

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL

PLANTAS NA AGREGAÇÃO E NO ACÚMULO DE CARBONO
ORGÂNICO EM LATOSSOLO

Márcio dos Reis Martins
Engenheiro Agrônomo

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL
Julho de 2012

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL

PLANTAS NA AGREGAÇÃO E NO ACÚMULO DE CARBONO
ORGÂNICO EM LATOSSOLO

Márcio dos Reis Martins

Orientador: Prof. Dr. José Eduardo Corá

Co-orientadora: Carolina Fernandes

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Agronomia (Produção Vegetal).

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL

Julho de 2012

M386p Martins, Márcio dos Reis
Plantas na agregação e no acúmulo de carbono orgânico em
Latossolo / Márcio dos Reis Martins. -- Jaboticabal, 2012
xi, 110f. : il. ; 28 cm

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de
Ciências Agrárias e Veterinárias, 2012
Orientador: José Eduardo Corá
Co-orientadora: Carolina Fernandes
Banca examinadora: Isabella Clérici de Maria, Cimélio Bayer,
Sandro Roberto Brancalião, Marcílio Vieira Martins Filho.
Bibliografia

1. Carbono-teor. 2. Solo-manejo. 3. Semeadura direta. I. Título.
II. Jaboticabal-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 631.417.1

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação –
Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CAMPUS DE JABOTICABAL
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS DE JABOTICABAL

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: PLANTAS NA AGREGAÇÃO E NO ACÚMULO DE CARBONO ORGÂNICO EM LATOSSOLO

AUTOR: MÁRCIO DOS REIS MARTINS

ORIENTADOR: Prof. Dr. JOSE EDUARDO CORA

CO-ORIENTADORA: Profa. Dra. CAROLINA FERNANDES

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de DOUTOR EM AGRONOMIA (PRODUÇÃO VEGETAL), pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. JOSE EDUARDO CORA

Departamento de Solos e Adubos / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal

Profa. Dra. ISABELLA CLERICI DE MARIA

Centro de Solos e Recursos Ambientais / Instituto Agronômico de Campinas

Prof. Dr. CIMELIO BAYER

Departamento de Solos / Universidade Federal do Rio Grande do Sul / Porto Alegre/RS

Prof. Dr. SANDRO ROBERTO BRANCALIAO

Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios / Instituto Agronômico de Campinas

Prof. Dr. MARCILIO VIEIRA MARTINS FILHO

Departamento de Solos e Adubos / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal

Data da realização: 15 de junho de 2012.

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

MÁRCIO DOS REIS MARTINS, nascido em Itamogi, estado de Minas Gerais, em 5 de janeiro de 1982, é agrônomo formado em janeiro de 2006 pela Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV), unidade da Universidade Estadual Paulista (UNESP), câmpus de Jaboticabal. Coursou o ensino fundamental nas Escolas Estaduais “Mailon Furtado de Medeiros” e “Minas Gerais” e o ensino médio na Escola Estadual “José Soares de Araújo”, Itamogi. Durante a preparação para o vestibular foi aluno do projeto “Cursinho Equipe”, organizado por discentes da USP de Ribeirão Preto e da UNESP de Araraquara, no ano de 2000. Durante a graduação foi coordenador do Cursinho Popular Ativo da FCAV, integrante do Programa de Educação Tutorial (PET) e bolsista de iniciação científica do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Foi professor do Colégio Técnico Agrícola “José Bonifácio” durante o ano de 2006. Coursou mestrado em Agronomia na FCAV, área de concentração em Produção Vegetal como bolsista do CNPq. Ingressou no curso de doutorado em Agronomia na FCAV, área de concentração em Produção Vegetal, em agosto de 2008 e teve bolsa do CNPq e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP). Teve um ano de bolsa da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) (2009/2010) e mais cinco meses de bolsa da FAPESP (2011/2012) para realização de estágio na Agriculture and Agri-Food Canada na cidade de Québec. Também participou de estágio no *Institut National de Recherche Agronomique*, em Orléans, França, em 2009. Recebeu o prêmio “Roger Baril” por apresentação oral de trabalho no Congresso da *Association Québécoise de Science du Sol*, em 2010, na cidade de Baie d’Oka, QC, Canadá.

“Dados não apresentados não podem ser discutidos. [A discussão] não deve conter afirmações que não possam ser sustentadas pelos dados obtidos no próprio trabalho ou por outros trabalhos citados”

Normas para os autores, 2012

“It has not escaped our notice that the specific pairing we have postulated immediately suggests a possible copying mechanism for the genetic material”

Watson & Crick, 1953

"Supor que só o curso de pós-graduação e seus graus de mestre e doutor são suficientes para a formação de um pesquisador e o desenvolvimento da ciência, é um erro. É preciso que haja também um ambiente criador"

Cesar Lattes

Aos cientistas como Cesar Lattes

Ofereço

*Aos contribuintes que pagaram minha
formação e pesquisa*

Dedico

AGRADECIMENTOS

À Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV) pela excelente formação e pela estrutura oferecida para a realização do curso de Doutorado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa nos meses iniciais de doutorado na FCAV.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelas bolsas de doutorado na FCAV e pelo segundo período de estágio na AAFC.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estágio no exterior (PDEE) na AAFC.

Ao professor José E. Corá pela oportunidade de desenvolvimento da tese.

Ao Denis A. Angers pelas oportunidades dos estágios no AAFC.

Aos professores Afonso Lopes, Isabel, Durvalina, Mara, Manoel Evaristo, Joaquim, Durigan, Pizauro e colegas pelo aprendizado e convívio durante as disciplinas.

Aos professores membros da banca da tese Isabella (IAC), Cimélio (UFRGS), Marcílio (FCAV) e Sandro (IAC) e aos revisores anônimos dos periódicos pelas sugestões visando à melhoria dos artigos e da tese.

Aos demais pesquisadores do AAFC (Isabelle, Martin, Noura, Philippe, Annick, Gaetan, Gilles) pela ótima recepção e pelo ótimo ambiente de trabalho no laboratório.

Aos funcionários da Fazenda de Ensino, Pesquisa e Produção da FCAV-UNESP pelo auxílio na condução do experimento no campo.

Aos colaboradores Tiago Fieno e Afonso Domingos da FCAV; Odile Duval, François e Hervé do INRA; Gabriel Lévesque, Nicole Bissonnette, Johanne Trembla e Josée da AAFC, pelo auxílio e treinamento durante o trabalho de laboratório.

Ao pesquisador Frédéric Darboux pelo treinamento durante o estágio no INRA.

Aos funcionários da Fazenda de Ensino, Pesquisa e Produção da FCAV-UNESP pelo auxílio na condução do experimento no campo.

Aos funcionários das bibliotecas (UNESP, Municipal de Jaboticabal e do AAFC do Québec) pelo auxílio durante as revisões de literatura e redação.

Aos colegas Getúlio, Adolfo, Marcos, Llerme, Junior, Liliane, Darlene, Danilo, Priscila, Cinara e Amanda da FCAV; Eva, Jean-Baptiste, Hao Hongtao, Antonio, Liliana, Marion, Nelly, Sung Woon, Sebastien e Catherine do INRA; Cédric, Émilie, Dalel, Mariève, Aimé, Anaïs, Michele, Amélia, Ezequiel, David e Doug da AAFC, pelo apoio nos trabalhos e pelas boas lembranças desses quatro anos.

Aos companheiros Renato e André pelos momentos filosóficos e divertidos durante o convívio em casa.

A Raysa pelo apoio e carinho durante o trabalho.

A minha família pelos ótimos momentos de convívio nas poucas idas a Itamogi.

A todos que contribuíram e que, por uma falha puntual da memória, não foram citados.

Agradecimento especial à Raysa, ao Prof. Arthur e ao Denis pelo incentivo durante a reta final deste trabalho.

SUMÁRIO

	Página
CAPÍTULO 1 - CONSIDERAÇÕES GERAIS	1
CAPÍTULO 2 - ESTABILIDADE DE AGREGADOS E COMPOSIÇÃO DE CARBOIDRATOS DE UM LATOSSOLO INFLUENCIADOS PELA SEQUÊNCIA DE CULTURAS EM SEMEADURA DIRETA.....	28
Resumo.....	28
Introdução.....	28
Materiais e Métodos.....	30
Resultados e Discussão.....	37
Conclusões	50
CAPÍTULO 3 - ACÚMULO DE RESÍDUOS MICROBIANOS E MATÉRIA ORGÂNICA PARTICULADA NA CAMADA SUPERFICIAL DE UM LATOSSOLO SUBMETIDO A DIFERENTES CULTURAS EM SEMEADURA DIRETA	51
Resumo.....	51
Introdução.....	52
Materiais e Métodos.....	53
Resultados	55
Discussão	60
Conclusões	63
CAPÍTULO 4 - EFEITO DA DECOMPOSIÇÃO DE MATERIAIS VEGETAIS NA ESTABILIDADE DE AGREGADOS DE UM LATOSSOLO.....	64
Resumo.....	64
Introdução.....	65
Materiais e Métodos.....	66
Resultados	70
Discussão	76
Conclusões	79

CAPÍTULO 5 – IMPLICAÇÕES DO EFEITO DE PLANTAS NA AGREGAÇÃO E NO ACÚMULO DE CARBONO ORGÂNICO DO SOLO.....	80
REFERÊNCIAS.....	84

LISTAS DE FIGURAS

	Página
CAPÍTULO 1	
Figura 1. Relação entre índice de instabilidade estrutural do solo e infiltração de água no solo	2
Figura 2. Modelo conceitual das principais vias de influência das plantas na formação de agregados do solo.....	5
Figura 3. Modelo conceitual de MONNIER (1965) para a variação temporal da estabilidade de agregados após a adição de materiais orgânicos ao solo	6
Figura 4. Modelo da hierarquia de agregados do solo.....	7
Figura 5. Comparação entre o ponto de vista histórico sobre a existência de substâncias húmicas macromoleculares no solo e os conceitos emergentes que enfatizam a participação de biomoléculas simples na composição da matéria orgânica do solo.....	11
Figura 6. Estrutura básica dos principais monossacarídeos presentes em carboidratos. As estruturas representadas estão em negrito.....	13
Figura 7. Esquema conceitual do fluxo de C durante a degradação de resíduos vegetais no solo.	23
Figura 8. Esquema sobre o uso de amino açúcares como biomarcadores das necromassas fúngica e bacteriana	26

CAPÍTULO 2

Figura 1. Diâmetro médio ponderado de agregados do solo estáveis após diferentes sequências de culturas de verão e inverno	42
Figura 2. Teor de C orgânico do solo após diferentes sequências de culturas de verão e inverno	43
Figura 3. Teores de (a) carboidratos neutros totais no solo e (b) xilose no solo após diferentes sequências de culturas de verão e inverno.....	45
Figura 4. Relação (galactose + manose)/(arabinose + xilose) no solo, após diferentes sequências de culturas de verão e inverno	46
Figura 5. Quantidade de pentoses vegetais produzidas em parte aéreas (a) e raízes de 0–0,1 m (b) em diferentes sequências de culturas.....	47

CAPÍTULO 3

Figura 1. Teores de (a) C orgânico do solo e (b) N total do solo após diferentes sequências de culturas de verão e de inverno	56
Figura 2. Teores de (a) C da matéria orgânica particulada e (b) C associado a minerais do solo após diferentes sequências de culturas de verão e de inverno.....	57
Figura 3. Teores de (a) ácido murâmico bacteriano e (b) glicosamina fúngica do solo após diferentes sequências de culturas de verão e de inverno.....	58

CAPÍTULO 4

Figura 1. Curvas de mineralização de C de um Latossolo com e sem a adição de materiais vegetais de composição química contrastante	72
Figura 2. Relação entre a taxa de mineralização compartimento de C não lábil (<i>k</i>) e o diâmetro médio ponderado de agregados estáveis de um Latossolo com e sem a adição de materiais vegetais após 180 dias de incubação.....	77

CAPÍTULO 5

- Figura 1. Relação entre a estabilidade de macroagregados e o teor C presente como matéria orgânica particulada em um Latossolo após sete anos sob semeadura direta..... 81
- Figura 2. Modelo conceitual sobre a influência de materiais vegetais no sequestro de C e na redução à degradação física de Latossolos..... 82

LISTAS DE TABELAS

Página

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Mineralogia do horizonte A do Latossolo Vermelho utilizado no experimento	31
Tabela 2. Período entre a data de manejo ou colheita das culturas de inverno e amostragem do solo	34
Tabela 3. Atributos Teores de monossacarídeos, C total, N total, lignina e relações C/N e lignina/N das plantas utilizadas no presente estudo.....	38
Tabela 4. Resumo da análise de variância para os efeitos do tipo de culturas na estabilidade de agregados do solo, C orgânico do solo, carboidratos do solo e biomassa vegetal produzida por área.....	40
Tabela 5. Fitomassa anual produzida por área em diferentes sequências de culturas de verão e inverno.....	41

CAPÍTULO 3

Tabela 1. Fitomassa anual produzida por área em diferentes sequências de culturas de verão e inverno antes da amostragem de solo.....	59
Tabela 2. Parâmetros bioquímicos de tecidos de plantas usadas como culturas de inverno no presente estudo	61

CAPÍTULO 4

Tabela 1. Quantidades de carboidratos, N e lignina adicionadas ao solo com a aplicação de materiais vegetais	71
--	----

Tabela 2. Parâmetros do modelo $CO_2-C(t)=C_0[1-\exp(-bt)]+kt$ usado para a cinética de mineralização de C de um Latossolo com e sem a adição de materiais vegetais e total acumulado de C respirado até os 180 dias	72
Tabela 3. Diâmetro médio ponderado de agregados estáveis de Latossolo com e sem adição de diferentes materiais vegetais após 7, 90, e 180 dias de incubação.....	74
Tabela 4. Teores de C da biomassa microbiana, ergosterol, C orgânico, pentoses, hexoses, e relação (galactose + mannose)/(arabinose + xilose), em um Latossolo com e sem adição de materiais vegetais após 180 dias de incubação.....	75

LISTAS DE ABREVIATURAS

Ara: arabinose

b: taxa de mineralização do compartimento de C lábil

C₀: tamanho da fração orgânica lábil

CBM: C da biomassa microbiana

CCSBPM: compostos citosólicos de baixo peso molecular

C-MIN: C associado a minerais

C-POM: C associated to soil particulate organic matter

COS: C orgânico do solo

CV: coeficiente de variação

Dic: dicotiledôneas

DMP: diâmetro médio ponderado

Erg: ergosterol

Fuc: fucose

Gal: galactose

GlcN: glicosamina

GM/AX: relação (galactose+manose)/(arabinose+xilose)

I: culturas de inverno

I_s: índice de instabilidade estrutural

K: infiltração de água no solo

k: taxa de mineralização do compartimento de C não lábil

k_{ec}: fator para o cálculo da biomassa microbiana

Lig: lignina

Man: manose

Mon: monocotiledôneas

MOP: matéria orgânica particulada

MOS: matéria orgânica do solo

MurN: ácido murâmico

MWD: mean weight diameter

nd: não detectado

ns: não significativo

Ram: ramnose

SSD: sistema de semeadura direta

t : tempo

Tes : testemunha

V : culturas de verão

x_i : diâmetro médio da i -ésima classe de tamanho de agregados do solo

Xil: xilose

w_i : massa de agregados na i -ésima classe de tamanho de agregados do solo

PLANTAS NA AGREGAÇÃO E NO ACÚMULO DE CARBONO ORGÂNICO DE UM LATOSSOLO

RESUMO – O presente trabalho teve como objetivo geral determinar como as plantas influenciam a estabilidade de agregados, a composição de carboidratos, o acúmulo de C orgânico do solo (COS) e de C microbiano em um Latossolo Vermelho. Na primeira parte do estudo, verificou-se que as sequências de culturas com milho (*Zea mays* L.) no verão e as milheto (*Pennisetum glaucum* (L.) Leeke) e sorgo granífero (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) no inverno proporcionaram maior diâmetro médio ponderado (DMP) de agregados estáveis do solo. Assim como observado para o DMP, as sequências de culturas envolvendo milho no verão proporcionaram os maiores teores de xilose do solo. A menor proporção de carboidratos de origem microbiana em relação aos de origem vegetal foram observados com o cultivo mais frequente de espécies de monocotiledôneas. Na segunda parte do estudo, notou-se que os maiores valores de C presente como matéria orgânica particulada (C-MOP) do solo foram encontrados sob cultivo de guandu, o qual proporcionou valores 54%, 46% e 48% maiores em relação ao cultivo de milho, girassol e nabo forrageiro, respectivamente. As variações nos teores de C-MOP explicaram o efeito das culturas nos teores de COS. Notou-se um acúmulo conjunto de C-MOP e de resíduos fúngicos e bacterianos no solo. Na terceira parte do estudo, verificou-se que os materiais de monocotiledôneas adicionados ao solo apresentaram as maiores taxas de mineralização do compartimento de C não lábil (k), os maiores teores de pentose do solo e o maior DMP de agregados do solo em comparação à testemunha e às dicotiledôneas, em período posterior de decomposição. Isso sugere que k e teores de pentoses do solo controlam a estabilidade de agregados do Latossolo em período tardio de incubação. O efeito da decomposição dos materiais vegetais na agregação do solo ocorreu independente da variação da quantidade do teor de COS.

Palavras-Chave: Agregação do solo, Carboidratos do solo, Estrutura do solo, Matéria orgânica do solo, Rotação de culturas

PLANTS IN SOIL AGGREGATION AND ORGANIC CARBON BUILDUP IN A OXISOL

SUMMARY – The general aim of this study was to determine how the plants influence the aggregate stability, carbohydrate composition and accumulation of soil organic C and microbial C of an Oxisol. In the first part of this study, it was found that summer crop sequences involving corn (*Zea mays* L.) and the winter crops millet (*Pennisetum glaucum* (L.) Leeke) and grain sorghum (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) provided the highest mean weight diameter (MWD) of soil aggregate. The crop sequences involving corn in summer also provided the highest soil xylose contents. The lowest proportions of carbohydrates of microbial origin in relation to those of plant origin were found in soil under most frequent cultivation of plant species from monocots. In second part of this study, it was found that soil organic C content with pigeon pea was 20% higher compared to corn and 18% higher compared to sunflower. Likewise, the highest values of C associated to soil particulate organic matter (C-POM) was found with pigeon pea cultivation, which provided 54%, 46% and 48% higher contents than corn, sunflower and oilseed radish, respectively. The variation in C-POM explained the crop effects on soil organic C content. The results of the present study showed a co-accumulation of C-POM and microbial residues in soil. In the third part of this study, it was found that monocots plant materials presented the highest mineralization rates of non-labile pool of C (k), soil pentose content, plant pentose input and soil aggregate MWD. The results of the present study suggest that non-labile C pool, especially related to pentoses, controls the soil aggregation of an Oxisol in long-term. This effect appears to be independent of the variation in soil organic C content.

Keywords: Crop rotation, Soil aggregation, Soil carbohydrates, Soil organic matter, Soil structure

CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

As plantas possuem três papéis primordiais para a capacidade suporte de vida na terra. O primeiro papel é o de fornecedoras primárias de alimentos, fibra e combustíveis, e tem sido, durante muito tempo o grande foco de cientistas do solo face à demanda de consumo da população. O segundo papel das plantas é o de condicionadoras naturais de ecossistemas terrestres, influenciando a qualidade do solo. O terceiro papel é o de fixadoras de CO₂ condicionando a atmosfera terrestre a níveis adequados para os seres vivos. Comparado ao primeiro, o segundo papel não teve o mesmo destaque histórico no meio agrônomo. Porém, áreas emergentes de pesquisa, tais como a bioengenharia (SCHMIDT et al., 2011), começam a reavaliar o papel das plantas na melhoria de atributos do solo.

Com o aumento exponencial do sistema de semeadura direta (SSD) no mundo (TRIPLETT JR. & DICK, 2008), as plantas ganham um novo papel no manejo do solo. A adequação de propriedades físicas, antes feita predominantemente pelos implementos de preparo do solo (e.g., arado, grade, cultivadores e subsoladores), é substituída, após a implantação do SSD, pela ação apenas das semeadoras e das plantas. A escolha de plantas para compor a rotação de culturas no do SSD é, portanto, um fator importante que emerge dessa nova realidade.

Em áreas agrícolas tropicais e subtropicais há normalmente a possibilidade de se fazer dois ou três cultivos anuais. Isso aumenta a flexibilidade de escolha de culturas com diferentes funções nos sistemas de produção, tais como a rentabilidade econômica, a prevenção ou controle de pragas, doenças ou plantas daninhas, e a melhoria da qualidade do solo. Em relação a esse último ponto, duas consequências de uma escolha adequada de culturas são a diminuição da vulnerabilidade à degradação física e o aumento dos teores de C orgânico do solo (COS). Tanto a vulnerabilidade à degradação física quanto o teor de COS são comumente usados como parâmetros-chave da qualidade dinâmica do solo, isto é, aquela que não é determinada apenas por características intrínsecas do solo, sendo influenciada pelo manejo (CARTER, 2002).

A vulnerabilidade à degradação física do solo é frequentemente medida pela estabilidade de agregados do solo (KAY & ANGERS, 2000). Agregados são grupos de partículas do solo nos quais as forças que unem as partículas são mais fortes que as forças entre agregados adjacentes (MARTIN et al., 1955). Em condições naturais, esses grupos de partículas resistem à força do impacto de gotas de chuva e às forças de distúrbio do solo durante os ciclos de molhamento e secagem (DEGENS, 1997). O aumento da estabilidade de agregados do solo diminui a erodibilidade e aumenta o movimento de ar e água no solo. Em relação ao movimento de água no solo, o trabalho desenvolvido por MAYMARD & COMBEAU (1960) mostra claramente a relação inversa existente entre o aumento da “instabilidade estrutural” e a infiltração de água no solo (Figura 1).

