecht, v 132, p. 219-232, 1991.

USEPA - *United States Environmental Protection Agency*. **Methods of chemical analysis for water and wastes**. Cincinnati: USEPA, 1971.

VANLAUWE, B; BATIONO, A; CHIANU, J; GILLER, K.E; MERCK, X. R; MOKWUNYE, U.; OHIOKPEHAI, O; PYPERS, P.; TABO, R; SHEPHERD, K. et al., (2010). Integrated soil fertility management: operational definition and consequences for implementation and dissemination. *Outl Agric* 39:17–24.

WITHERS, P.J. A.; DIJK, Kimo C. Van, NESET, Tina-Simone S., NESME, Thomas, GITTE, Oene Oenema, RUBÆK H., SCHOUMANS, Oscar F., SMIT Bert, PELLERIN Sylvain. (2015). Stewardship to tackle global phosphorus inefficiency: the case of Europe. *Ambio* 44(Suppl. 2):193–206. doi:10.1007/s13280-014-0614-8. Disponível em <<http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs13280-014-0614-8>>. Acesso em 16 de maio de 2016.

## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados desta pesquisa mostraram que houve um incremento nos indicadores químicos do solo ao longo dos cinco anos de uso do solo do sistema em aleias em comparação com os resultados iniciais do experimento.

Os resíduos das leguminosas adicionados ao solo, com ênfase para as combinações leucena + sombreiro e glírcidia + sombreiro, possibilitaram a melhoria dos indicadores químicos do solo, como a matéria orgânica, portanto, podem ser considerados fundamentais para o manejo sustentável de Argissolos franco-arenosos do trópico úmido, o que sugere que estas espécies possam ser mais úteis para a agricultura e ao meio ambiente do que as outras leguminosas em estudo.

Em áreas sobre plantio direto com leguminosas, o aumento nos teores de matéria orgânica leve pode reduzir a adsorção de fósforo ao solo e melhorar o consumo pelas plantas.

A combinação de insumos orgânicos com uso racional de fertilizantes poderá aumentar a eficiência agrônômica do uso de P. Essa prática aborda o problema de disponibilidade limitada de ambos os recursos para os agricultores.

O sistema agroecológico de cultivo em aleias mostrou ser uma alternativa viável, por promover o cultivo contínuo em uma mesma área, diminuir os gastos com insumos, além de ser adequado para as condições locais podendo substituir o sistema itinerante de corte e queima.

Tem-se o sistema de cultivo em aleias como uma alternativa por proporcionar inúmeros benefícios ambientais e agrônômico, principalmente pelo incremento da qualidade do solo, a redução do uso de fertilizantes, logo, menos impactos ao meio ambiente pela atividade agrícola.