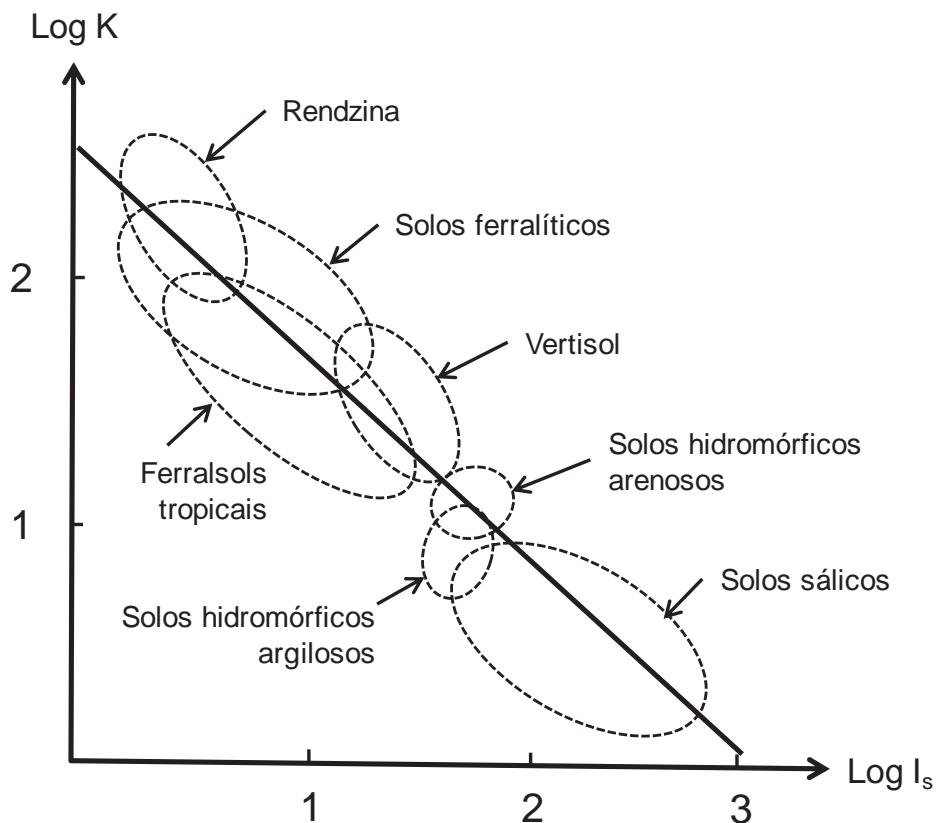


Figura 1. Relação entre índice de instabilidade estrutural do solo (I_s) e infiltração de água no solo (K). Adaptado de MAYMARD & COMBEAU (1960).

No caso do COS, as principais consequências do aumento do seu teor no solo é a diminuição da quantidade de C atmosférico (interesse de escala global) e a melhoria de atributos do solo (interesse de escala local) (MANLAY et al., 2007). Ambos os aspectos têm sido a justificativa da pesquisa em matéria orgânica do solo (MOS) nos últimos 300 anos (MANLAY et al., 2007). Além disso, é importante se considerar que dois terços do C presente em ecossistemas terrestres estão na forma de COS (SCHLESINGER, 1997) e que a perda histórica de COS devido ao cultivo é estimada em 25% dos teores iniciais em solos virgens (COLE et al., 1997). A maximização no sequestro de C pela escolha de práticas agronômicas adequadas, como escolha de sequências de culturas, contribui para a recuperação parcial dessa quantidade de C perdido principalmente para a atmosfera.

A compreensão dos principais mecanismos ligados ao efeito de plantas nos teores de COS, assim como seus efeitos na estabilidade de agregados do solo, contribui para a definição das melhores práticas de manejo visando à melhoria da qualidade dinâmica do solo. Diferentes tipos de plantas podem possuir diferentes funções na melhoria de atributos do solo (estabilidade de agregados ou teor de COS). Inúmeros trabalhos mostraram que a dinâmica de agregação do solo está ligada com a dinâmica de COS (CAMBARDELLA & ELLIOTT, 1993; HAYNES & BEARE, 1995; JASTROW, 1996; FRANZLUEBBERS & ARSHAD, 1997; SIX et al., 2000b). Apesar de essa observação ser comum para solos de regiões temperadas, a relação entre estabilidade de agregados e o acúmulo de COS em solos tropicais não é suficientemente compreendida. Os principais mecanismos que explicam os efeitos de plantas na estabilidade de agregados e nos teores de COS podem ser específicos a uma determinada condição edafoclimática. Serão apresentados a seguir alguns conceitos teóricos para a discussão sobre o efeito das plantas na estabilidade de agregados do solo e nos teores de COS.

O papel das plantas na agregação do solo: vias de influência e modelos de mecanismos predominantes

A ação de plantas na estabilidade de agregados do solo é frequentemente atribuída à alteração da quantidade e qualidade da MOS, ao favorecimento de organismos que aumentam a estabilidade de agregados do solo, ação do sistema radicular e influência nos ciclos de umedecimento e secagem do solo. Várias são as vias de influência das plantas na estabilidade de agregados do solo, as quais estão especificadas no esquema conceitual na Figura 2. Considerando tal esquema, e considerando os vários trabalhos desenvolvidos, destacam-se quatro formas principais de influência de plantas na estabilidade de agregados do solo:

- (i) A influência da composição bioquímica do material vegetal produzido;
- (ii) A influência que as plantas exercem sobre os microorganismos do solo;
- (iii) Influência do sistema radicular;

Existem vários modelos conceituais descritos na literatura com objetivo de explicar a influência de materiais orgânicos, inclusive os de origem vegetal, na estabilidade de agregados do solo. Nos parágrafos a seguir são apresentados, sucintamente, alguns tópicos conceituais que relacionam a qualidade da MOS ou do material orgânico que se decompõe no solo com a estabilidade de agregados do solo. Tais modelos conceituais não são mutuamente excludentes. Ao contrário, são modelos que possuem, normalmente, vários pontos em comum. Entretanto, a ênfase dada nos mecanismos que explicam a estabilidade de agregados do solo varia com o modelo.

Influência da degradabilidade de materiais orgânicos na estabilidade de agregados do solo em longo prazo. De acordo com esse modelo, a incorporação de materiais orgânicos no solo e sua decomposição aumentam a estabilidade de agregados do solo. Porém a intensidade e a duração desse efeito dependem da natureza do material incorporado ao solo (MARTIN, 1942; MONNIER, 1965; ABIVEN et al., 2009). O aspecto prático importante desse modelo é a possível previsão de efeitos da incorporação de material orgânico na estabilidade de agregados do solo em função das características bioquímicas iniciais do material e do tempo de decomposição

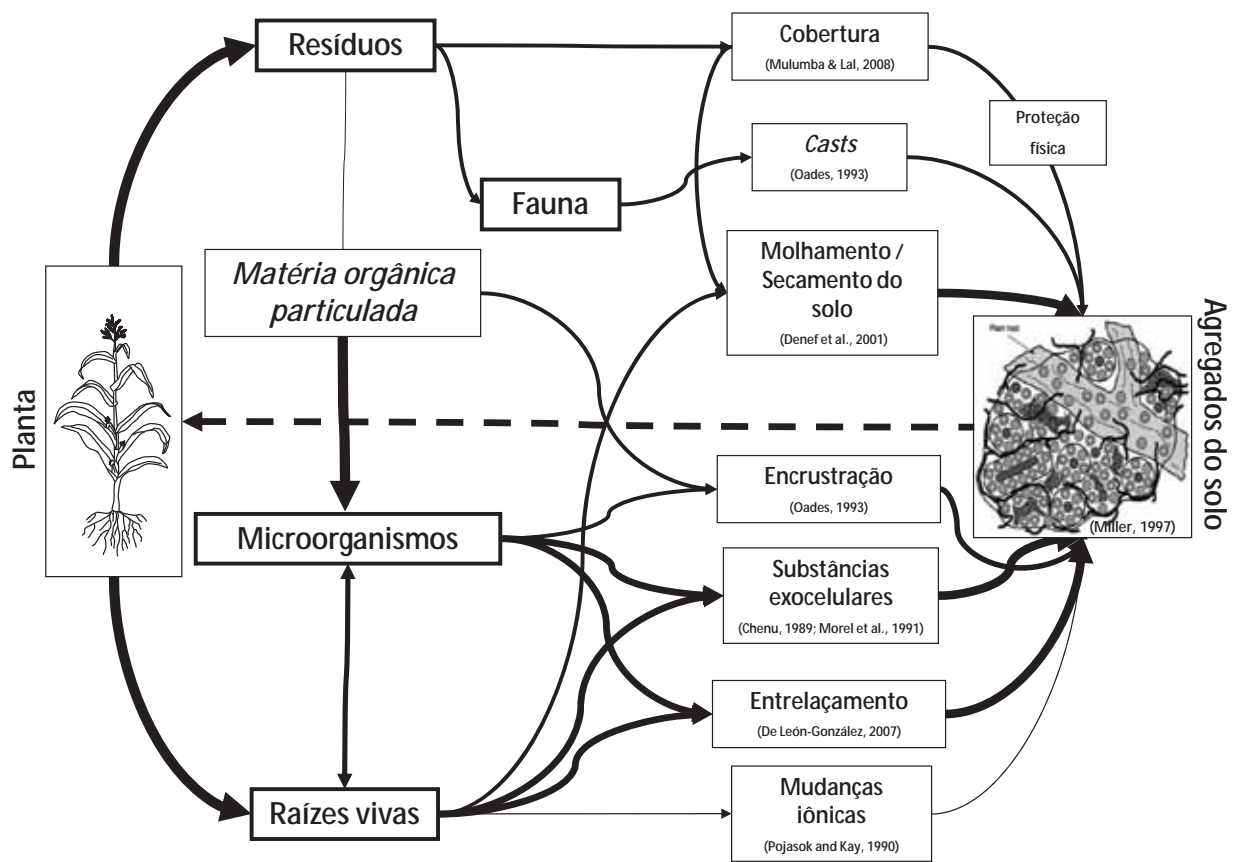


Figura 2. Modelo conceitual das principais vias de influência das plantas na formação de agregados do solo (MARTINS et al., 2010). Detalhes desse modelo são apresentados por ABIVEN et al. (2008).

no solo. A Figura 3 apresenta o esquema clássico de MONNIER (1965) ilustrando a relação entre a natureza de materiais orgânicos incorporados ao solo e a estabilidade de agregados do solo em curto e longo prazo.

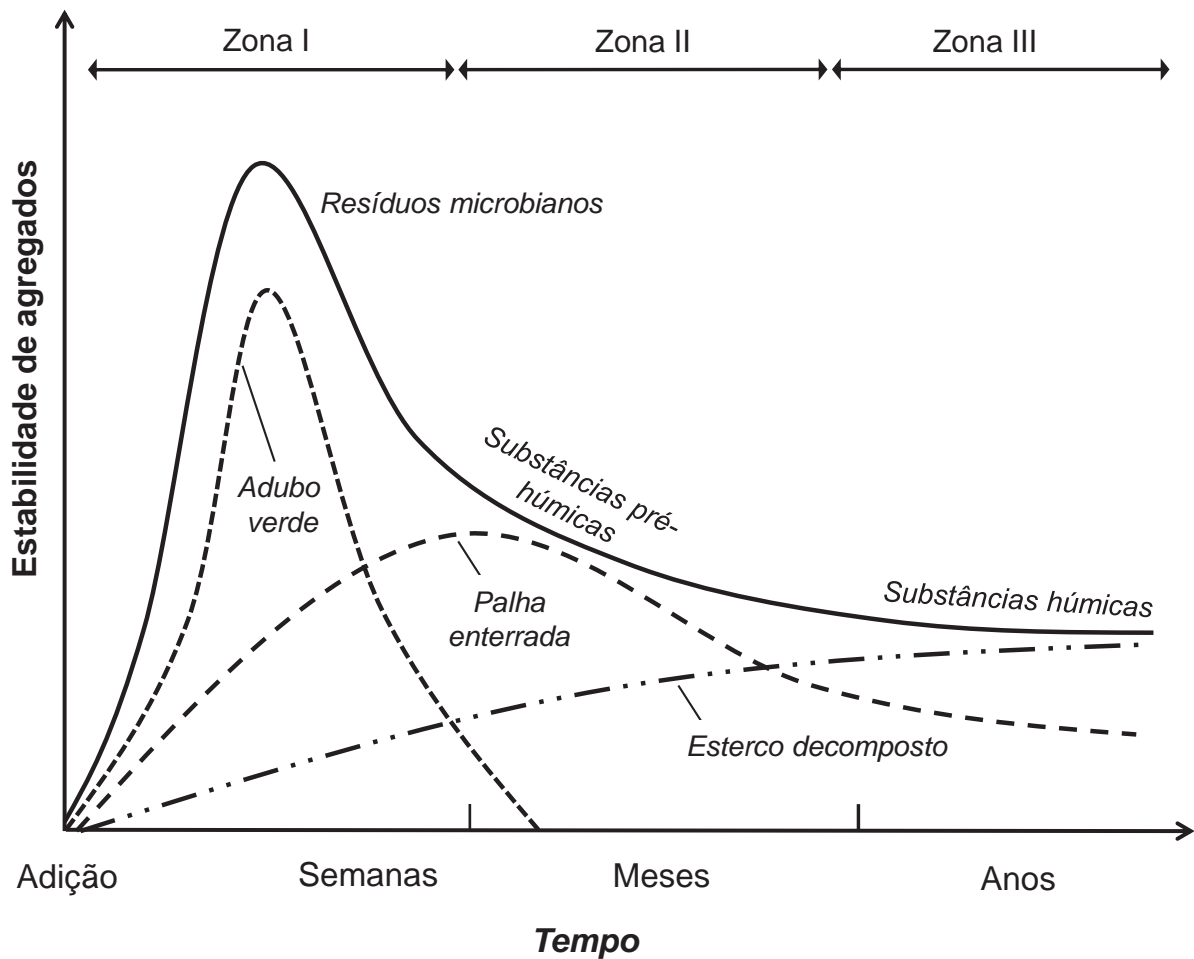


Figura 3. Modelo conceitual de MONNIER (1965) para a variação temporal da estabilidade de agregados após a adição de materiais orgânicos ao solo.

Hierarquia de agregados do solo. TISDALL & OADES (1982) propuseram que, inicialmente, os microagregados do solo (<0,25 mm) são formados por partículas primárias e, logo após, se juntam para a formação de macroagregados (>0,25 mm). Segundo esse modelo, os mecanismos de agregação predominantes dependem do tamanho de agregados. Macroagregados são estabilizados pela ação de raízes e hifas

de fungos, o que é um processo dependente do manejo do solo. Microagregados são estabilizados pela ação de agentes cimentantes persistentes, o que seria uma característica intrínseca do solo.

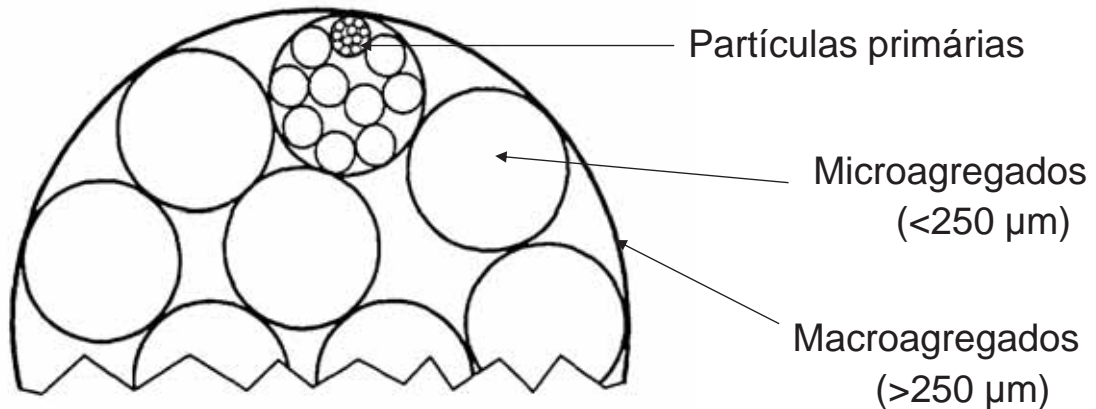


Figura 4. Modelo da hierarquia de agregados do solo (OADES & WATERS, 1991).

Estabilização de agregados por substâncias húmicas. Uma das teorias de formação de agregados estáveis no solo envolve a formação de substâncias húmicas no solo a partir da decomposição de materiais vegetais no solo (MARTENS, 2000b). Segundo essa teoria, compostos resistentes à degradação, como lignina e substâncias fenólicas, são decompostos mais lentamente e se combinam com produtos de síntese microbiana para constituir as substâncias húmicas no solo (MARTENS, 2000b). A formação de substâncias húmicas no solo seria responsável por uma estabilidade de agregados com maior longevidade (PICCOLO & MBAGWU, 1989). Portanto, a quantidade de substâncias resistentes à degradação produzidas, como a lignina e, principalmente, substâncias fenólicas nos resíduos vegetais, explicariam o efeito das plantas na estabilidade de agregados do solo (MARTENS, 2000b).

A matéria orgânica particulada (MOP) como centro de agregados. De acordo com esse modelo, após a incorporação de materiais orgânicos no solo, microorganismos utilizam a fração de carboidratos facilmente hidrolisáveis deixando uma fração mais resistente de MOP no solo, a qual fica incrustada de partículas minerais formando macroagregados do solo (GOLCHIN, 1994). SIX et al. (1999)

sugeriram que a MOP é um importante agente para a formação de macroagregados do solo porque ela se torna o centro que estimula o crescimento de microorganismos que atuam na agregação do solo, como aqueles filamentosos.

Agregação do solo por carboidratos lábeis. Alguns autores sugeriram que carboidratos de origem microbiana e vegetal, como exsudados de raízes ou gomas microbianas, exercem um papel chave na estabilização de agregados do solo (PEELE & BEALE, 1940; MARTIN, 1971; CHESHIRE, 1979; CHANEY & SWIFT, 1986; CHENU, 1989; CHESHIRE & HAYES, 1990; HAYNES & FRANCIS, 1993; DEGENS, 1997). Teoricamente, a ação agregante seria relacionada ao comprimento e estrutura linear de carboidratos, o que os permite fazer uma ponte entre os espaços de partículas do solo (MARTIN, 1971). Essa teoria é muitas vezes utilizada como base para a explicação da ação biológica na estabilidade de agregados do solo. Segundo esse modelo, processos biológicos contribuem substancialmente para dinâmicas de curto prazo (de semanas a meses) da estabilidade de macroagregados do solo (TISDALL & OADES, 1980; OADES, 1984; ANGERS et al., 1992; ANGERS et al., 1993b; HAYNES & FRANCIS, 1993).

Influência da configuração de carboidratos na agregação do solo. De acordo com esse modelo, proposto por CHESHIRE & HAYES (1990), a adsorção de carboidratos por minerais de argila seria um processo chave na formação de agregados estáveis e dependente da conformação das cadeias de carboidratos. Segundo essa teoria, ligações glicosídicas do tipo β proveem conformações ramificadas e heterogêneas aos polissacarídeos que possibilitam um contato mais próximo dos grupos polares de hidroxilas dos carboidratos com as superfícies de argilas. Entretanto, não são conhecidas provas experimentais claras sobre a validade desse modelo.

Nota-se que, em todos os modelos, a composição bioquímica da MOS ou dos materiais orgânicos que decompõe no solo, possuem um papel direto ou indireto na formação de agregados estáveis. Conhecer as mudanças em teores de constituintes da MOS concomitantemente à variação da estabilidade de agregados do solo é uma condição necessária para se determinar e hierarquizar fatores que expliquem a estabilidade de agregados do solo devido à decomposição de materiais vegetais no

solo. A predição de efeitos de materiais orgânicos na estabilidade de agregados do solo é, muitas vezes, dificultada pela complexidade de mecanismos biológicos, bioquímicos e físicos envolvidos (ABIVEN et al., 2008). Estudos que levem em consideração esses tipos de fatores são necessários para melhor se compreender o efeito da decomposição de resíduos vegetais na estabilidade de agregados do solo.

Vários trabalhos na literatura têm indicado que a melhoria da estrutura do solo devido ao aporte de resíduos vegetais pode não ser dependente somente do teor total de COS e, sim, de inúmeros fatores incluindo a composição da MOS (STRICKLING, 1950; MARTIN, 1971; DORMAAR, 1983; MARTENS, 2000a). Os fatores específicos ligados à composição da MOS que influenciam a estabilidade de agregados do solo e que são ligados à qualidade de resíduos ainda não são bem conhecidos (ABIVEN et al., 2009). Para uma melhor compreensão do papel da qualidade da MOS na estabilidade de agregados do solo, há a necessidade de se conhecer as características da MOS. A seguir serão discutidos aspectos da caracterização e mecanismos de formação da MOS tanto com o interesse de explicar o efeito de plantas na estabilidade de agregados do solo, quanto no efeito das plantas nos teores de COS.

Evolução da pesquisa sobre matéria orgânica do solo: da teoria absorção do húmus à teoria dos fragmentos microbianos

Para uma discussão sobre o efeito das plantas nos teores de COS é importante se conhecer brevemente alguns passos históricos da pesquisa sobre a gênese da MOS. Isso determina sensivelmente como a qualidade da MOS é caracterizada, e qual a importância dessa caracterização para se determinar os mecanismos de sequestro de C no solo influenciado pelas plantas e o papel de frações específicas da MOS na estabilidade de agregados do solo.

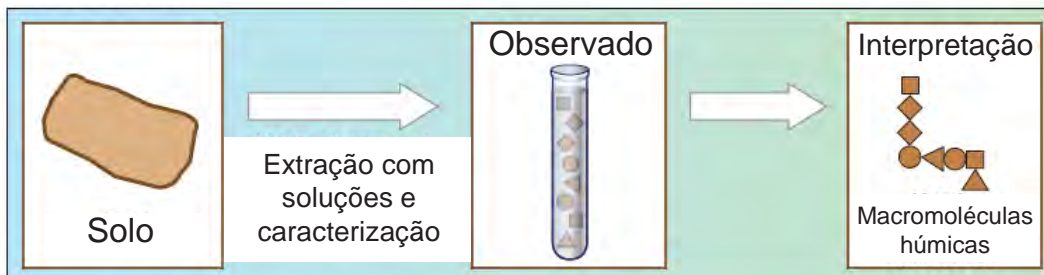
Um termo muito utilizado como sinônimo de MOS é húmus, que vem da palavra *humus*, do Latim. Estima-se que o primeiro uso da palavra *humus* foi feito pelos romanos e era usado como sinônimo de “gordura da terra”, no qual “gordura” conotava a fertilidade do solo (WANDER, 2004). Uma das primeiras definições de *humus* foi feita

em publicação do período de 1811-1816 por Thaer, que caracterizou o *humus* como um “corpo escuro derivado de plantas e animais em putrefação” (FELLER et al., 2003). Um avanço significativo na caracterização MOS veio com aplicação da noção de coloides orgânicos no solo (BERZELIUS, 1839; VAN BEMMELEN, 1888; citados por MANLAY, 2007). Isso dá origem aos estudos sobre propriedades de superfície, como capacidade de troca iônica (Waksman, 1938; citado por MANLAY, 2007) e ao conceito de “complexos organo-argilosos” (SCHLOESING, 1874; citado por FELLER, 1998). O primeiro trabalho com significativa importância sobre a associação entre MOS e partículas do solo é o trabalho de SCHLOESING (1874), descrito por FELLER (1998). Naquele trabalho, constatou-se que a quantidade de argila teve relação positiva com o teor de MOS. Com o intuito de se identificar como isso ocorria, SCHLOESING fez um fracionamento físico do solo por tamanho de partículas e determinou a quantidade de MOS associada à fração argilosa. Foi observado que a maior parte da MOS estava associada à fração argilosa, e que o comportamento dessa fração dependia da quantidade de MOS associada. Esse trabalho foi provavelmente o primeiro exemplo de separação da MOS de acordo com o tamanho de partículas associadas (FELLER, 1998; MANLAY et al., 2007). Esse tipo de caracterização tem sido usado comumente ainda hoje para se determinar a qualidade da MOS.

A primeira tentativa de se caracterizar a MOS de acordo com sua composição bioquímica foi feita por Berzelius, que extraiu dois compostos da MOS: ácido crênico ($C_{24}H_{12}O_{16}$) e apocrênico ($C_{24}H_6O_{12}$) (WANDER, 2004). Várias pesquisas e teorias foram desenvolvidas após esse tipo de caracterização química da MOS. Mesmo ainda nos dias atuais existe grande incerteza sobre a estrutura química da MOS. Isso é parcialmente devido à heterogeneidade de propriedades e processos do solo, assim como a composição bioquímica dos materiais vegetais que originam a MOS (MILTNER et al., 2011). Por longo tempo, a MOS foi considerada como sendo substância húmica macromolecular. Inicialmente, os modelos de condensação abiótica da MOS assumiam que resíduos vegetais eram decompostos pelos microorganismos do solo, sendo transformados em compostos de baixo peso molecular, os quais eram polimerizados abioticamente (FLAIG, 1975). Segundo essa teoria, com o avanço do processo

chamado de “humificação”, o peso molecular das substâncias húmicas aumenta e, então, “ácidos fúlvicos” são formados, seguidos por “ácidos húmicos” e, por último, a “humina” (e.g., STEVENSON, 1994). Essas frações são separadas de acordo com sua solubilidade em ácido ou bases diluídos. Este método continua sendo amplamente utilizado, apesar de ser uma caracterização apenas operacional, e não possuir um significado bioquímico preciso, isto é, com uma definição de fórmulas das moléculas constituintes e suas funções orgânicas (SIMPSON et al., 2006; SIMPSON et al., 2007; MILTNER et al., 2011). Portanto, a caracterização e o conceito de substâncias húmicas pode não contribuir para o desenvolvimento de modelos conclusivos de gênese e estrutura molecular da MOS. Recentemente, um grupo multidisciplinar de pesquisadores apresentou um importante paralelo comparando o ponto de vista histórico considerando as substâncias húmicas macromoleculares do solo com os conceitos emergentes de biomoléculas simples. Essa comparação é apresentada na Figura 5.

a Ponto de vista histórico



b Modelo emergente



Figura 5. Comparação entre (a) o ponto de vista histórico sobre a existência de substâncias húmicas macromoleculares no solo e (b) os conceitos emergentes que enfatizam a participação de biomoléculas simples na composição da matéria orgânica do solo (Adaptado de SCHMIDT et al., 2011).

A caracterização mais recente e de maior interesse na pesquisa sobre MOS na década atual é a determinação na origem e estabilidade da MOS usando ferramentas mais avançadas (LIANG & BALSER, 2011; LIANG et al., 2011; MILTNER et al., 2011; SCHMIDT et al., 2011). Por exemplo, estima-se que envelopes de paredes celulares de bactérias e fungos são estabilizados no solo e contribuem significativamente para a formação de micro partículas de MOS (MILTNER et al., 2011). Essa hipótese é baseada em resultados de experimento de incubação usando células de bactérias marcadas com ^{13}C e usando microscopia eletrônica.

Os carboidratos são biomoléculas de grande interesse no estudo da composição da matéria orgânica no solo

Em termos de composição bioquímica da MOS, os carboidratos constituem uma das frações orgânicas de maior interesse no estudo sobre a MOS, devido à potencial relação com estabilidade de agregados do solo (OADES, 1984; ANGERS & MEHUYS, 1989; CHENU, 1989). No solo, carboidratos representam de 5 a 25% de COS (CHESHIRE, 1979) e de 5 a 10% do N orgânico (GREENFIELD, 2001). Dos principais monossacarídeos constituintes de carboidratos do solo, sete são neutros (fucose, ramnose, arabinose, galactose, glicose, manose, xilose) e dois são acídicos (ácido glucurônico e ácido galacturônico) (CHESHIRE, 1979). A estrutura de alguns desses monossacarídeos estão apresentadas na Figura 6.

A maioria dos carboidratos do solo está presente na forma de polissacarídeos complexos de origem vegetal e microbiana (e.g., celulose, hemicelulose, peptidoglicano, quitina) (OADES & WAGNER, 1971; PARSONS, 1981). Em comparação às plantas, animais não são fontes importantes de carboidratos, pois, contêm em seus tecidos uma quantidade muito menor de polissacarídeos pelo fato de não possuírem paredes celulares rígidas (CHESHIRE, 1979; NELSON & COX, 2000). Microorganismos contêm carboidratos comuns às plantas e animais, tais como a celulose, o amido, o glicogênio e a quitina (CHESHIRE, 1979). Células bacterianas são compostas de amino açúcares

complexos, mucopéptídeos e mucopolissacarídeos, os quais contêm amino açúcares (PARSONS, 1981; PELCZAR JR. et al., 1997).

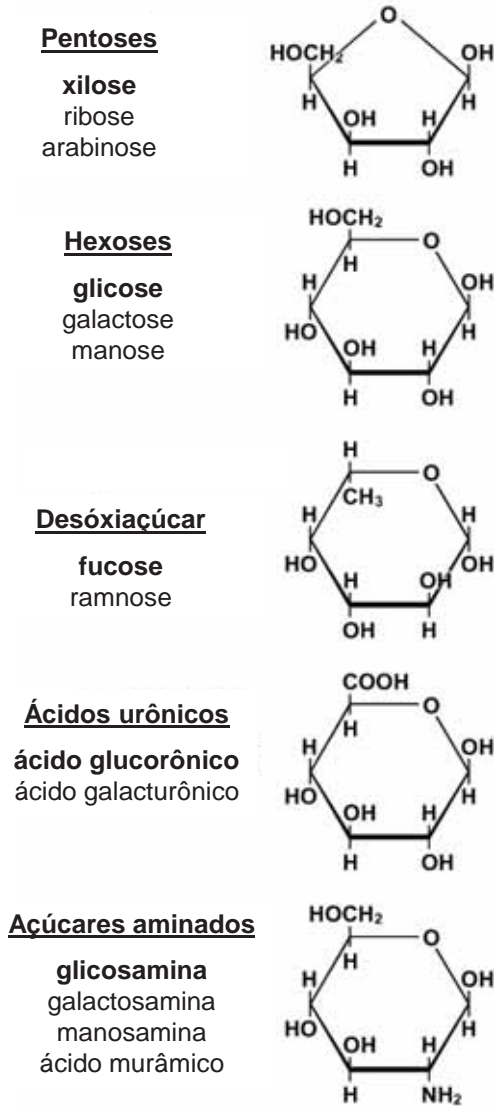


Figura 6. Estrutura básica dos principais monossacarídeos presentes em carboidratos. As estruturas representadas estão em negrito. Adaptado de Kögel-Knabner (2002).

No decorrer dos anos, várias técnicas desenvolvidas na química orgânica em geral foram utilizadas também na pesquisa sobre MOS. Dentre as técnicas utilizadas para a caracterização da MOS, o estudo da origem dos carboidratos do solo contribuiu e tem contribuído para a elucidação dos processos biológicos ligados à dinâmica de

carboidratos de origem vegetal e de origem microbiana presentes no solo, com especial interesse para seu papel na agregação do solo (OADES, 1984; BALDOCK et al., 1987; ANGERS & MEHUYS, 1989).

Estudos detalhados sobre os carboidratos do solo não são recentes. Um dos primeiros grupos que tiveram um papel significativo na pesquisa com os carboidratos do solo foi o grupo liderado por Waksman (e.g., WAKSMAN & DIEHM, 1931). Esse grupo estudou os efeitos da decomposição de materiais orgânicos na formação da MOS, com importante ênfase dada aos carboidratos. Com a melhoria de ferramentas de pesquisa, principalmente no período pós-guerra, trabalhos mais aprofundados foram desenvolvidos, como aqueles sobre os carboidratos de origem microbiana. Nessa época, os estudos desenvolvidos pelo grupo de Martin tiveram um papel importante no estabelecimento de uma relação de carboidratos com a estabilidade de agregados do solo (MARTIN, 1942; MARTIN et al., 1955; MARTIN & RICHARDS, 1963; MARTIN et al., 1965; 1966; MARTIN, 1971). Esses trabalhos mais específicos sobre o papel dos carboidratos de origem microbiana na coesão de partículas minerais aprofundaram o conhecimento sobre mecanismos bioquímicos e microbiológicos ligados à estabilidade de agregados do solo.

Nas décadas de 1960 a 1980 do século passado, foram desenvolvidas pesquisas mais detalhadas sobre a origem de carboidratos do solo. Isso ocorreu principalmente devido ao desenvolvimento e difusão de técnicas de cromatografia e estudo de isótopos, não raramente integrados. Os grupos dos cientistas Cheshire na Grã-Bretanha (CHESHIRE & MUNDIE, 1966; CHESHIRE et al., 1969; 1971; CHESHIRE & THOMPSON, 1972; CHESHIRE, 1979; CHESHIRE & MUNDIE, 1981) e Oades na Austrália (OADES, 1966; 1974; 1984) tiveram destacado papel na determinação da gênese de carboidratos do solo. Das pesquisas conduzidas por esses dois grupos, descobriu-se que a proporção de monossacarídeos constituintes de carboidratos podia ser usada como um marcador da origem predominante de carboidratos do solo, isto é, vegetal ou microbiana. Descobriu-se que as duas origens principais de carboidratos do solo, em condições comuns de solos agrícolas, são (i) os tecidos vegetais de reserva ou de estrutura e (ii) resíduos de células microbianas e exsudatos microbianos.

Uma contribuição significativa dos estudos sobre a origem de carboidratos no solo foi a descoberta que a análise da composição dos carboidratos, medida por uma proporção monomérica, permitia a determinação de sua origem no solo. A relação (galactose + manose)/(arabinose + xilose), abreviadamente GM/AX, foi proposta para se avaliar a contribuição relativa das plantas ou microorganismos no acúmulo de carboidratos no solo (TURCHENEK & OADES, 1979; OADES, 1984). Esse índice é baseado em estudos mostrando que arabinose e xilose são carboidratos predominantemente de origem vegetal, enquanto manose e galactose têm origem predominantemente microbiana (OADES & WAGNER, 1971; CHESHIRE, 1977). A relação GM/AX seria próxima de 0,5 para materiais vegetais não decompostos e próxima de 2,0 em células microbianas (MURAYAMA, 1984; OADES, 1984). Considerando que os carboidratos no solo possuem origem quase exclusivamente vegetal e microbiana, a proporção GM/AX no solo pode variar de 0,5 a 2,0 em função da proporção de carboidratos de origem vegetal e carboidratos de origem microbiana.

Os resíduos vegetais são as fontes primárias para a formação da matéria orgânica e carboidratos no solo

Os tecidos vegetais representam o maior estoque de C entre os organismos terrestres. A composição desses tecidos determina seu padrão de decomposição no solo e a decorrente acúmulo de COS. Nesse processo, são considerados como fatores importantes, de acordo com KÖGEL-KNABNER (2002):

- (i) A quantidade de resíduos vegetais produzidos;
- (ii) A proporção de partes vegetais e sua distribuição (raízes e parte aéreas);
- (iii) A proporção relativa de diferentes tecidos vegetais;
- (iv) A composição bioquímica dos tecidos vegetais.

As plantas em geral possuem as mesmas classes bioquímicas de compostos orgânicos, tais como carboidratos, amidos, proteínas, lipídeos e fenóis, porém em proporções variáveis de acordo com as espécies, o que influencia o grau e a taxa de decomposição (KONONOVA, 1966; MARTENS, 2000b). As concentrações de C, N e

lignina têm sido frequentemente utilizadas para se medir a qualidade dos resíduos vegetais e prever sua taxa de decomposição (e.g., JAWSON & ELLIOTT, 1986; BERG, 2000). O uso da relação C/N como parâmetro para se medir a facilidade de decomposição de resíduos vegetais têm sido feita desde os anos de 1920 (BERTRAND et al., 2006). Sabe-se que a relação C/N normalmente influencia a taxa de decomposição dos períodos iniciais de decomposição dos tecidos vegetais (e.g., OADES, 1988). Outras pesquisas mostram que a decomposição inicial dos resíduos vegetais no solo é controlada pelas frações de C e N solúveis em água (TRINSOUTROT et al., 2000; ABIVEN et al., 2005). A decomposição de frações mais resistentes do material vegetal é normalmente determinada pelos teores de lignina no material vegetal (FOGEL & CROMACK JR., 1977) ou pela relação lignina/N (MELILLO et al., 1982; TIAN et al., 1992).

Grande parte do conhecimento sobre a degradabilidade de materiais vegetais no solo vem da pesquisa sobre digestibilidade de plantas forrageiras no rúmen (BERTRAND et al., 2006). Existem várias similaridades entre esses processos (CHESSON, 1997). Tanto no rúmen quanto no solo, processos microbianos e enzimáticos específicos estão envolvidos na quebra da estrutura do material vegetal (BERTRAND et al., 2006). A maior diferença, entretanto, é que, no solo, a decomposição ocorre, normalmente, em condições aeróbicas, enquanto, no rúmen, a digestão ocorre em condições de alta anaerobiose, implicando em diferentes decompositores (BERTRAND et al., 2006).

Várias pesquisas têm sido desenvolvidas para se conhecer os processos de degradação da fração mais resistente dos resíduos vegetais em fases mais avançadas de decomposição dos resíduos. A quantidade de C solúvel no tecido vegetal tem pouca influência na taxa de mineralização de substâncias mais resistentes à degradação, visto que essa fração é completamente exaurida no período inicial da decomposição (TRINSOUTROT et al., 2000; ABIVEN et al., 2005; BERTRAND et al., 2006). Vários fatores podem exercer um papel significativo na decomposição de frações de C mais resistentes, tais como a quantidade de lignina e o teor de polifenóis (e.g., TRINSOUTROT et al., 2000; JENSEN et al., 2005). A fração resistente à degradação de

resíduos vegetais corresponde essencialmente às paredes celulares envolvidas no transporte de substâncias e no suporte de tecidos e células (KÖGEL-KNABNER, 2002).

O conhecimento detalhado dos componentes bioquímicos das paredes celulares vegetais é de muito interesse no estudo do ciclo de C no solo envolvendo a decomposição das plantas, visto que as paredes celulares vegetais representam o maior estoque de C em plantas (SCHÄDEL, 2009). No estudo da transformação de C nos solos, normalmente se considera as concentrações de carboidratos estruturais presentes na fração celulose e hemicelulose (holocelulose), de lignina e de taninos (KÖGEL-KNABNER, 2002), os quais podem variar consideravelmente de acordo com as espécies vegetais (RAHN et al., 1999) e tecidos das plantas (BERTRAND et al., 2006). Tecidos parenquimáticos e lenhosos são os dois tipos de tecidos vegetais normalmente degradados no solo (KÖGEL-KNABNER, 2002). Células parenquimáticas são encontradas em tecido verdes vivos de folhas e no córtex de brotos e raízes finas e são compostas por paredes celulósicas, protoplasto rico em proteínas, e vacúolo (KÖGEL-KNABNER, 2002). Os carboidratos constituintes de paredes celulares vegetais são separadas em três frações:

Carboidratos pécticos: são extraídos em água quente, ácidos fracos, soluções salinas ou agentes quelantes. Carboidratos pécticos são polímeros compostos por monômeros de ácido galacturônico unidos a carboidratos neutros por ligações covalentes ou não covalentes (DEY & BRINSON, 1984).

Hemiceluloses: são definidas como carboidratos estruturais da parede celular vegetal, insolúveis em água, mas que podem ser extraídos e monomerizados com uso de soluções básicas ou ácidas (GIGER-REVERDIN, 1995). Hemiceluloses formam o segundo grupo mais abundante de carboidratos vegetais e pode apresentar de 10 a 30% da massa seca do tecido vegetal (SCHÄDEL et al., 2010). É uma fração de carboidratos estruturais altamente ramificados com cadeias laterais, constituindo a matriz da fração celulósica (CHESHIRE, 1979). Hemiceluloses são constituídas principalmente por pentoses e pequenas quantidades de hexoses, os quais se unem por ligações glicosídicas, mas com cadeias ramificadas com menor grau de polimerização que a celulose (ALEXANDER, 1977). As hemiceluloses podem ser

agrupadas de acordo com seus principais monossacarídeos presentes (e.g., xiloglucanos, xilanas, mananas e β -glucanos) (EBRINGEROVA et al., 2005). Xiloglucanos ocorrem em paredes celulares primárias e estão ligados às fibras de celulose por pontes de hidrogênio (PAULY et al., 1999). Arabinoxilanas são formadas por cadeias laterais curtas ligadas a uma cadeia principal de unidades de xilose (KÖGEL-KNABER, 2002). Leguminosas são caracterizadas por alta quantidade de arabinoxilanas ramificadas, mas com baixas quantidades de xilanas lineares (GUNNARSSON et al., 2008). Em termos de composição monomérica, hemiceluloses contêm principalmente xilose e arabinose, e pequenas quantidades de glicose, galactose e manose (ALEXANDER, 1977; SCHÄDEL, 2009; SCHÄDEL et al., 2010).

Celulose: fração de carboidratos remanescentes das duas extrações anteriores (Carboidratos pécticos e hemicelulose). É o biopolímero mais abundante conhecido, sendo o maior componente estrutural de paredes celulares vegetais (ALEXANDER, 1977). A proporção relativa de celulose/hemicelulose em materiais vegetais varia, normalmente, de 2:1 a 1:1 (HOCH, 2007). Alguns tecidos vegetais ricos em células primárias são compostas de 25 a 40% de sua massa seca por celulose (DEY & BRINSON, 1984). A celulose possui um papel estrutural nos tecidos vegetais. Aproximadamente 15% da molécula de celulose possui uma estrutura amorfa. As fibras de celulose constroem uma estrutura básica nas paredes celulares, estando intimamente associadas com hemiceluloses (KÖGEL-KNABNER, 2002). Celulose é um polímero linear de glucano, que consiste em unidades de glicose (>10000), unidas por ligações glicosídicas β -(1-4) (KÖGEL-KNABNER, 2002). O arranjo de grupos hidroxila nas cadeias celulósicas conduz à formação de pontes de hidrogênio, o que proporciona à celulose uma estrutura fibrilar com propriedades cristalinas (KÖGEL-KNABNER, 2002).

Nos tecidos vegetais, lamelas médias, as quais ligam células adjacentes, são compostas por pectina e, às vezes, por lignina, enquanto paredes celulares (secundárias e terciárias) consistem de celulose, hemicelulose e lignina (KÖGEL-KNABNER, 2002). As paredes celulares primárias são constituídas, quase inteiramente,

por carboidratos, representando cerca de 90% da estrutura da parede celular, mais 10% de proteínas (DEY & BRINSON, 1984).

A degradabilidade de carboidratos vegetais e seu acúmulo no solo são controlados por vários fatores

A decomposição dos carboidratos no solo começa pela hidrólise enzimática de ligações glicosídicas, resultando na despolimerização e formação de mono- e oligossacarídeos. Os processos de oxidação e transformação das moléculas ocorrem somente após a formação de monossacarídeos (KISS et al., 1978). A despolimerização de carboidratos do solo pode ocorrer tanto dentro quanto fora das células microbianas (KISS et al., 1978; CHESHIRE, 1979). No primeiro caso, carboidratos solúveis em água são assimilados nas células microbianas, onde podem ser atacadas por enzimas no citoplasma (endoenzimas) (KISS et al., 1978; CHESHIRE, 1979). No segundo caso, tanto os carboidratos solúveis em água quanto polissacarídeos insolúveis são atacados por enzimas exocelulares (exoenzimas) sintetizadas por microorganismos, começando pelo final não redutor da cadeia polissacarídea (KISS et al., 1978; CHESHIRE, 1979). Logo após, mono e oligossacarídeos liberados por difusão na solução do solo tornando-se disponíveis (CHESHIRE, 1979). A ordem de estabilidade à degradação enzimática dos carboidratos é: monossacarídeos < oligossacarídeos < amido < pectina < mananas < xilanas < celulose (MEHTA et al., 1960).

Após a despolimerização de polissacarídeos, os monossacarídeos liberados são quebrados em moléculas menores, tais como glicerealdeídos (trioses) e monossacarídeos fosfatados, os quais podem ser oxidados à CO₂ para produção de energia ou usados para ressíntese de tecidos microbianos (NELSON & COX, 2000). A parte ainda não decomposta do carboidrato permanece como resíduo no solo como constituinte da MOS (CHESHIRE et al., 1973; CHESHIRE, 1979). Na pesquisa sobre decomposição de carboidratos no solo, assim como de outras classes de substâncias orgânicas, é difícil se determinar, com exatidão, quanto do material adicionado inicialmente foi decomposto depois de um determinado período de incubação

(CHESHIRE, 1979). Isso é devido às similaridades de composição bioquímica de moléculas ressintetizadas por microorganismos no solo (CHESHIRE, 1979). Além disso, a adição de substrato pode estimular a decomposição de constituintes nativos da MOS, o que têm sido chamado, na literatura, de “efeito impulsionador” (do inglês *priming effect*) (e.g., FONTAINE et al., 2011).

Existem vários fatores ligados à degradabilidade de resíduos vegetais no solo, o que pode determinar sua acumulação no solo ou utilização por microorganismos. Em relação aos carboidratos, são apresentados, a seguir, alguns fatores relacionados à sua degradabilidade no solo:

Heterogeneidade das cadeias. Quanto mais diversificadas são as cadeias de polissacarídeos em termos de monossacarídeos presentes, mais difícil é sua degradação enzimática pela ação de microorganismos (CHESHIRE, 1979). Polissacarídeos de cadeias heterogêneas mais complexas possuem ligações glicosídicas que necessitariam de muitas polissacaridasas diferentes para obter sua completa hidrólise (KISS et al., 1978). Isso foi considerado, algumas vezes, como o principal fato da estabilidade de carboidratos no solo (e.g., MARTIN, 1971). Parte da hemicelulose pode ser mais resistente à degradação que a celulose devido à natureza ramificada e heterogênea em termos de tipos de monossacarídeos da primeira (ALEXANDER, 1977).

Substituição de radicais. Em algumas gramíneas, existe a substituição de radicais em polissacarídeos por grupos acetil (BACON et al., 1975), o que provavelmente contribui para a persistência de carboidratos vegetais no solo (CHESHIRE, 1979).

Associação com componentes celulares. Polissacarídeos quando isolados dos tecidos em que ocorrem são muito mais facilmente decompostos que quando presentes em sua estrutura original. Algumas pesquisas demonstraram que a decomposição/preservação de polissacarídeos em resíduos vegetais depende dos seus teores de N e lignina (LUEKEN et al., 1962; HERMAN et al., 1977).

Microorganismos são mais do que simples catalisadores da transformação de resíduos vegetais em MOS

Microorganismos, junto com as plantas, constituem a maior biomassa do planeta (WHITMAN et al., 1998). A biomassa de microorganismos no solo normalmente é muito maior que a de animais (SUBBA RAO, 1999). Sua contribuição no ciclo do C no solo não pode ser negligenciada em nenhum aspecto. Mesmo representando somente de 1% a 3% do COS (SPARLING, 1985) e ocupando bem menos que 1% do volume do solo (SCHMIDT et al., 2011), os microorganismos exercem a função de agentes principais na formação da MOS a partir da decomposição de materiais vegetais. Especificamente, a permanência de resíduos microbianos no solo contribui para a retenção e ciclagem do COS (AMELUNG, 2001; LIANG et al., 2007b). Uma grande proporção do C derivado de plantas passa pela biomassa microbiana antes de serem transformados em MOS (ANGERS et al., 1993a). Portanto, a determinação da abundância de microorganismos pela quantificação dos seus resíduos é essencial para se determinar o acúmulo de COS influenciado por plantas (LIANG et al., 2007a; LIANG et al., 2007b; LIANG et al., 2007c).

A maioria dos modelos de gênese de MOS superenfatiza os constituintes de origem vegetal e seus produtos de degradação como fontes de MOS (e.g., LIANG et al., 2011). Os microorganismos são muitas vezes considerados apenas como catalisadores da transformação de resíduos vegetais (MILTNER et al., 2011). Porém, após a morte da células microbianas, a necromassa é parcialmente convertida em MOS pelos microorganismos vivos (SIX et al., 2006). O papel dos resíduos celulares microbianos pode ser muito mais importante para a formação da MOS do que considerado anteriormente (MILTNER et al., 2011). Uma das observações que suportam tal hipótese é a de que a biomassa microbiana, apesar de ser um compartimento de C relativamente pequeno quando comparado ao total de COS, possui uma taxa de renovação muito mais rápida que a biomassa vegetal (KÄSTNER, 2000).

De acordo com MILTNER et al. (2011), os solos não são um “jardim” de microorganismos vivos como se pensava em décadas passadas, mas sim, um

“cemitério” de massa microbiana com alguns microorganismos vivos. Essa hipótese é suportada por observações utilizando técnica de ressonância nuclear magnética mostrando uma similaridade entre os espectros da biomassa microbiana e a da MOS (SIMPSON et al., 2006; SIMPSON et al., 2007). Além disso, vários estudos recentes envolvendo a quantificação de resíduos microbianos no solo suportam tal hipótese (e.g., KINDLER et al., 2006; LIANG & BALSER, 2011; LIANG et al., 2011). Essas observações, suportando o conceito de MILTNER et al. (2011), ilustram bem o novo papel dado aos microorganismos e seus resíduos na gênese da MOS. Esse conceito é um dos principais pontos divergentes da hipótese de que a MOS é constituída de novas moléculas formadas a partir de resíduos microbianos e vegetais por processos bióticos e abióticos. A Figura 7 ilustra, com um modelo conceitual, a formação da MOS considerando um papel mais importante dos microorganismos como fontes de constituintes.

A contribuição microbiana para o COS é diretamente determinada pela dinâmica de comunidades microbianas no solo e o balanço entre formação e degradação de produtos do metabolismo microbiano (SIX et al., 2006). Conseqüentemente, a contribuição microbiana para o estoque de COS é governada pelas interações entre a quantidade de biomassa microbiana, estrutura da comunidade microbiana, quantidade de produtos formados após a ação microbiana, e propriedades intrínsecas do solo (e.g., textura, mineralogia) (SIX et al., 2006). A presença de microagregados estáveis no solo, principalmente em SSD, parece ser uma condição favorável à formação de COS a partir de C microbiano no solo (SIMPSON et al., 2004).

Fungos e bactérias são os dois principais grupos de organismos envolvidos na transformação de materiais vegetais e acúmulo de MOS

Bactérias e fungos compõem geralmente mais que 90% da biomassa microbiana do solo, sendo responsáveis pela decomposição de materiais orgânicos no solo (SIX et al., 2006). Mesmo em comparação com os animais presentes no solo, bactérias e fungos possuem biomassa no solo normalmente superiores (SUBBA RAO, 1999).

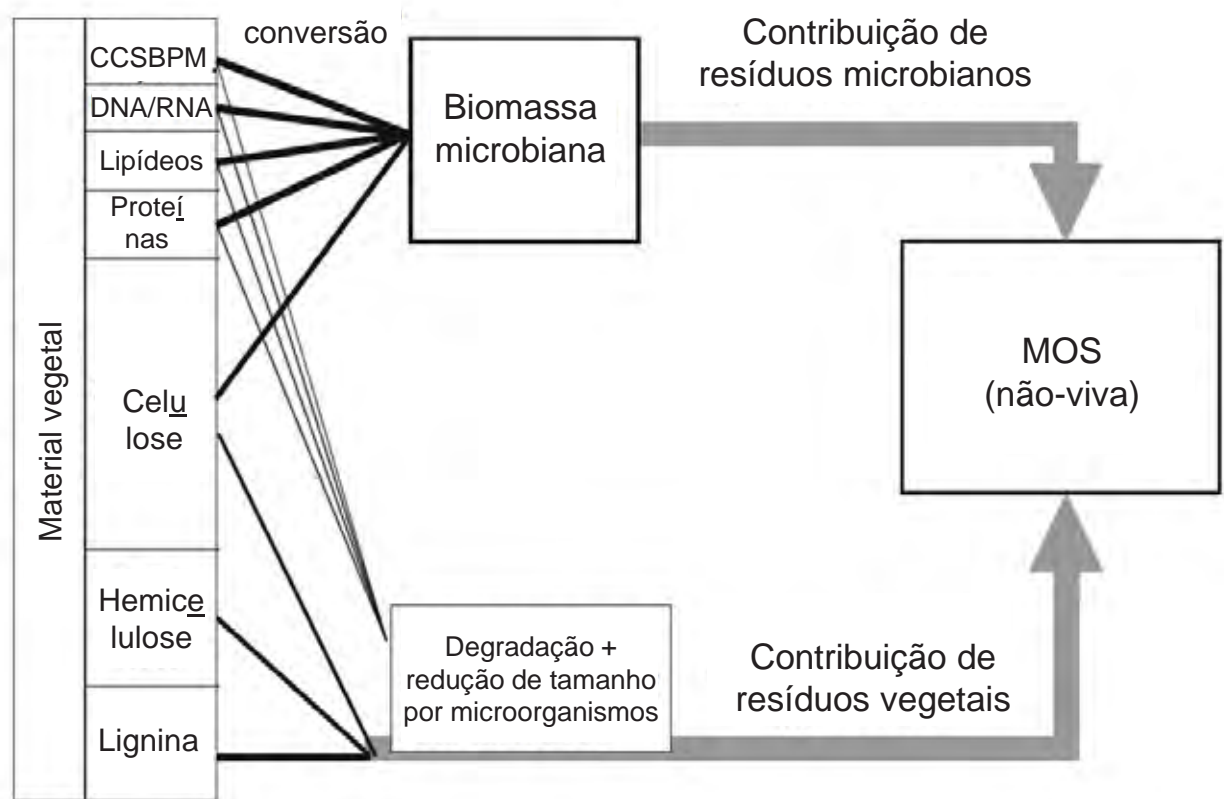


Figura 7. Esquema conceitual do fluxo de C durante a degradação de resíduos vegetais no solo (MILTNER et al., 2011). CCSBPM: compostos citosólicos de baixo peso molecular.

Os fungos exercem um papel principal na degradação da fração mais resistente de tecidos vegetais, como a lignina e a celulose. Essa habilidade dos fungos é atribuída à capacidade de extrair nutrientes na MOS já existente no solo para decompor substratos pobres em nutrientes (FREY et al., 2000; FREY et al., 2003; FONTAINE et al., 2011). Essa é a principal explicação do fenômeno no solo recentemente chamado de “efeito impulsionador” da decomposição da MOS causado pela adição de materiais vegetais ao solo (FONTAINE et al., 2007; FONTAINE et al., 2011). Dentre os constituintes mais resistentes decompostos por fungos destaca-se, por exemplo, a lignina, que é utilizada como substrato por basidiomicetos (SUBBA RAO, 1999).

Apesar de possuírem biomassa normalmente menos importante que a de fungos, as bactérias constituem o grupo mais numeroso de organismos no solo, variando de 10 a 100 milhões de células por grama de solo (SUBBA RAO, 1999). Bactérias também

são os organismos que respondem mais rapidamente a adição de materiais orgânicos no solo para assimilação de fração orgânica lábil no solo, como revelado pela dinâmica de enriquecimento de ^{15}N em biomarcadores de grupos microbianos no solo (HE et al., 2011).

Amino açúcares são marcadores da contribuição de fungos e bactérias como fonte de MOS

O tamanho reduzido e a dificuldade de isolamento de microorganismos dificultam o estudo do papel deles na alteração de propriedades do solo (COLEMAN & CROSSLEY, 1996). A análise de biomarcadores tem sido usada como parte da solução para o estudo da abundância tanto de microorganismos vivos quanto da necromassa microbiana no solo (CHANTIGNY et al., 1997; APPUHN & JOERGENSEN, 2006). Biomarcadores são constituintes orgânicos produzidos exclusivamente ou majoritariamente por um determinado grupo de organismos. Se alguns constituintes da MOS têm origem exclusivamente vegetal (e.g., celulose, lignina), outros produtos possuem origem exclusivamente ou predominantemente microbiana (KÖGEL-KNABNER, 2002), podendo ser usados como biomarcadores microbianos no solo. Os amino açúcares têm sido uma das principais classes de moléculas orgânicas no solo usado para indicar a contribuição da necromassa microbiana na constituição da MOS (GUGGENBERGER et al., 1999; AMELUNG, 2001). Tanto os microorganismos vivos quanto os mortos são fonte de amino açúcares no solo (CHANTIGNY et al., 1997). Entretanto, a necromassa microbiana contribui relativamente com quantidades muito maiores na quantidade total de amino açúcares no solo (GLASER et al., 2004).

Existem algumas razões que fazem da utilização de amino açúcares como biomarcadores de resíduos microbianos uma ferramenta muito útil para a medida da abundância de microorganismos no solo ao longo do tempo. Sabe-se que os amino açúcares:

- (i) fazem parte das paredes celulares de bactérias e fungos (AMELUNG et al., 2008);

- (ii) não são sintetizados por plantas em quantidades significativas (PARSONS, 1981; EVINER & CHAPIN III, 2002);
- (iii) são mais estáveis no solo comparados com a biomassa viva de microorganismos (CHANTIGNY et al., 1997);
- (iv) acumulam e estabilizam no solo após a morte das células (AMELUNG et al., 2008; LAUER et al., 2011).

Por causa disso, os amino açúcares são biomarcadores úteis no solo por períodos de tempo relativamente prolongados em comparação a outros parâmetros microbianos, como C da biomassa microbiana (CBM) e atividade microbiana medida por enzimas, emissão de CO₂ ou consumo de O₂. Isso é particularmente importante para se determinar o efeito de práticas de manejo em médios ou longos períodos de tempo, como rotações de culturas, na abundância de microorganismos no solo.

Apesar de existirem 26 amino açúcares identificados em microorganismos ou em produtos sintetizados por eles (SHARON, 1965), somente poucos deles têm sido encontrados no solo (AMELUNG et al., 2008). Os amino açúcares mais comuns que ocorrem nos solos são ácido murâmico (MurN), galactosamina, manosamina e glicosamina (GlcN) (ZELLES, 1988). Quitina, um polímero de N-acetil glicosamina encontrado em paredes celulares fúngicas, é uma fonte dominante de GlcN no solo (COELHO et al., 1997; AMELUNG, 2001). Além disso, polímeros de GlcN não acetilada formam a quitosana, a qual também pode ser um importante constituinte das paredes celulares fúngicas (PARSONS, 1981). A GlcN também constitui invertebrados no solo (WOLTERS, 2000). Entretanto, a presença de GlcN em invertebrados é de menor importância, devido à menor biomassa de invertebrados que contêm amino açúcares comparado com os microorganismos (GLASER et al., 2004). Logo, os fungos, os quais são os microorganismos dominantes em termos de biomassa no solo, representam a maior fonte de GlcN no solo. Dessa forma, a GlcN tem sido usada como um biomarcador da abundância de fungos no solo (e.g., APPUHN & JOERGENSEN, 2006). As bactérias contêm peptidoglicano nas suas paredes celulares (FOSTER, 1988). Este biopolímero, presente unicamente em procariotos, é constituído de N-acetil glicosamina derivada de glicose e MurN (GLASER et al., 2004). Portanto, considerando que MurN é

exclusivamente encontrado no peptidoglicano das paredes celulares procarióticas, este amino açúcar tem sido utilizado como biomarcador da biomassa de bactérias no solo (e.g., APPUHN & JOERGENSEN, 2006). A Figura 8 apresenta um esquema mostrando o uso de amino açúcares como biomarcadores da necromassa de fungos e bactérias no solo.

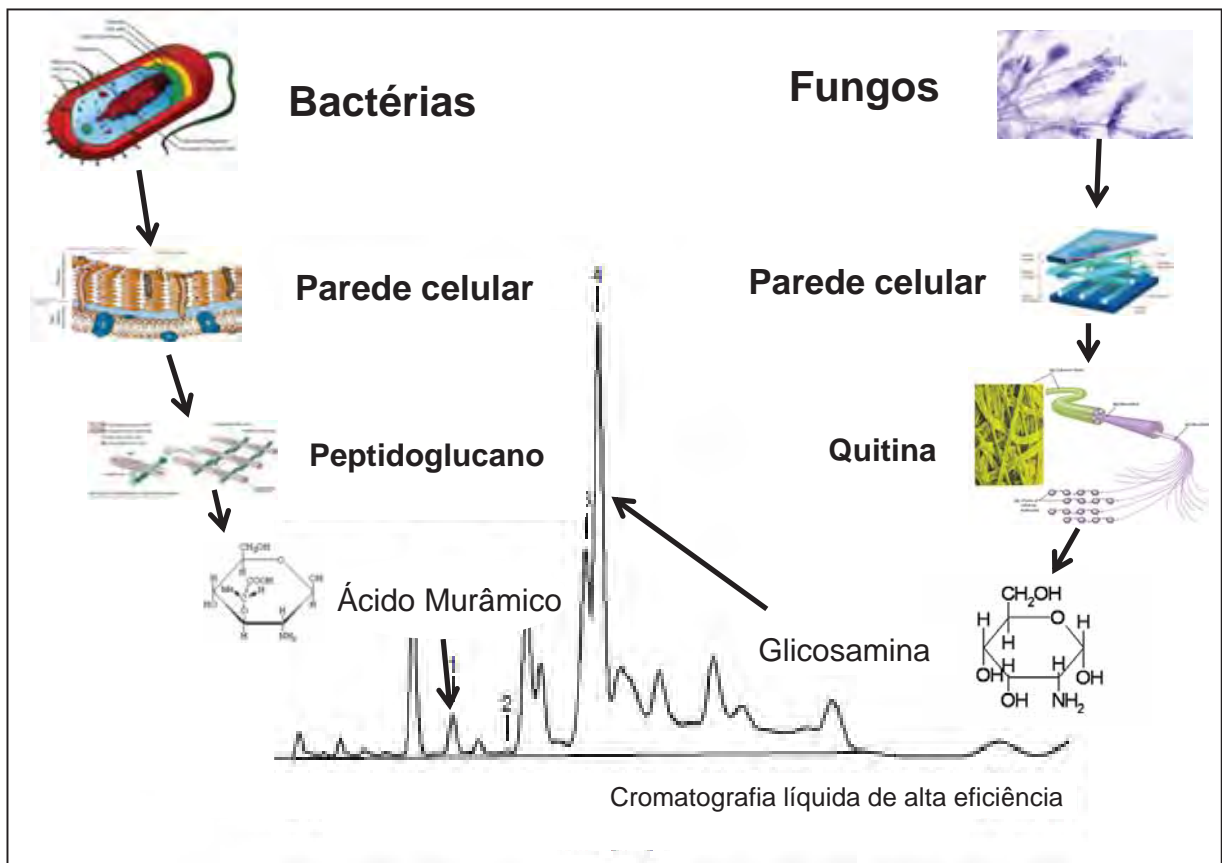


Figura 8. Esquema sobre o uso de amino açúcares como biomarcadores das necromassas fúngica e bacteriana.

Hipótese e objetivo geral da tese

A hipótese do presente trabalho é que plantas influenciam a estabilidade de agregados do solo por meio da influência na composição de carboidratos do solo e que a influência das plantas na agregação é diferente da influência de plantas no acúmulo de COS, que, por sua vez, está ligado ao acúmulo de resíduos microbianos no solo. O

presente trabalho teve como objetivo geral determinar como as plantas influenciam a estabilidade de agregados, a composição monomérica de carboidratos, o acúmulo de COS e de C microbiano de um Latossolo Vermelho. Nos Capítulos 2, e 3 são apresentados os resultados de um estudo de campo e, no Capítulo 4, são apresentados os resultados de um experimento de incubação. No Capítulo 5 é apresentado um modelo conceitual sobre o efeito das plantas no acúmulo de COS e a estabilidade de agregados, suportado pelos resultados do experimento de campo e de incubação.

CAPÍTULO 2 – ESTABILIDADE DE AGREGADOS E COMPOSIÇÃO DOS CARBOIDRATOS DE UM LATOSSOLO SUBMETIDO A DIFERENTES SEQUÊNCIAS DE CULTURAS EM SEMEADURA DIRETA

RESUMO – No sistema de semeadura direta (SSD), as plantas exercem um papel substancial no condicionamento físico do solo, visto que a mobilização do solo restringe-se à operação de semeadura. O estudo objetivou determinar o efeito de 28 sequências de culturas sobre a estabilidade de agregados do solo, teor de C orgânico do solo (COS) e composição de carboidratos neutros da camada superficial (0–0,05 m) de um Latossolo sob SSD. As sequências de culturas envolvendo milho (*Zea mays* L.) cultivado continuamente ou em rotação com soja (*Glycine max* (L.) Merrill) no verão proporcionaram maior diâmetro médio ponderado (DMP) de agregados estáveis que a rotação arroz/feijão/algodão. O cultivo de milheto (*Pennisetum glaucum* (L.) Leeke) e sorgo granífero (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) no inverno proporcionaram maior DMP que nabo forrageiro. As sequências de culturas contendo milho no verão proporcionaram os maiores teores de xilose do solo, assim como observado para o efeito das culturas de verão na estabilidade de agregado do solo. A menor proporção de carboidratos de origem microbiana em relação aos de origem vegetal foram observados com o cultivo mais frequente de milho no verão, e com milho, sorgo e milheto como culturas de inverno. Os resultados deste estudo sugerem que carboidratos vegetais atuam no efeito das culturas na manutenção da estrutura do solo sob SSD, provavelmente como resultado da ação de microorganismos decompositores de pentosana. Esse efeito foi independente de mudanças nos teores de COS do solo.

Palavras-chave: bioquímica de plantas, conservação do solo, culturas de cobertura, estrutura do solo, famílias de plantas

Introdução

OADES & WATERS (1991) propuseram um modelo de hierarquia de agregados no solo no qual as partículas primárias são cimentadas formando microagregados

(<250 μm), que, por sua vez, formam os macroagregados (agregados >250 μm), os quais são estabilizados pela matéria orgânica do solo (MOS). Esses autores constataram que esse modelo de hierarquia dos agregados foi válido para os Alfisols e Mollisols. Em um Latossolo, eles notaram que os efeitos da MOS como agente agregante foi minimizado pela presença de óxidos, impedindo a expressão da hierarquia de agregados causada por substâncias orgânicas. Entretanto, existem vários trabalhos que mostram que fatores relacionados à dinâmica de MOS podem exercer um papel determinante na estabilidade de agregados dos Latossolos (SILVA et al., 1998; SALTON et al., 2008). Plantas podem afetar a estabilidade dos agregados do solo direta e indiretamente por meio de (i) incorporação de C no solo (resíduos vegetais), (ii) atividade de raízes vivas, (iii) influência em organismos do solo (microorganismos e fauna), e (iv) influência na umidade do solo (ANGERS & CARON, 1998).

Carboidratos do solo têm sido identificados como importantes agentes agregantes de partículas do solo (e.g., CHENU, 1989) e estão, portanto, envolvidos em muitos mecanismos que determinam efeitos de plantas na estabilidade de agregados do solo. A exsudação direta de carboidratos pelas raízes favorece a estabilidade de agregados do solo (MOREL et al., 1991). Além disso, carboidratos do solo servem como fonte de energia para microorganismos, incluindo espécies filamentosas, como actinomicetos e fungos filamentosos (WAKSMAN & DIEHM, 1931). Por sua vez, esses microorganismos agem como agentes agregantes do solo (TISDALL, 1991; 1994; TISDALL et al., 1997).

Carboidratos presentes no solo podem ter origem vegetal ou microbiana, e a relativa proporção de cada tipo de carboidrato pode ser estimada por meio da determinação da composição de monossacarídeos, visto que plantas e microorganismos sintetizam carboidratos com composição distinta (OADES, 1984). Carboidratos contendo as hexoses, galactose e manose, são sintetizados predominantemente por microorganismos, enquanto as pentoses, arabinose e xilose, são sintetizadas predominantemente por plantas (OADES & WAGNER, 1971; CHESHIRE, 1979). A relação (galactose+manose)/(arabinose+xilose) (GM/AX) tem sido usada, portanto, para se estimar as contribuições relativas de carboidratos microbianos

e vegetais no solo (FELLER et al., 1991; CHANTIGNY et al., 2000; BERTRAND et al., 2009; RUMPEL et al., 2010).

As quantidades de carboidratos produzidos pelas plantas pode afetar o balanço final de carboidratos no solo. Os principais constituintes de carboidratos estruturais das paredes celulares (hemicelulose e celulose) e o nível de ramificação da cadeia principal dos carboidratos dependem da espécie vegetal (PAULY et al., 1999; EBRINGEROVA et al., 2005; WAKABAYASHI et al., 2009). Hemicelulose, produzida por dicotiledôneas, é composta principalmente por xiloglicano (PAULY et al., 1999), ao passo que a hemicelulose de monocotiledôneas é composta principalmente por arabinoxilana e β -glicanos (WAKABAYASHI et al., 2009). Tais diferenças na composição de carboidratos de paredes celulares vegetais influenciam a degradação dos carboidratos (MORTIMER et al., 2010). Por isso, a composição de carboidratos, junto com outros constituintes de tecidos vegetais, tais como lignina e relação C/N (e.g., TIAN et al., 1995; KUO et al., 1997), podem influenciar os teores e composição de carboidratos do solo e possíveis propriedades relacionadas, tal como a estabilidade de agregados do solo.

O presente estudo foi desenvolvido com o objetivo de determinar como as espécies vegetais em diferentes sequências de culturas afetam a composição de carboidratos do solo e a estabilidade de agregados de um Latossolo sob SSD.

Materiais e Métodos

O experimento de campo foi estabelecido em 2002, no município de Jaboticabal, SP, Brasil (21°14'S, 48°17'O e altitude de 550 m), sendo no presente estudo considerou-se um período de sete anos de experimento (2002 a 2009). No presente estudo Climatologicamente a área pertence à zona tropical/megatérmica ou Aw, segundo a classificação de Köppen (clima tropical com inverno seco e média de temperatura do mês mais frio maior que 18°C). A precipitação media anual (1971-2011) é 1429 mm, com concentração no período de outubro a março e relativa estação seca no período de abril a setembro.

O solo da área experimental é classificado como um Latossolo Vermelho, de acordo com os critérios do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006). Na camada de 0–0,2 m, o teor de argila, silte e areia foram de 556, 63 e 381 g kg⁻¹, respectivamente, determinado pelo método da pipeta (GEE & BAUDER, 1986). Outras características mineralógicas são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Mineralogia do horizonte A (0–0,21 m) do Latossolo Vermelho utilizado no experimento. Adaptado de Centurion (1998).

Atributo	Teor (%)
Fração argila	
Fe total	12,2
Fe extraível em ditionita	11,9
Fe extraível em oxalato	0,24
Caulinita	82,6
Gibbsita	12,4
Solo	
SiO ₂ (H ₂ SO ₄ 1:1)	15,0
Al ₂ O ₃ (H ₂ SO ₄ 1:1)	13,5
Fe ₂ O ₃ (H ₂ SO ₄ 1:1)	5,4
Cor (Sistema de Münsell)	2,5 YR 3/4

O experimento foi conduzido em delineamento em faixas. Os tratamentos foram compostos por sequências de culturas de verão e inverno. As diferentes sequências de culturas de verão, com semeadura em outubro/novembro, foram: monocultivo de milho (*Zea mays* L.), (ii) monocultivo de soja (*Glycine max* (L.) Merr.), (iii) rotação soja/milho e (iv) rotação arroz (*Oryza sativa* L.)/feijão (*Phaseolus vulgaris* L.)/algodão (*Gossypium hirsutum* L.). As culturas de inverno, com semeadura em fevereiro-março e repetidas todo ano nas mesmas parcelas, foram: (i) milho, (ii) girassol (*Helianthus annuus* L.), (iii) nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.), (iv) milheto (*Pennisetum glaucum* (L.) Leeke), (v) guandu (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.), (vi) sorgo granífero (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) e

(vii) crotalária (*Crotalaria juncea* L.). Três repetições (blocos) foram utilizadas. Cada parcela media 40 m de comprimento por 15 m de largura.

A massa seca de raízes e da parte aérea das culturas foi determinadas em cada parcela, quando as culturas de verão e inverno atingiram o pleno florescimento no ano agrícola 2008–2009, que correspondeu ao último ano antes da amostragem do solo para esse estudo. Durante esse ano agrícola, soja foi a cultura cultivada na rotação soja/milho e feijão foi a cultura cultivada na rotação arroz/feijão/algodão. Partes aéreas de plantas foram obtidas ao acaso em cinco áreas de 0,9 m² (0,9 m × 1,0 m) em cada parcela. Posteriormente, os materiais vegetais foram misturados para produzir uma amostra composta para cada parcela e lavados no laboratório. Raízes de plantas até a profundidade de 0,1 m foram obtidas nas mesmas áreas de 0,9 m². As raízes foram coletadas com auxílio de uma pá reta. Para reduzir a quantidade de solo transportada para o laboratório, uma seleção inicial foi feita para descartar torrões claramente não contendo raízes. No laboratório, as raízes foram lavadas cuidadosamente sobre peneira com abertura fina de malha, conforme descrição de REID & GOSS (1981) e, então, misturadas para se produzir uma amostra composta representativa de cada parcela. Logo em seguida, o material de raízes e partes aéreas foi colocado em estufa ajustada a 60°C para secar até atingir massa constante. Posteriormente, esse material vegetal foi pesado para se calcular a biomassa por hectare e, em seguida, foi moído (<1,0 mm) para posterior caracterização bioquímica.

Para a caracterização da composição dos tecidos vegetais, análises em duplicata dos teores de C, N, lignina e carboidratos foram feitas para parte aérea e raízes de cada espécie de planta. Uma amostra representativa de cada espécie de planta (soja, milho, feijão, milheto, sorgo granífero, guandu, crotalária, girassol e nabo forrageiro) consistiu de materiais vegetais obtidos em cada parcela durante a determinação de biomassa de raízes e partes aéreas das culturas. Partes aéreas de arroz amostradas no ano agrícola 2007/2008 nas parcelas da rotação arroz/feijão/algodão também foram incluídas nas análises.

Os teores de C e N no material vegetal (parte aérea e raízes) foram determinados por combustão a seco usando um analisador elementar (LECO TruSpec

CN, Leco Corp., St. Joseph, MI, EUA). O teor de lignina foi determinado seguindo os procedimentos de VAN SOEST (1963). O teor de compostos tipo lignina foram estimados como a massa final da fração não extraível em H_2SO_4 concentrado.

Para se determinar a composição dos carboidratos no material vegetal (parte aérea e raízes), uma digestão em duas etapas foi utilizada, seguindo-se a metodologia de MARTENS & LOEFFELMANN (2002). Na primeira etapa, monossacarídeos da fração hemicelulose foram extraídos. Para isso, 20 mg de material foram pesados e transferidos para tubos de centrifuga de 50 mL. Depois disso, 800 μL de H_2SO_4 6 mol L^{-1} foram adicionados. Após uma hora, o conteúdo foi diluído com água deionizada a 1 mol L^{-1} de H_2SO_4 e então autoclavado (121 °C, 104 kPa) por 30 minutos. Depois de uma centrifugação a 13000 $\times g$ por 10 minutos e coleta do sobrenadante, o resíduo foi lavado com alíquotas de 1 mL de água destilada e centrifugado entre cada lavagem. Os três sobrenadantes foram misturados e diluídos para análise da fração hemicelulósica. Na segunda etapa, a amostra remanescente da etapa anterior foi seca (60°C) durante uma noite. Após isso, 300 mL de H_2SO_4 18 mol L^{-1} foram adicionados para a solubilização da celulose durante 30 minutos. As amostras foram então diluídas a 1,5 mol L^{-1} de H_2SO_4 com 3,6 mL de água destilada e autoclavadas por 30 minutos para a hidrólise da celulose. Assim como foi feito para hemicelulose, a suspensão foi centrifugada e o sobrenadante coletado. O resíduo foi lavado e centrifugado 2 vezes e os sobrenadantes misturados e diluídos para análise de celulose. Ambos os extratos foram congelados a -20°C para posterior separação cromatográfica de monossacarídeos.

A amostragem do solo ocorreu após o final do sétimo ano do experimento, em 4 de setembro de 2009, após o ciclo das culturas de inverno e antes da semeadura das culturas de verão do próximo ano agrícola (2009/2010). Os períodos transcorridos entre o manejo/colheita das culturas de inverno e a data de amostragem do solo estão apresentados na Tabela 2. Uma amostragem ao acaso (20 sub-amostras) foi feita em cada parcela na camada de solo de 0 a 0,05 m para constituição de uma amostra composta de solo.

Tabela 2. Período entre a data de manejo ou colheita das culturas de inverno e amostragem do solo.

Culturas de inverno	Operação	Período (semanas)
Milho	colheita	2
Milheto	manejo	15
Sorgo granífero	colheita	2
Guandu	manejo	7
Crotalária	manejo	13
Girassol	colheita	2
Nabo forrageiro	manejo	17

A distribuição de agregados por classe de tamanhos, a partir do solo seco passado em peneira de 6,3 mm sem a seleção de uma faixa de agregados, foi medida por peneiramento úmido, seguindo-se o método de ANGERS et al. (2008), com imersão direta (sem pré-umedecimento) do solo na água. Para a análise, uma fração da amostra composta obtida em cada parcela foi cuidadosamente quebrada e passada através de peneira com abertura de malha de 6,3 mm, na mesma umidade em que o solo foi obtido no campo. Logo após, o solo foi submetido à secagem ao ar por 48 h. Um par de peneiras com aberturas de 1,0 e 0,25 mm foi completamente imerso em água em aparelho similar ao descrito por BOURGET & KEMP (1957). Uma alíquota de 40 g de solo seco ao ar foi então espalhada cuidadosamente sobre a peneira superior no ponto mais baixo de oscilação do aparelho. O peneiramento úmido ocorreu com oscilação vertical por 10 minutos, com 29 ciclos/minuto e com amplitude de oscilação de 37 mm. Os agregados retidos em cada peneira após o peneiramento úmido foram transferidos para erlenmeyers e colocados em estufa a 105°C por 24 h e, depois, pesados. Uma alíquota de 10 g de cada amostra de solo foi colocada em estufa junto com os agregados para posterior correção de umidade. A fração que passou pela peneira com 0,25 mm de abertura durante o peneiramento úmido foi estimada por subtração. Considerando que partícula primária não deve ser considerada como agregado (KEMPER & ROSENAU, 1986), a quantidade de partículas primárias com diâmetro maior que o limite inferior de cada classe de tamanho de agregados foi determinada.

Para isso, o solo seco nos erlenmeyers foi disperso com adição de 50 mL de solução de hexametáfosfato de sódio a 0,5% (massa/volume) e agitação horizontal por 45 minutos. Logo após, a suspensão foi passada através das mesmas peneiras que retiveram os agregados durante o peneiramento úmido. As partículas primárias retidas sobre as peneiras foram coletadas dentro de erlenmeyers, colocados em estufa a 105 por 24 h e pesados.

Com os dados de massa de agregados retidos em cada peneira, umidade das amostras e massa de partículas primárias, foi calculada a proporção de agregados estáveis para cada classe de tamanho em relação à massa inicial da amostra. Assim, o DMP dos agregados estáveis foi calculado da seguinte forma

$$\text{DMP} = \frac{\sum_{i=1}^3 (x_i \cdot w_i)}{\sum_{i=1}^3 w_i}$$

onde w_i é a massa de agregados na i -ésima classe de tamanho com diâmetro médio x_i .

O teor de C do solo foi determinado por combustão a seco (LECO TruSpec CN, Leco Corp., St. Joseph, MI, EUA) em amostras de solo moídas (<0.15 mm). Em ausência de carbonatos, o total de C no solo foi considerado como o teor de COS.

A extração dos carboidratos do solo foi feita com uso de ácido forte, o que representa o teor de carboidratos totais do solo (LOWE, 1993). Para determinação da composição de carboidratos neutros, utilizou-se o método descrito por CHANTIGNY & ANGERS (2008). Especificamente, 2 g de solo seco ao ar, finamente moído (<0.15 mm) foram pesados dentro de tubos de centrifuga de 50 mL. Logo após, 8 mL de H₂SO₄ 12 mol L⁻¹ foram adicionados. Solo e ácido foram cuidadosamente misturados com auxílio de um bastão de vidro para se assegurar completo molhamento com ácido. O tubo foi deixado em repouso por 2 h e, após esse tempo, o conteúdo foi transferido para frascos de polipropileno com uso de 184 mL de água deionizada para se atingir a concentração de 0,5 mol L⁻¹ de H₂SO₄. As garrafas foram fechadas e colocadas em

estufa a 85°C por 24 h. Após esse período, o conteúdo foi agitado em um vortex e deixado esfriar. Depois disso, as garrafas foram centrifugadas a 16.000 × g por 10 min. Uma alíquota de 15 mL do sobrenadante foi transferida para frascos de plástico, os quais foram armazenados a -20°C para análises subsequentes.

Os carboidratos de solo e planta foram analisados por meio de cromatografia líquida de troca de ânions, de acordo com a metodologia de MARTENS & LOEFFELMANN (2002) e CHANTIGNY & ANGERS (2008). Para a purificação dos carboidratos, 5 mL do sobrenadante foram transferidos para um béquer de 50 mL. Um aumento do pH da solução (6,5 a 7,0) foi feito com adição lenta de solução de NaOH 0,5 mol L⁻¹. O volume usado foi anotado para o cálculo final da diluição do teor de carboidratos. A solução neutralizada foi filtrada utilizando-se papel de filtro Whatman® n° 42. Desse filtrado, aproximadamente 2,5 mL foram passados através de uma resina de fase sólida para a troca de cátions. A solução purificada de cátions foi coletada em tubos Eppendorf® de polipropileno e, após, passadas através de resina de fase sólida para a troca de ânions.

Os monossacarídeos presentes nas soluções purificadas de hemicelulose ou celulose foram quantificados por meio de cromatografia líquida de troca iônica com detecção amperométrica pulsada (cromatógrafo modelo DX-500, Dionex, Sunnyvale, CA, EUA). O cromatógrafo é equipado com uma pré-coluna CarboPac-PA1 (4 × 50 mm) em série com uma coluna analítica (4 × 250 mm) e injetores de 10 a 50 µL. Como eluentes foram utilizadas soluções de NaOH 20 mmol L⁻¹ (fluxo: 0,8 mL min⁻¹) para a análise de monossacarídeos e 500 mmol L⁻¹ e NaOH 20 mmol L⁻¹ (fluxo: 1,0 mL min⁻¹) para o condicionamento da coluna. Monossacarídeos foram identificados de acordo com seus tempos de retenção e coeluição com soluções padrões (MARTENS & LOEFFELMANN, 2002). Amostras em branco (sem carboidratos) foram incluídas durante os processos de extração e purificação para a correção de pequenas quantidades de arabinose, xilose e glicose produzidas pelos filtros de papel.

Uma estimativa das quantidades produzidas de pentoses vegetais (arabinose e xylose), que são os principais monossacarídeos que servem de marcadores da origem vegetal em carboidratos do solo (CHESHIRE, 1979; OADES, 1984), foi feita para o ano

agrícola que precedeu à amostragem do solo. Para se obter essa estimativa, o teor de pentoses em materiais vegetais foram multiplicados pelos valores de biomassa das culturas de verão e inverno de cada parcela.

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) pelo teste F e as médias comparadas pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Resultados e Discussão

As espécies de plantas apresentaram considerável variação na composição de carboidratos (Tabela 3). A glicose foi o monossacarídeo mais abundante encontrado em todas as espécies de plantas, mas sua concentração variou acentuadamente entre as espécies. Os maiores teores de glicose foram encontrados em raízes e partes aéreas de monocotiledôneas (milho, milheto, sorgo granífero e arroz) e crotalária, sugerindo maiores teores de celulose em seus tecidos comparativamente as outras espécies (guandu, soja, feijão, girassol e nabo forrageiro). Xilose foi o segundo monossacarídeo mais abundante nas plantas (Tabela 3) e seu teor foi maior em partes aéreas de monocotiledôneas (64 a 96 g kg⁻¹) que em dicotiledôneas (28 a 59 g kg⁻¹). No geral, o teor de xilose de raízes foi maior que o das partes aéreas e variou de 48 g kg⁻¹ (feijão) a 120 g kg⁻¹ (milheto). O terceiro monossacarídeo mais abundante em partes aéreas e raízes foi a arabinose em monocotiledôneas (milho, milheto, sorgo granífero e arroz) e crotalária, manose em guandu, e galactose em soja, feijão, girassol e nabo forrageiro. Fucose foi o monossacarídeo menos abundante encontrado nas plantas, considerando que ele não foi detectado em partes aéreas e raízes de monocotiledôneas e apresentou teores inexpressivos em dicotiledôneas (soja, feijão, guandu, crotalária, girassol e nabo forrageiro). Teores também muito baixos de ramnose foram detectados em partes aéreas de raízes de monocotiledôneas (1 a 2 g kg⁻¹) e de dicotiledôneas (3 a 7 g kg⁻¹).

A diferença nos teores de monossacarídeos das diferentes espécies de plantas é devida à composição intrínseca de cada grupo de planta. Xiloglicano é o constituinte mais abundante encontrado na fração hemicelulósica de dicotiledôneas (PAULY et al., 1999), enquanto monocotiledôneas possuem expressivos teores de arabinoxilana e β -glicanos e baixos teores de xyloglicano (WAKABAYASHI et al., 2009). O xiloglicano é formado por uma cadeia principal de glicopiranosil com ligações β -1,4 ramificado

Tabela 3. Teores de monossacarídeos, C total, N total, lignina e relações C/N e lignina/N das plantas utilizadas no presente estudo.

Planta ^a	g kg ⁻¹ massa seca de plantas										C/N	Lig/N
	Fuc ^b	Ram	Ara	Gal	Man	Xil	Gli ^c	C total	N total	Lig		
Parte aérea ^d												
Milho	nd ^e	nd	22 (5)	5 (2)	6 (5)	87 (11)	228 (17)	459 (1)	12 (0)	158 (5)	39 (1)	13,4
Milheto	nd	2 (1)	23 (0)	7 (1)	9 (4)	96 (15)	215 (10)	455 (0)	13 (1)	77 (17)	34 (1)	5,8
Sorgo granífero	nd	1 (0)	11 (5)	3 (3)	8 (3)	88 (6)	176 (5)	468 (2)	13 (1)	60 (10)	35 (3)	4,5
Arroz	nd	nd	11 (1)	8 (4)	5 (3)	64 (5)	191 (12)	435 (0)	23 (1)	65 (15)	19 (1)	2,8
Guandu	1 (1)	6 (2)	8 (1)	18 (0)	22 (0)	43 (4)	147 (17)	491 (0)	27 (0)	144 (14)	18 (0)	5,3
Crotalária	nd	5 (1)	26 (6)	9 (9)	21 (3)	59 (9)	206 (5)	469 (1)	16 (0)	32 (2)	30 (0)	2,0
Soja	2 (0)	7 (1)	4 (1)	7 (2)	11 (4)	42 (9)	161 (4)	453 (2)	27 (0)	146 (7)	17 (0)	5,3
Feijão	2 (0)	6 (1)	7 (4)	18 (3)	10 (1)	45 (6)	115 (10)	437 (2)	34 (0)	115 (5)	13 (0)	3,3
Girassol	1 (1)	5 (1)	4 (1)	7 (7)	9 (3)	28 (5)	137 (32)	431 (0)	24 (0)	50 (10)	18 (0)	2,1
Nabo forrageiro	1 (0)	5 (0)	4 (1)	9 (3)	11 (5)	47 (10)	149 (8)	445 (1)	21 (1)	55 (5)	21 (1)	2,6
Raízes (camada de 0-0,1 m)												
Milho	nd	1 (1)	14 (13)	6 (6)	3 (1)	100 (14)	218 (13)	459 (3)	7,4 (0,4)	203 (8)	62 (2)	27,4
Milheto	nd	0 (0)	26 (16)	5 (5)	10 (6)	120 (15)	218 (15)	461 (7)	9,7 (0,7)	122 (22)	47 (5)	12,5
Sorgo granífero	nd	2 (1)	12 (9)	4 (4)	12 (7)	85 (2)	205 (17)	461 (2)	7,7 (0,2)	101 (11)	60 (2)	13,2
Arroz	1 (1)	4 (0)	11 (1)	6 (6)	3 (3)	74 (10)	325 (23)	468 (1)	8,4 (0,3)	123 (3)	56 (2)	14,6
Guandu	nd	3 (1)	4 (0)	5 (5)	13 (4)	91 (7)	249 (20)	474 (2)	7,2 (0,3)	40 (10)	66 (3)	5,5
Crotalária	1 (1)	4 (1)	6 (6)	4 (4)	11 (2)	79 (6)	243 (21)	477 (1)	9,1 (0,3)	113 (4)	52 (1)	12,4
Soja	1 (0)	4 (1)	10 (5)	7 (6)	4 (1)	48 (1)	205 (18)	454 (1)	15,4 (0,5)	180 (15)	29 (1)	11,7
Feijão	1 (1)	5 (1)	4 (2)	4 (4)	13 (7)	61 (11)	188 (13)	459 (0)	5,6 (0,2)	144 (3)	82 (3)	25,7
Girassol	nd	4 (1)	4 (0)	5 (5)	14 (8)	71 (9)	190 (5)	448 (3)	9,1 (0,4)	38 (12)	49 (3)	4,2

^a Todos os parâmetros foram determinados para cada tipo de planta em uma amostra representativa de material vegetal de todas as parcelas cultivadas com o mesmo tipo de planta no último ano agrícola (verão e inverno) antes da amostragem de solo. ^b Fuc: fucose; Ram: ramnose; Ara: arabinose; Gal: galactose; Man: manose; Xil: xilose; Lig: lignina. ^c Glicose é a soma das concentrações encontradas nas frações celulose e hemicelulose. ^d O valor entre parênteses é o erro da média ($n=2$). ^e nd: não detectado.

com resíduos α -xilosil, os quais podem ser substituídos para formar cadeias laterais contendo resíduos de galactosil, fucosil, e/ou arabinosil (PAULY et al., 1999). Dessa forma, a constituição da cadeia principal dos carboidratos, assim como os níveis de substituições em cadeias laterais são, provavelmente, as causas da diferença nos teores de monossacarídeos verificada entre as espécies de plantas.

Os maiores teores de lignina foram encontrados em partes aéreas e raízes de milho (Tabela 3). Milho, milheto e sorgo granífero foram as espécies que apresentaram os menores teores de N na parte aérea e, conseqüentemente, as maiores relações C/N. As raízes não apresentaram o mesmo padrão de variação de N da parte aérea. A maior diferença no teor de N entre parte aérea e raízes foi observado em feijão, o qual apresentou o maior teor de N e menor relação C/N na parte aérea, enquanto suas raízes apresentaram os menores teores de N e maior relação C/N. Outro fator que claramente diferenciou espécies de plantas foi a relação lignina/N (Tabela 3), a qual controla a degradabilidade de materiais vegetais durante sua decomposição (KUO et al., 1997). A alta relação lignina/N do milho (13,4) sugere menor degradabilidade do milho que as demais plantas estudadas.

A análise estatística permitiu observar quantidades totais de biomassa da parte aérea – isto é, a soma da biomassa de parte aérea da cultura de inverno e da cultura de verão, em uma mesma parcela, no último ano antes da amostragem do solo – variou dependendo de quais culturas compuseram as seqüências (interação significativa, Tabela 4). Em geral, o total de biomassa da parte aérea encontrada em parcelas sob monocultivo de soja, rotação milho/soja e monocultivo de milho não foram significativamente diferentes (Tabela 5). De uma maneira geral, a menor biomassa da parte aérea e raízes foi encontrada em parcelas sob rotação arroz/feijão/algodão (Tabela 5). Dentre as culturas de inverno, a biomassa total de raízes foi 36% maior em parcelas sob cultivo de nabo forrageiro que em parcelas sob cultivo de sorgo (Tabela 5), com valores intermediários para as demais culturas de inverno.

Após sete anos em SSD, a estabilidade de agregados do solo foi influenciada, significativamente, tanto por culturas de verão quanto por culturas de inverno, sem interação desses dois fatores (Tabela 4). Dentre as seqüências de culturas de verão,

aquelas contendo milho (monocultivo de milho e rotação milho/soja) resultaram no maior DMP e a rotação arroz/feijão/algodão no menor (Figura 1). Esse resultado é consistente com o obtido por MARTINS et al. (2009) na mesma área em ano anterior, mas utilizando um método diferente de análise de estabilidade de agregados do solo. Além disso, o uso de milho como cultura de inverno não resultou em maior estabilidade de agregados comparado com as outras culturas de inverno.

Tabela 4. Resumo da análise de variância para os efeitos do tipo de cultura na estabilidade de agregados do solo, C orgânico do solo, carboidratos do solo e biomassa vegetal produzida por área.

Parâmetro	Cultura de verão (V)		Cultura de inverno (I)		Interação VxI	Média
	Teste F	CV (%)	Teste F	CV (%)	Teste F	
Fitomassa vegetal ^a						
Parte aérea	36,02**	14	7,27**	14	1,94*	1,27 kg m ⁻²
Raízes	31,08**	20	3,51*	22	1,60 ^{ns}	0,13 kg hm ⁻²
DMP ^b	10,11*	18	4,12*	16	1,60 ^{ns}	1,55 mm
COS	0,06 ^{ns}	12	3,53*	10	1,55 ^{ns}	17,7 g kg ⁻¹
Carboidratos neutros do solo						
Fucose	4,21 ^{ns}	23	0,77 ^{ns}	20	0,92 ^{ns}	121 mg kg ⁻¹
Ramnose	5,48*	21	0,66 ^{ns}	20	0,91 ^{ns}	243 mg kg ⁻¹
Arabinose	6,85*	22	0,56 ^{ns}	22	0,91 ^{ns}	588 mg kg ⁻¹
Galactose	6,43*	21	0,56 ^{ns}	21	0,97 ^{ns}	649 mg kg ⁻¹
Glicose	12,80**	18	0,57 ^{ns}	24	1,05 ^{ns}	1,32 g kg ⁻¹
Manose	6,08*	22	0,60 ^{ns}	19	0,93 ^{ns}	510 mg kg ⁻¹
Xilose	31,85**	15	1,75 ^{ns}	23	1,33 ^{ns}	595 mg kg ⁻¹
Total	9,56*	19	0,66 ^{ns}	22	1,04 ^{ns}	4,0 g kg ⁻¹
GM/AX	33,33**	5	9,73**	4	0,90 ^{ns}	0,99

^a A fitomassa é a soma da massa seca acumulada por cultura de verão e inverno até o período de pleno florescimento, no último ano agrícola antes da amostragem de solo. ^b DMP: diâmetro médio ponderado; COS: C orgânico total do solo; GM/AX: relação (galactose + manose)/(arabinose + xylose). ^{ns}: não significativo a 5%. * Significativo a 5%. ** Significativo a 1%.

Tabela 5. Fitomassa anual produzida por área em diferentes sequências de culturas de verão e inverno.

Culturas de inverno	Rotação soja/milho	Rotação arroz/ feijão/algodão	Monocultivo de milho	Monocultivo de soja	Média
Parte aérea ^a					
Milho	1,44 aAB	1,03 abB	1,38 aAB	1,69 aA	1,38
Milheto	1,71 aA	1,03 abB	1,23 aB	1,78 aA	1,44
Sorgo granífero	1,29 aA	1,39 aA	1,35 aA	1,59 aA	1,41
Guandu	1,51 aA	0,86 bB	1,19 aAB	1,11 bAB	1,17
Crotalária	1,43 aA	0,80 bB	1,17 aAB	1,36 abA	1,19
Girassol	1,40 aA	1,01 bA	1,33 aA	1,16 bA	1,23
Nabo forrageiro	1,40 aA	0,61 bB	1,06 aAB	1,27 abA	1,09
Média	1,46	0,96	1,25	1,42	
Raízes (camada de 0-0,1 m)					
Milho	0,17	0,09	0,10	0,13	0,12 ab
Milheto	0,14	0,10	0,14	0,16	0,13 ab
Sorgo granífero	0,13	0,07	0,09	0,14	0,11 b
Guandu	0,19	0,09	0,15	0,14	0,14 ab
Crotalária	0,15	0,07	0,12	0,13	0,12 ab
Girassol	0,16	0,10	0,13	0,14	0,13 ab
Nabo forrageiro	0,18	0,09	0,16	0,19	0,15 a
Média	0,16 A	0,09 C	0,13 B	0,15 AB	

^a A massa seca de plantas é a soma da massa seca acumulada por culturas de verão e inverno até o período de pleno florescimento, no último ano agrícola, antes da amostragem de solo. Valores seguidos por diferentes letras maiúsculas para sequências de culturas de verão (linha) e letras minúsculas para culturas de inverno (colunas) representam diferenças significativas baseando-se no teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Em relação às culturas de inverno, o milheto e o sorgo proporcionaram o maior DMP e o nabo forrageiro o menor, com valores intermediários para milho, guandu, crotalária e girassol (Figura 1). De forma geral, os resultados demonstram que o cultivo mais frequente de monocotiledôneas geralmente resultou na maior estabilidade de agregados do solo comparado com o uso frequente de dicotiledôneas. Este resultado está de acordo com outros de vários estudos desenvolvidos sob condições tanto tropicais quanto temperadas, incluindo alguns Latossolos no Brasil (SILVA et al., 1998; WENDLING et al., 2005; ANDRADE et al., 2009), um Ultisol na Nigéria (OBI, 1999; OBALUM & OBI, 2010) e um Molisoll nos Estados Unidos (MARTENS, 2000a; b).

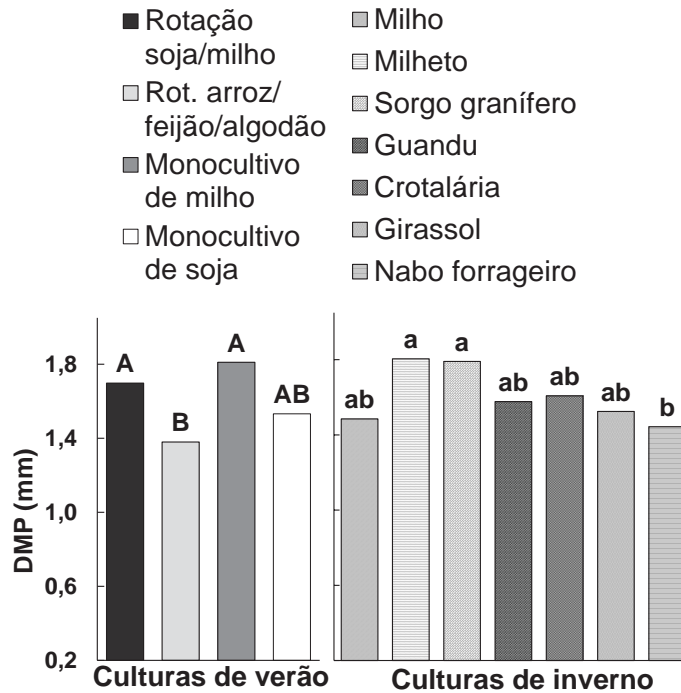


Figura 1. Diâmetro médio ponderado (DMP) de agregados do solo, após diferentes seqüências de culturas de verão e inverno. Colunas com diferentes letras maiúsculas para as culturas de verão e letras minúsculas para as culturas de inverno representam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Modelos clássicos de agregação do solo geralmente sugerem que o efeito da MOS como agente estabilizador de agregados é minimizado pela presença de óxidos (OADES & WATERS, 1991). Os resultados do presente estudo e os de WENDLING et al. (2005) e ANDRADE et al. (2009) mostram que o tipo de cultura influencia a estabilidade de agregados de Latossolos, sugerindo que fatores relacionados à MOS e/ou atividade microbiana estão envolvidos.

Um dos fatores que poderia explicar o efeito do tipo de cultura na estabilidade de agregados do solo é a quantidade total de material vegetal que retorna ao solo (ANGERS et al., 1999). Entretanto, não há evidência de que seria esse o caso do presente estudo. Por exemplo, a biomassa de raízes existente no solo foi maior com o cultivo de nabo forrageiro que com o cultivo de sorgo (Tabela 5), enquanto o inverso aconteceu para o DMP de agregados do solo (Figura 1). É importante também considerar que uma análise contínua da decomposição das raízes durante e após o

ciclo das culturas contribuiria para se determinar um possível efeito na rizosfera das culturas. Tal aspecto não abordado no presente estudo deve ser considerado em futuros trabalhos sobre o efeito de culturas na agregação do solo.

O teor de COS do solo foi influenciado pelas culturas de inverno (Tabela 4), mas de forma diferente em relação à estabilidade de agregados do solo. Não foram observadas diferenças significativas no teor de COS entre seqüências de culturas de verão, mas sim entre culturas de inverno, sendo que o solo cultivado com guandu apresentou maior teor de COS que aquele cultivado com girassol (Figura 2).

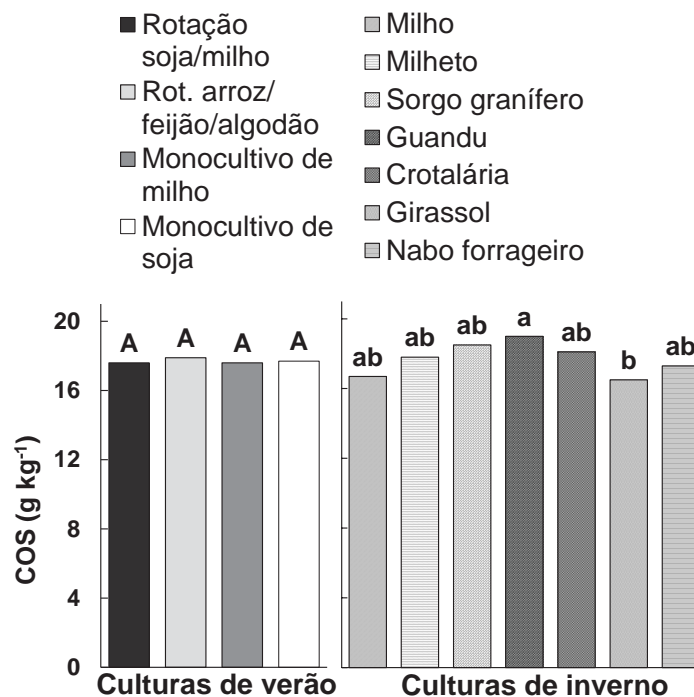


Figura 2. Teor de C orgânico do solo (COS) após diferentes seqüências de culturas de verão e inverno. Colunas com diferentes letras maiúsculas para as culturas de verão e letras minúsculas para as culturas de inverno representam diferenças significativas baseando-se no teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Em média, o teor total de carboidratos neutros no solo representou 9,2% do COS, o que é um valor que se situa dentro da faixa de valores comuns encontrados em solos agrícolas (CHESHIRE, 1979). Os monossacarídeos mais abundantes do solo foram, na ordem: glicose, galactose, xilose, arabinose, manose, ramnose e fucose

(Tabela 4). O teor total de carboidratos do solo foi significativamente influenciado pelas sequências de culturas, mas de uma forma diferente daquela observada para os teores de COS. Em geral, o teor de carboidratos neutros totais e monossacarídeos individuais do solo foram afetados pelas culturas de verão.

A rotação soja/milho proporcionou o maior teor de carboidratos neutros do solo que as demais sequências de culturas de verão (rotação arroz/feijão/algodão, monocultivo de milho e monocultivo de soja) (Figura 3a). Padrão similar foi observado para fucose, arabinose, galactose, manose e glicose (dados não apresentados), isto é, maior teor desses monossacarídeos foi observado no solo com a rotação soja/milho, comparado às demais sequências de culturas de verão. Uma exceção foi o teor de xilose, uma pentose de origem predominante vegetal (CHESHIRE, 1979; OADES, 1984). As duas sequências de verão envolvendo milho (monocultivo de milho e rotação soja/milho) proporcionaram os maiores teores de xilose no solo que a rotação arroz/feijão/algodão ou monocultivo de soja (Figura 3b). Não houve efeito significativo de culturas de inverno ou da interação culturas de verão \times culturas de inverno nos teores de monossacarídeos individuais ou carboidratos totais do solo (Tabela 4).

A relação GM/AX foi significativamente influenciada tanto pelas culturas de verão quanto pelas culturas de inverno, sem interação entre os fatores (Tabela 4). Sequências de culturas de verão contendo milho (monocultivo de milho e a rotação soja/milho) proporcionaram a menor relação GM/AX em relação à monocultivo de soja e à rotação/arroz/feijão/algodão (Figura 4). Comparando-se as diferentes culturas de inverno, verifica-se que a relação GM/AX foi maior no solo cultivado com nabo forrageiro e crotalária em comparação com as monocotiledôneas (milho, sorgo e milheto).

Carboidratos hemicelulósicos são polímeros ramificados. O nível e o tipo de ramificação em xilanas que compõe a fração de hemicelulose são dependentes das espécies de plantas (EBRINGEROVA et al., 2005), o que pode afetar a degradabilidade de xilanas por enzimas (MORTIMER et al., 2010). A arabinoxilana é o componente mais abundante em hemicelulose de monocotiledôneas (WAKABAYASHI et al., 2009). Este polímero contém uma cadeia de unidades de xilose que são variavelmente substituídas

por resíduos de arabinose, o que influencia a solubilidade dos carboidratos e sua interação com celulose e lignina, resultando em inibição de degradação enzimática (MORTIMER et al., 2010). Portanto, substituições em cadeias de arabinosilanas de monocotiledôneas, provavelmente contribuíram para a preservação seletiva de carboidratos no solo, o que resultou em maior teor de xilose e, conseqüentemente, na menor relação GM/AX do solo das parcelas cultivadas com monocotiledôneas no presente estudo (Figura 4).

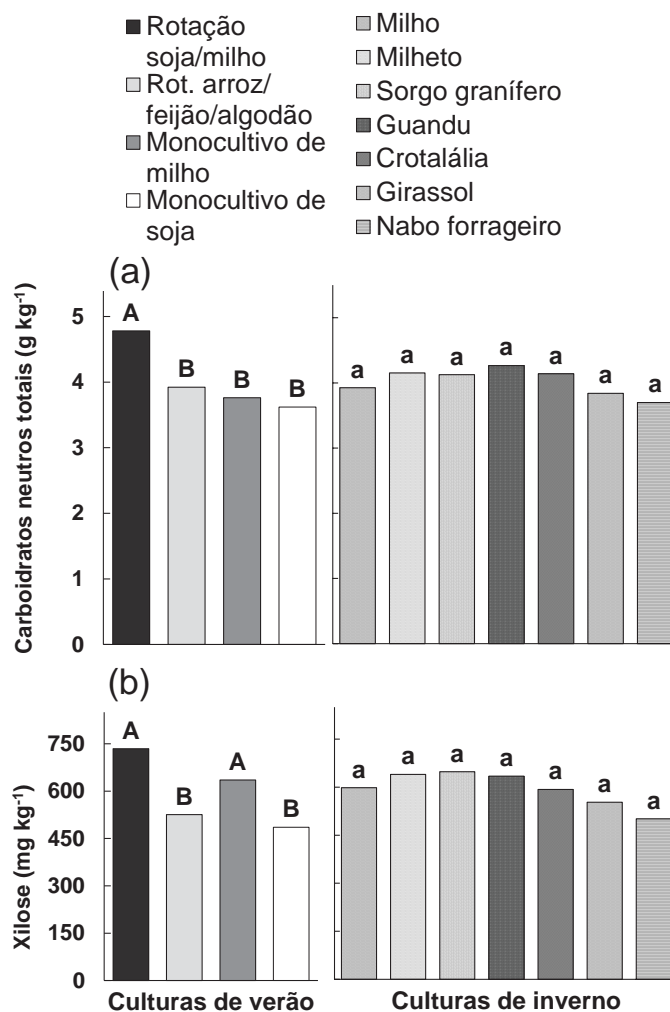


Figura 3. Teores de carboidratos neutros totais no solo (a) e xilose no solo (b) após diferentes seqüências de culturas de verão e inverno. Colunas com diferentes letras maiúsculas para as culturas de verão e letras minúsculas para as culturas de inverno representam diferenças significativas baseando-se no teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

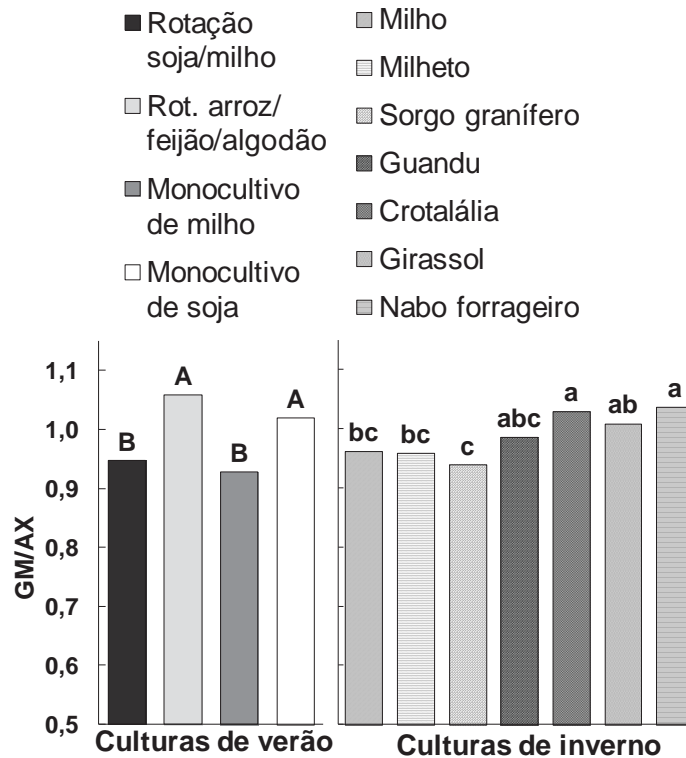


Figura 4. Relação (galactose + manose)/(arabinose + xilose) (GM/AX) no solo, após diferentes seqüências de culturas de verão e inverno. Colunas com diferentes letras maiúsculas para as culturas de verão e letras minúsculas para as culturas de inverno representam diferenças significativas baseando-se no teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

As duas pentoses (arabinose e xilose) são os monossacarídeos considerados como marcadores de origem vegetal de carboidratos do solo (CHESHIRE, 1979; OADES, 1984). Portanto, foi estimada a quantidade de pentoses produzidas pelas plantas no último ano agrícola (Figuras 5a e 5b). Para as culturas de verão, a quantidade de pentoses produzida na biomassa da parte aérea das plantas em parcelas sob monocultivo de milho foi 83% superior que nas parcelas sob rotação arroz/feijão/algodão. Para as culturas de inverno, a quantidade de pentoses produzidas foi 70% superior com o cultivo de monocotiledôneas (milho, milheto e sorgo) comparativamente com as quatro espécies de dicotiledôneas (guandu, crotalária, girassol e nabo forrageiro) (Figura 5a). Esses resultados indicam que a quantidade de pentoses, que são principalmente derivadas da parte aérea de plantas retornando à superfície do solo, afetou o balanço final de carboidratos do solo. Isso explica

parcialmente a maior relação GM/AX verificada no solo submetido ao cultivo de monocotiledôneas (Figura 4). Resíduos da parte aérea de plantas ficam em contato íntimo com a superfície do solo em SSD, o que provavelmente determinou a composição de carboidratos na camada superficial (0–0,05 m) do Latossolo do presente estudo. A quantidade de pentoses de raízes representou pequena fração do total, comparada com a quantidade de pentoses da parte aérea das plantas (Figura 5b) e não mostrou uma clara similaridade com o teor de carboidratos do solo (Figuras 3a, 3b e 4).

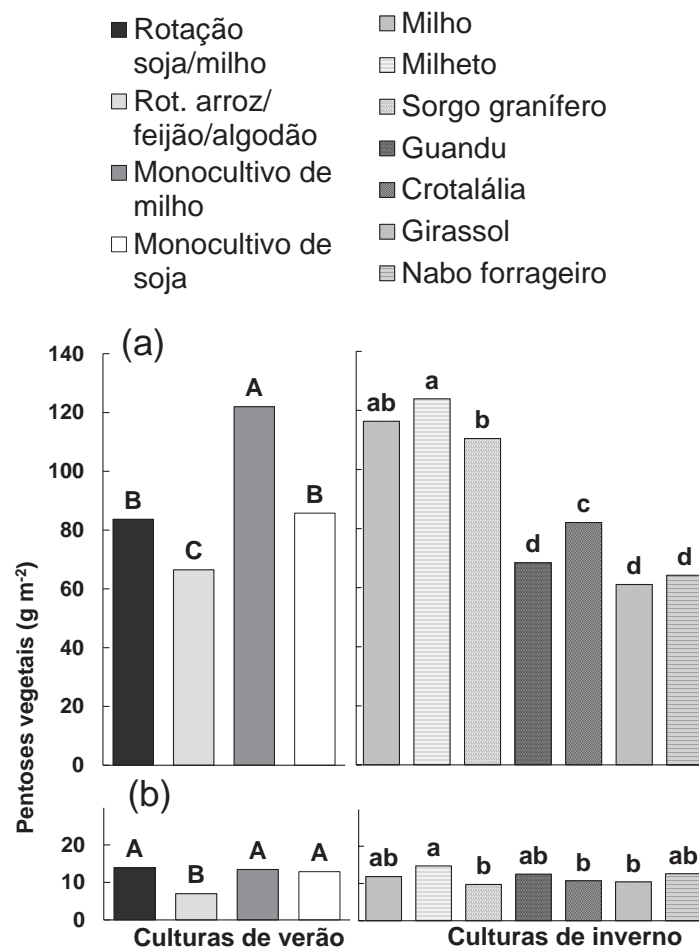


Figura 5. Quantidade de pentoses vegetais produzidas na parte aérea (a) e nas raízes (b) em diferentes seqüências de culturas. A quantidade de pentoses vegetais produzida é a soma de pentoses (arabinose + xilose) produzidas por área e por culturas de verão e culturas de inverno, até o período de pleno florescimento das culturas, no último ano agrícola, precedendo a amostragem do solo. Colunas com diferentes letras maiúsculas para as culturas de verão e letras minúsculas para as culturas de inverno representam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

É geralmente aceito que a degradabilidade de resíduos vegetais diminui com o aumento da relação C/N (BERTRAND et al., 2006). Em relação à composição da parte aérea das plantas, observa-se que os maiores valores da relação C/N e os maiores teores de xilose e arabinose, ambos constituintes de hemicelulose, foram verificados em monocotiledôneas, principalmente na parte aérea (Tabela 3). Logo, os resultados indicam que a menor degradabilidade de resíduos originários do frequente cultivo de monocotiledôneas, como culturas de verão ou inverno contribuiu, provavelmente, para maior persistência de carboidratos vegetais no solo, resultando em uma menor relação GM/AX do solo.

O tipo de cultura influencia diferentemente os teores COS (Figura 2), os teores de carboidratos totais (Figura 3a) e o DMP de agregados do solo (Figura 1). O teor de xilose do solo foi uma exceção entre os monossacarídeos do solo. Assim como observado para o efeito das culturas de verão na estabilidade de agregados do solo (Figura 1), as sequências de cultura envolvendo milho (rotação milho/soja e monocultivo de milho) proporcionaram os maiores teores de xilose do solo (Figura 3c). Nota-se uma relação inversa entre os valores de DMP de agregados do solo (Figura 1) e os valores de GM/AX do solo (Figura 4), considerando que os maiores valores de DMP foram proporcionados pelo cultivo mais frequente de monocotiledôneas, enquanto o inverso ocorreu para os valores de GM/AX do solo.

A relação inversa observada entre DMP de agregados do solo (Figura 1) e a proporção de carboidratos de origem microbiana (Figura 4), é um resultado não esperado. Carboidratos derivados de microorganismos são geralmente considerados como efetivos agentes estabilizadores de agregados do solo (CHENU, 1989; HAYNES & FRANCIS, 1993). Os maiores valores de estabilidade de agregados (Figura 1) e de carboidratos de origem vegetal no solo, ambos sob cultivo mais frequente de monocotiledôneas (Figuras 3b e 4) são decorrentes, provavelmente, de um mecanismo indireto de influência das plantas na agregação do solo, não ligado a compostos orgânicos lábeis. Uma possível explicação para isso é que carboidratos hemicelulósicos, constituintes de paredes celulares vegetais, representam uma importante fonte de energia para uma comunidade específica microorganismos

filamentosos decompositores de carboidratos vegetais e que atuam na agregação do solo (e.g., WAKSMAN & DIEHM, 1931). A atividade de microorganismos filamentosos como agentes agregantes de partículas do solo tem sido frequentemente observada durante a decomposição de materiais vegetais no solo (e.g., DEGENS, 1997; TISDALL et al., 1997). O entrelaçamento de partículas do solo por microorganismos filamentosos contribui significativamente para a resistência de agregados do solo (TISDALL et al., 1997). Dessa forma, uma estimulação constante desse tipo de microorganismos pela disponibilidade de pentosanas no solo aumentaria a estabilidade de agregados ao longo do tempo. Tal efeito poderia explicar a maior estabilidade de agregados associada com o cultivo mais frequente de espécies de monocotiledôneas (Figura 1), as quais possuem tecidos mais ricos em pentoses (Tabela 3), resultando em maior quantidade destas produzidas por área (Figura 5a).

Outro fator que poderia explicar o efeito das plantas na estabilidade de agregados do solo é o teor de substâncias fenólicas no tecido vegetal. O maior teor de substâncias fenólicas em monocotiledôneas mostrou relação positiva com a estabilidade de agregados do solo em estudos feitos por MARTENS (2000a, 2002). Esta relação foi atribuída à diminuição da perda de C devida à resistência à degradação causada por substâncias fenólicas e foi refletida em uma correlação positiva da estabilidade de agregados com o teor de COS do solo (MARTENS, 2002). Entretanto, no presente estudo, não se verificou aumento da estabilidade de agregados com o aumento do teor de COS do solo (Figuras 1 e 2). Esses resultados indicam que os efeitos de culturas no teor de COS não foi o mecanismo predominante para explicar o efeito das culturas na estabilidade de agregados do Latossolo do presente estudo.

Os resultados obtidos no presente estudo corroboram os resultados do trabalho de VEZZANI & MIELNICZUK (2011), desenvolvido em um Argissolo Vermelho no estado do Rio Grande do Sul. Esses autores observaram que a pastagem perene de pangola (*Digitaria decumbens*) proporcionou a maior estabilidade de agregados do solo, mesmo apresentando estoque de COS inferior a de outros sistemas, tais como as sequências de culturas guandu/milho e lablab (*Lablab purpureus*)/milho.

Além dos fatores estudados no presente estudo, é importante considerar, em estudos posteriores, outros possíveis mecanismos de influência de culturas na agregação do solo. O efeito do entrelaçamento de partículas pelos sistemas radiculares e os ciclos de umedecimento e secagem do solo, como apresentados na Figura 2 do Capítulo 1 podem ter contribuído para o efeito de culturas na estabilidade de agregado do solo. O sistema fasciculado de raízes de monocotiledôneas pode ter sido um fator que contribuiu para os maiores valores de estabilidade de agregados do solo submetido ao cultivo mais frequente de monocotiledôneas observado no presente estudo.

Conclusões

A estabilidade de agregados de um Latossolo variou significativamente dependendo das sequências das culturas de verão e das culturas de inverno utilizadas. O uso de milho como cultura de verão, assim como milheto e sorgo como culturas de inverno, proporcionaram os maiores valores de estabilidade de agregados do solo. As culturas contendo milho no verão proporcionaram os maiores teores de xilose do solo, assim como observado para o efeito das culturas de verão na estabilidade de agregado do solo. A menor proporção de carboidratos de origem microbiana em relação aos de origem vegetal foram observados com o cultivo mais frequente de milho no verão, e com milho, sorgo e milheto como culturas de inverno.

CAPÍTULO 3 – ACÚMULO DE RESÍDUOS MICROBIANOS E MATÉRIA ORGÂNICA PARTICULADA NA CAMADA SUPERFICIAL DE UM LATOSSOLO SUBMETIDO A DIFERENTES CULTURAS EM SEMEADURA DIRETA

RESUMO – Com a redução de mobilização mecânica do solo submetido ao SSD, o tipo de culturas torna-se um fator preponderante para determinar os teores de C orgânico do solo (COS). A quantidade de resíduos microbianos têm se mostrado sensível aos tipos de plantas e são considerados importantes fontes de COS. O presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de determinar o efeito de culturas no acúmulo de resíduos microbianos e COS (total e frações associadas a diferentes tamanhos de partículas minerais) na camada superficial (0–0,05 m) de um Latossolo, após sete anos de SSD. O teor de COS sob cultivo de guandu foi 20% maior comparado ao cultivo de milho e 18% maior comparado ao cultivo de girassol. Os maiores valores de C presente como matéria orgânica particulada (C-MOP) do solo também foram encontrados sob cultivo de guandu, o qual proporcionou valores 54%, 46% e 48% maiores em relação a milho, girassol e nabo forrageiro, respectivamente. As variações nos teores de C-MOP explicou o efeito das culturas nos teores de COS. O efeito positivo do guandu nos teores de C-MOP e COS foi atribuído à rápida decomposição de seus resíduos, devido a sua baixa relação C/N, seguido por uma preservação seletiva de matéria orgânica particulada (MOP) rica em lignina. Os resultados mostram um acúmulo conjunto de C-MOP e de resíduos fúngicos e bacterianos no solo submetido às diferentes sequências de culturas. Isso pode ocorrer devido ao uso preferencial, por bactérias e fungos, de C vegetal recentemente incorporado e convertido em MOP. A determinação de resíduos microbianos por meio da análise de amino açúcares proporciona melhor compreensão de mecanismos de sequestro de C em Latossolo sob diferentes culturas em SSD.

Palavras-chave: amino açúcares, cultura de cobertura, resíduos microbianos, rotação de culturas, semeadura direta, solo tropical

Introdução

O sistema de semeadura direta (SSD) representa quase metade da área agrícola no Brasil (FEBRAPDP, 2012). Algumas das áreas mais recentes usadas em SSD estão localizadas em regiões tropicais com invernos relativamente quentes. A rápida mineralização do C nessa condição climática dificulta o aumento no teor de COS. Um fator preponderante que influencia os teores de COS no solo sob SSD é a escolha do tipo de plantas para compor as sequências de culturas. Levando em consideração que o material vegetal representa uma fonte primária de COS (OADES, 1988; KÖGEL-KNABNER, 2002), a natureza do material vegetal deve ser considerada como um fator determinante da formação de COS, especialmente na camada superficial do solo em SSD. Nessa camada, o contato do material vegetal com o solo (parte aérea e raízes), no final do ciclo da cultura, potencializa o efeito do tipo de plantas nos teores de COS.

O efeito das plantas nos teores de COS pode ocorrer de forma indireta, devido à influência das plantas nos microorganismos do solo. Grande proporção do C vegetal passa pela biomassa microbiana do solo antes de ser transformado em COS (ANGERS et al., 1993a). Portanto, os resíduos microbianos são considerados recursos secundários para a formação de MOS (KÖGEL-KNABNER, 2002). Em modelos recentes sobre a dinâmica de COS, os microorganismos não são considerados apenas como catalisadores da transformação do material vegetal no solo (MILTNER et al., 2011). Eles também representam uma fonte substancial de precursores de COS (KINDLER et al., 2006; SIMPSON et al., 2007; KINDLER et al., 2009; LIANG & BALSER, 2011; LIANG et al., 2011). Os resíduos celulares de fungos e bactérias no solo, representados pelos teores de glicosamina (GlcN) e ácido murâmico (MurN) (AMELUNG et al., 2008), respectivamente, têm sido considerados como uma importante fração da MOS (KINDLER et al., 2009; SCHMIDT et al., 2011). Portanto, a quantificação de resíduos microbianos no solo pode ser usada para se determinar a contribuição das necromassas de bactérias e fungos na formação do COS no solo submetido a diferentes espécies de plantas (CHANTIGNY et al., 1997; LIANG et al., 2007a; LIANG et al., 2007c; DING et al., 2011).

De acordo com o ciclo de formação de resíduos microbianos proposto por MILTNER et al. (2011), a contribuição do C microbiano na formação do COS, após a incorporação de materiais vegetais ao solo, ocorre por meio dos seguintes processos: (i) os materiais vegetais suportam o crescimento e a reprodução de células microbianas no solo, (ii) o substrato se torna limitante e os microorganismos entram em inanição, (iii) as células microbianas se desintegram em fragmentos, (iv) os fragmentos de paredes celulares ficam no solo e formam uma parte substancial do COS. Considerando as etapas desse ciclo, espera-se que materiais vegetais que proporcionem o maior crescimento de microorganismos no solo e o acúmulo de C microbiano sejam importantes para aumento ou manutenção do teor de COS.

Especificamente, o acúmulo de C de resíduos microbianos na camada superficial de solos sob SSD pode ocorrer devido à proteção da necromassa microbiana em microagregados (SIMPSON et al., 2004). Considerando-se que Latossolos possuem alta estabilidade de microagregados, espera-se que, quando esse tipo de solo é submetido ao SSD, o acúmulo de resíduos microbianos seja um processo significativo para a formação do COS. A relação entre o acúmulo de resíduos microbianos e o teor de C em diferentes frações de C associados a diferentes tamanhos de partículas minerais precisam ser mais bem estudadas em Latossolos sob SSD.

O objetivo do presente estudo foi determinar o efeito de culturas na abundância de resíduos de células microbianas e nos teores de COS total e nas frações associadas a diferentes tamanhos de partículas minerais na camada superficial (0–0,05 m) de uma Latossolo, após 7 anos de SSD.

Materiais e métodos

O experimento de campo utilizado no presente estudo é o mesmo descrito no Capítulo 2. As mesmas amostras de solo foram analisadas. Entretanto, um menor número de tratamentos foi utilizado. Foram consideradas apenas duas sequências de culturas de verão: monocultivo de milho e rotação soja/milho. As mesmas culturas de inverno foram consideradas, isto é, milho, girassol, nabo forrageiro, milheto, guandu,

sorgo e crotalaria. Portanto, o número total de parcelas analisadas no presente estudo foi 42, levando-se em consideração a três repetições por tratamento.

O teor total de C do solo, que, na ausência de carbonatos é considerado como teor de COS, foi determinado em estudo prévio (Capítulo 2), por meio de combustão a seco (LECO TruSpec CN, Leco Corp., St. Joseph, MI, EUA). O teor total de N do solo também foi determinado por combustão a seco, simultaneamente à análise de C total.

Separação de C-MOP e C associado aos minerais (C-MIN) foi feita de acordo com os procedimentos de FELLER (1979), com modificações descritas por BALESIDENT et al. (1991) e CHANTIGNY et al. (1999). Para essa análise, uma alíquota de 25 g de solo seco ao ar (peneirado a 2 mm) foi agitado por 16 h em um agitador recíproco em frasco plástico de 250 mL com 100 mL de água deionizada e 10 bolinhas de vidro (diâmetro de 6 mm). Posteriormente, a MOP e a fração areia foram coletadas em peneira de 53 μm e lavadas com água deionizada. A fração que passou na peneira de 53 μm foi coletada em um béquer, secada em estufa de ventilação forçada ajustada a 40°C e pesada. A massa da fração >53 μm foi determinada por subtração (total menos a fração <53 μm). O teor de C-MIN, foi determinado por combustão a seco, como descrito previamente para a análise de COS. O teor de C-MOP foi calculado como sendo a diferença entre COS e C-MIN (CAMBARDELLA & ELLIOTT, 1992).

O teor de amino açúcares no solo foi determinado pelo método descrito por CHANTIGNY & ANGERS (2008), modificado de ZELLES (1988). Especificamente, 1 g de solo seco ao ar e finamente moído foi transferido para tubos de ensaio. Secagem e moagem do solo são procedimentos para otimizar a recuperação dos amino açúcares do solo (CHANTIGNY & ANGERS, 2008). Logo após, 20 mL de solução de HCl 6 mol L⁻¹ foram adicionados nos tubos e misturados ao solo com auxílio de um agitador. Para evitar a oxidação dos amino açúcares durante a hidrólise, a mistura foi cuidadosamente borbulhada com N₂ para se remover O₂ da solução. Os tubos foram selados com tampas de rosca e incubados por 6 h em uma estufa ajustada a 105°C. Após esse período, os tubos foram resfriados em gelo e o conteúdo foi centrifugado a 1.500 $\times g$ por 10 minutos. Uma alíquota de 1 mL do sobrenadante foi evaporada, até a secagem completa, em um evaporador rotatório a vácuo. O precipitado foi dissolvido

com a adição de 980 μL de solução de *O*-ftaldeído (5 g L^{-1}), preparada em tetraborato de potássio $0,5 \text{ mol L}^{-1}$. Em seguida, 20 μL de 2-mercaptoetanol foram adicionados ao frasco, iniciando-se a derivatização. A mistura foi agitada em um vortex, transferida para um tubo Eppendorf de 1,5 mL e centrifugada a $20.000 \times g$ por 3 minutos. Após a centrifugação e um tempo de derivatização de 5 minutos, 25 μL do sobrenadante foram analisados por meio de cromatografia líquida de alta eficiência (Cromatógrafo Waters Limited, Milford, MA, EUA). A coluna analítica utilizada foi uma NOVA PACK C18 ($8 \times 100 \text{ mm}$).

O teor total de MurN foi considerado como MurN bacteriano, considerando que as células bacterianas são a fonte exclusiva de MurN no solo (ZELLES, 1988; CHANTIGNY & ANGERS, 2008). Como as bactérias contêm GlcN na proporção de 1:1 em relação ao MurN (BROCK & MADIGAN, 1988), o que equivale a 2:3 em proporção de C, o teor de C presente como GlcN bacteriana ($0,67 \times C$ como MurN) foi subtraído do total de C presente como GlcN, para se obter o teor de GlcN fúngica (CHANTIGNY et al., 1997). Erros nos teores de GlcN fúngica devido a essa correção são considerados insignificantes, visto que os teores de GlcN obtidos no presente estudo representaram mais que 15 vezes o teor de MurN.

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) pelo teste F e as médias comparadas pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Resultados

Após sete anos de SSD, o teor de COS na camada superficial do Latossolo foi influenciado pelas culturas de inverno (Figura 1a). As sequências de culturas de verão (monocultivo de milho e rotação soja–milho) não tiveram influência nos teores de COS (Figura 1a). Não se observou interação significativa de efeitos de culturas de inverno e de culturas de verão nos teores de COS. O cultivo de guandu proporcionou o maior teor de COS (Figura 1a), sendo 20% e 18% maior que os teores de COS nas parcelas cultivada com milho e girassol, respectivamente. O teor total de N no solo não foi influenciado pelas culturas de verão ou de inverno (Figura 1b).

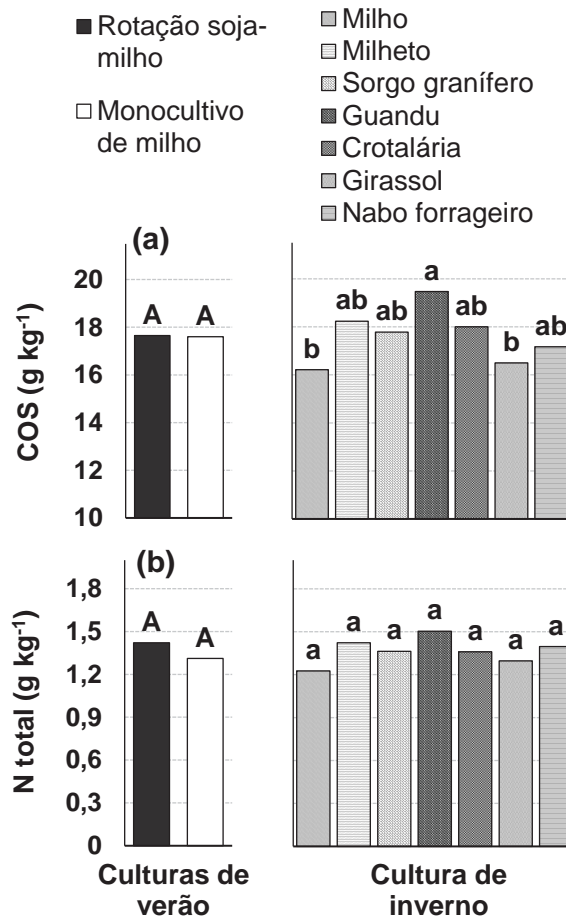


Figura 1. Teores de (a) C orgânico do solo (COS) e (b) N total do solo (camada de 0–0,05 m) após diferentes sequências de culturas de verão e de inverno. Colunas com mesmas letras maiúsculas para culturas de verão e minúsculas para culturas de inverno não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

O tipo da cultura proporcionou diferentes efeitos nas frações de C associadas a diferentes tamanhos de partículas minerais (Figura 2). Somente o teor de C-MOP variou com o tipo da cultura (Figura 2a). Assim como observado para os teores de COS (Figura 1a), o maior teor de C-MOP foi encontrado nas parcelas sob cultivo de guandu (6,3 g kg⁻¹), o qual apresentou valores 54%, 46% e 48% maior, quando comparado com os valores observados nas parcelas cultivadas com milho, girassol e nabo forrageiro, respectivamente (Figura 2a). O teor de C-MIN não foi influenciado pelo tipo de culturas. O teor de C-MIN demonstrou ser o maior compartimento de C no solo (73% de COS, em média) (Figura 2b).

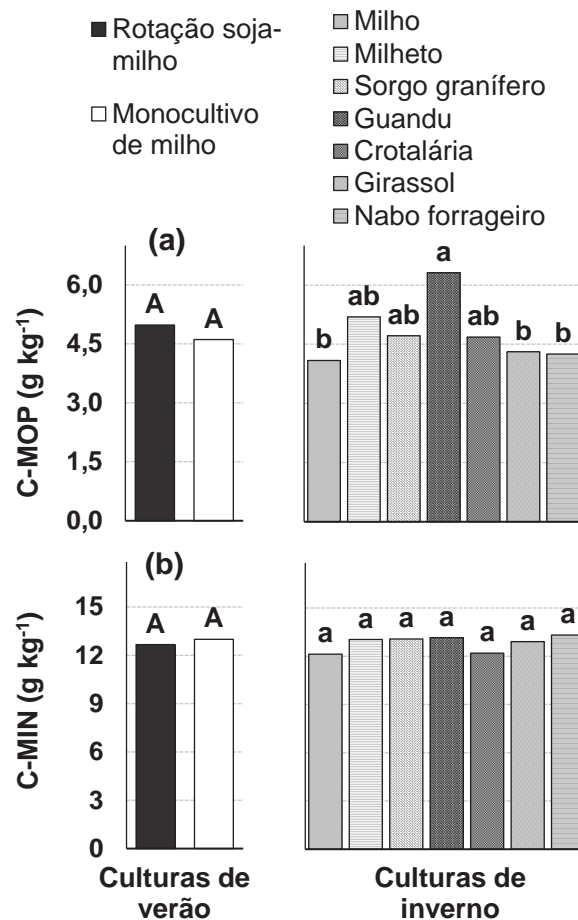


Figura 2. Teores de (a) C da matéria orgânica particulada (C-MOP) e (b) C associado a minerais (C-MIN) do solo (camada de 0–0,05 m) após diferentes sequências de culturas de verão e de inverno. Colunas com mesmas letras maiúsculas para culturas de verão e minúsculas para culturas de inverno não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Não se verificou efeito significativo de culturas de verão ou da interação de culturas de verão com as culturas de inverno em ambos os amino açúcares (Figura 3), seguindo o mesmo resultado observados para COS (Figura 1a) e C-MOP (Figura 2a). Além disso, o cultivo de guandu proporcionou maior teor de MurN no solo que milho e girassol, resultado semelhante ao observado para os teores de COS, porém, com maior diferença relativa entre os tratamentos. O teor de MurN no solo sob cultivo de guandu foi 39% e 41% maior que sob cultivo de milho e girassol, respectivamente. Os maiores teores de GlcN no solo também foram encontrados nas parcelas sob cultivo de guandu,

que proporcionou teores 42%, 39% e 43% maiores que o cultivo de milho, girassol e nabo forrageiro, respectivamente. Este padrão de efeitos de culturas nos teores de GlcN foi o mesmo observado para os teores de C-MOP (Figura 2a).

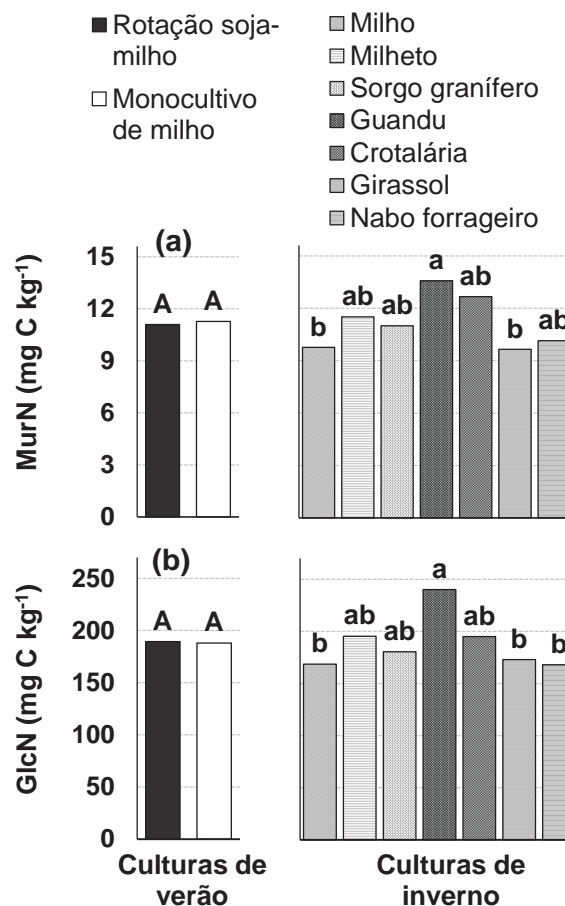


Figura 3. Teores de (a) ácido murâmico (MurN) bacteriano e (b) glicosamina (GlcN) fúngica do solo (camada de 0–0,05 m) após diferentes sequências de culturas de verão e de inverno. Colunas com mesmas letras maiúsculas para culturas de verão e minúsculas para culturas de inverno não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Observou-se que a relação MurN/GlcN no solo, a qual indica a contribuição relativa de bactérias e fungos para a formação de resíduos de paredes celulares microbianas no solo, não foi influenciado pelo tipo de culturas ($P > 0,05$, dados não mostrados).

A análise estatística mostrou que a quantidade de biomassa vegetal produzida por hectare — isto é, a soma de biomassas de culturas de verão e inverno em uma

mesma parcela durante o último ano agrícola antes da amostragem de solo — variou dependendo de quais culturas compuseram a sequência (Tabela 1). Em geral, a quantidade de biomassa vegetal (parte aérea, raízes e soma de ambas) encontrada nas parcelas sob rotação soja-milho foram maiores que aquelas encontradas sob monocultivo de milho. Em relação às culturas de inverno, maior biomassa de raízes foi encontrada nas parcelas cultivadas com guandu e nabo forrageiro quando comparadas às parcelas cultivadas com sorgo.

Tabela 1. Fitomassa anual produzida por área (parte aérea e raízes) em diferentes sequências de culturas de verão e inverno antes da amostragem de solo. Detalhes da determinação da biomassa foram previamente descritos no Capítulo 2.

	Biomassa vegetal (kg m ⁻²) ^a		
	Parte aérea	Raízes	Total
Culturas de verão (V)			
Rotação soja-milho	1,46 A	0,16 A	1,62 A
Monocultivo de milho	1,24 B	0,13 B	1,37 B
Teste F	76,78*	91,29*	78,97*
CV (%)	6	7	6
Culturas de inverno (I)			
Milho	1,41 a	0,13 ab	1,54 a
Milheto	1,47 a	0,14 ab	1,61 a
Sorgo	1,32 a	0,11 b	1,43 a
Guandu	1,36 a	0,17 a	1,53 a
Crotalária	1,30 a	0,13 ab	1,44 a
Girassol	1,37 a	0,14 ab	1,51 a
Nabo forrageiro	1,23 a	0,17 a	1,40 a
Teste F	0,78 ^{ns}	5,08**	0,71 ^{ns}
CV (%)	16	15	15
Interação V x I			
Teste F	2,68 ^{ns}	1,52 ^{ns}	2,00 ^{ns}

^a Letras diferentes (maiúsculas para culturas de verão e minúsculas para culturas de inverno) diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$). CV: coeficiente de variação; ^{ns}: não significativo a 5 %, * significativo a 5%; ** significativo a 1%.

Discussão

Neste estudo ficou evidenciada a importância de se levar em consideração o tipo de culturas na estratégia de se manter ou aumentar os teores de COS de um Latossolo submetido ao SSD em região tropical. Os resultados do presente estudo mostraram que a sequência de culturas de verão, monocultivo de milho e rotação soja–milho, não afetou os teores de COS (total e frações associadas a diferentes tamanhos de partículas minerais). Esse resultado corrobora os vários trabalhos prévios, apresentados no trabalho de revisão de WEST & POST (2002), mostrando ausência de diferenças nos teores de COS sob monocultivo de milho comparado à rotação soja–milho.

Os resultados do presente estudo indicaram que a última produção anual de biomassa vegetal (parte aérea e raízes) não explicou o efeito de culturas nos teores de COS, C-MOP, MurN e GlcN (Tabela 1, Figuras 2 e 3), visto que os valores de tais atributos do solo não acompanharam os resultados de biomassa produzida no último ano agrícola. Em estudos prévios, a quantidade de biomassa vegetal produzida nem sempre foi o fator principal determinante da quantidade e qualidade da MOS (DRINKWATER et al., 1998). Os resultados do presente estudo sugerem que é a qualidade, e não a quantidade de material vegetal recentemente produzida, o que explicou o efeito de culturas no COS, C-MOP e nos resíduos microbianos do solo.

No presente estudo, a influência de culturas de inverno nos teores de COS e C-MOP parece ser devida à qualidade do material vegetal produzido pelas culturas de inverno, especialmente aquele que retorna à superfície do solo, influenciando a dinâmica do COS na camada superficial (0–0,05 m). A biomassa de guandu teve uma particularidade importante em relação às outras culturas de inverno. A parte aérea dessa Fabaceae foi uma das mais ricas em lignina (144 g kg^{-1}), porém, com uma das menores relações C/N (18) (Tabela 2). A lignina pode compor quase metade da MOP no solo (CAMBARDELLA & ELLIOTT, 1992). Portanto, a rápida mineralização de tecidos de guandu devido à sua baixa relação C/N, seguida por uma preservação seletiva de MOP rica em lignina (CAMBARDELLA & ELLIOTT, 1992) pode explicar o

maior teor de C-MOP no solo sob cultivo de guandu, comparado às demais culturas de inverno (Figura 2a). A diferença nos teores de COS entre as culturas de inverno foram determinadas essencialmente pelas diferenças nos teores de C-MOP. Essa constatação é consistente com o que se conhece a respeito da dinâmica de C-MOP no solo (e.g., BOLINDER et al., 1999). A sensibilidade da fração de C-MOP ao uso de culturas também foi evidenciada por CARTER & GREGORICH (2010). Esses autores mostraram que o aumento no teor de COS após 7 anos de cultivo de *Lolium arundinaceum* (Schreb.) foi quase exclusivamente atribuído ao aumento C-MOP e frações leves de COS, sem efeitos significativos na fração de C-MIN. A fração C-MIN é um atributo que depende mais da capacidade intrínseca do solo de preservar C do que de efeitos ligados ao manejo (e.g., quantidade de C vegetal produzido) (CARTER, 2002).

Tabela 2. Parâmetros bioquímicos de tecidos de plantas (parte aérea) usadas como culturas de inverno no presente estudo (detalhes da determinação foram apresentados no Capítulo 2).

Culturas de inverno	Parâmetro (g kg ⁻¹ massa seca)			C/N
	C orgânico	N total	Lignina	
<i>Parte aérea</i>				
Milho	459 (1) ^a	11,8 (0,2)	158 (5)	39 (1)
Milheto	455 (0)	13,3 (0,5)	77 (17)	34 (1)
Sorgo	468 (2)	13,3 (1,3)	60 (10)	35 (3)
Guandu	491 (0)	27,4 (0,2)	144 (14)	18 (0)
Crotalária	469 (1)	15,6 (0,3)	32 (2)	30 (0)
Girassol	431 (0)	23,6 (0,2)	50 (10)	18 (0)
Nabo forrageiro	445 (1)	21,1 (0,5)	55 (5)	21 (1)
<i>Raízes</i>				
Milho	459 (3)	7,4 (0,4)	203 (8)	62 (2)
Milheto	461 (7)	9,7 (0,7)	122 (22)	47 (5)
Sorgo	461 (2)	7,7 (0,2)	101 (11)	60 (2)
Guandu	468 (1)	8,4 (0,3)	123 (3)	56 (2)
Crotalária	474 (2)	7,2 (0,3)	40 (10)	66 (3)
Girassol	459 (0)	5,6 (0,2)	144 (3)	82 (3)
Nabo forrageiro	448 (3)	9,1 (0,4)	38 (12)	49 (3)

^a Os valores entre parênteses representam o erro padrão das médias ($n = 2$).

A ausência do efeito de culturas na relação GlcN/MurN indica que a dinâmica de resíduos bacterianos e fúngicos estão ligadas. O valor médio da relação GlcN/MurN encontrada no presente estudo (16,7) foi maior que os valores encontrados em estudos desenvolvidos em outras regiões e condições edafoclimáticas (CHANTIGNY et al., 1997; LIANG et al., 2007c), situando-se, porém, dentro da faixa de variação encontrada na literatura (8 a 20, GLASER et al., 2004). A relação GlcN/MurN, verificada no presente estudo, indica maior abundância relativa de fungos no solo comparado a outros estudos (CHANTIGNY et al., 1997; LIANG et al., 2007c). Este resultado está de acordo com o estudo de GLASER et al. (2004), os quais mostraram uma maior relação GlcN/MurN em um Latossolo brasileiro comparado a outros solos.

Verificou-se no presente estudo que há uma relação positiva entre as quantidades de resíduos de células bacterianas (Figura 3a) e fúngicas (Figura 3b) do solo e os teores de COS (Figura 1a) e de C-MOP (Figura 2a). Isso sugere que as dinâmicas de acúmulos de C-MOP e de resíduos microbianos no solo estão ligadas no Latossolo estudado no presente trabalho. Esses resultados podem ser atribuídos ao fato que microorganismos se alimentam de material vegetal recentemente incorporado ao solo (MILTNER et al., 2011), o qual compõe a MOP do solo. Isso pode resultar em acúmulo de resíduo microbiano no solo como resultado da colonização de resíduos vegetais em decomposição no solo. Além disso, sabe-se que fungos são capazes de colonizar e degradar resíduos vegetais resistentes à degradação presentes no solo como frações mais grosseiras (SESSITSCH et al., 2001), as quais são relativamente escassas em nutrientes e ricas em celulose e lignina (FREY et al., 2003; FONTAINE et al., 2011). Os resultados do presente estudo demonstram consistência com o modelo conceitual proposto por MILTNER et al. (2011), segundo o qual os resíduos microbianos permanecem no solo como resultado do crescimento microbiano suportado pelo material vegetal incorporado ao solo.

A baixa taxa de distúrbio físico no solo sob SSD e a proteção de C-MOP em microagregados estáveis de Latossolos são, provavelmente, fatores favoráveis à associação da MOP com microorganismos ou sua necromassa, explicando o acúmulo conjunto de resíduos microbianos, COS e C-MOP. Outro mecanismo possível para

explicar esse acúmulo conjunto é a estabilização de resíduos microbianos pela ação da MOS estável pré-existente no solo (VON LÜTZOW et al., 2008), a qual inibe a degradação microbiana por meio de processos como a interação entre polímeros ou complexação (SOLLINS et al., 1996).

Conclusões

O teor de COS sob cultivo de guandu foi maior comparado ao cultivo de milho e de girassol. Os maiores valores de C-MOP do solo também foram encontrados sob cultivo de guandu comparativamente a milho, girassol e nabo forrageiro. O acúmulo de resíduos de paredes celulares fúngicas e bacterianas em um Latossolo em SSD se mostrou ligado à variação nos teores de COS e C-MOP no solo. Os resultados do presente estudo sugerem que, após a incorporação do material vegetal ao solo, os resíduos microbianos exercem um papel significativo na formação de COS. Enfatiza-se que esse efeito foi intermediado pela acumulação de C-MOP e influenciado pelo tipo de culturas.

CAPÍTULO 4 – EFEITO DA DECOMPOSIÇÃO DE MATERIAIS VEGETAIS NA ESTABILIDADE DE AGREGADOS DE UM LATOSSOLO

RESUMO – Resultados do estudo em condição de campo (Capítulo 2) indicaram que a estabilidade de agregados de um Latossolo foi determinada pela quantidade de pentoses vegetais incorporadas ao solo. O presente estudo foi conduzido com o objetivo de determinar, por meio de um experimento de incubação, a influência da decomposição de materiais vegetais e a composição de carboidratos desses materiais na estabilidade de agregados de um Latossolo. O experimento foi conduzido a 25°C por 180 dias após a adição de 11 tipos de materiais vegetais ao solo (4 g C kg⁻¹ solo). Uma testemunha sem adição de material vegetal foi incluída como tratamento. A mineralização de C do solo foi modelada considerando-se a existência de dois compartimentos de C (lábil e não lábil) por meio de um ajuste de primeira ordem mais linear. A adição de materiais vegetais proporcionou aumento no teor de C orgânico do solo (COS) em relação à testemunha, porém não se verificou diferença entre monocotiledôneas e dicotiledôneas para esse atributo. Em comparação à testemunha e às dicotiledôneas, a adição de materiais de monocotiledôneas ao solo apresentou as maiores taxas de mineralização do compartimento de C não lábil (*k*), os maiores teores de pentose do solo e o maior diâmetro médio ponderado (DMP) de agregados do solo estáveis aos 180 dias de incubação. Isso indica uma possível ligação entre esses atributos no período posterior de decomposição dos materiais vegetais adicionados ao solo. Este efeito se mostrou independente da variação da quantidade total de C respirado ou do teor de COS. Os resultados do presente estudo sugerem que o compartimento não lábil de C vegetal no solo, especialmente ligado à presença de pentoses, pode controlar a estabilidade de agregados de um Latossolo em longo prazo.

Palavras-chave: agregados, carboidratos, compartimentos de C, Latossolo, modelo de mineralização, *Poaceae*.

Introdução

A escolha de plantas deve ser considerada em estratégias de manejo visando-se reduzir a vulnerabilidade do solo à degradação física. Materiais vegetais podem agir como condicionadores físicos naturais do solo por meio de um efeito positivo na estabilidade de agregados do solo. A magnitude e a duração do efeito de plantas na estabilidade de agregados do solo dependem da composição bioquímica do material vegetal produzido (MONNIER, 1965; ABIVEN et al., 2008). Apesar de diferentes tipos de plantas possuírem os mesmos tipos de constituintes, a proporção destes constituintes influencia a decomposição do material vegetal e, conseqüentemente, pode determinar a estabilidade de agregados do solo (MARTENS, 2000b). Entretanto, a influência de constituintes bioquímicos de materiais vegetais na estabilidade de agregados do solo ainda não está bem elucidada.

Durante o período inicial de decomposição do material vegetal no solo, o crescimento microbiano, devido à disponibilidade de C lábil, proporciona um alto, porém transiente, aumento na estabilidade de agregados (MONNIER, 1965). Em contraste, a fração remanescente de carboidratos vegetais, especialmente constituintes de paredes celulares, apresenta uma lenta, porém duradoura, taxa de decomposição. Isso explica a presença de quantidades expressivas de carboidratos de origem vegetal no solo, mesmo em períodos posteriores de decomposição no solo (CHESHIRE et al., 1973). O possível papel exercido por carboidratos de origem vegetal na estabilidade de agregados do solo ainda não é bem conhecida.

De acordo com o modelo clássico de agregação do solo proposto por OADES & WATERS (1991), o efeito da matéria orgânica do solo (MOS) na estabilidade de agregados do solo pode ser minimizado pela presença de óxidos. Considerando esse modelo, é esperado que a estabilidade de agregados do solo não seja sensível à incorporação de materiais vegetais no solo. Entretanto, vários estudos mostraram que a estabilidade de agregados dos Latossolos é influenciada por plantas (e.g., SILVA et al., 1998; SALTON et al., 2008). Pouco se conhece sobre os principais mecanismos que

explicam o efeito de plantas e de seus constituintes bioquímicos na estabilidade de agregados dos Latossolos.

O presente estudo foi conduzido com o objetivo de determinar, em condições controladas, o efeito da decomposição de materiais vegetais com diferentes composições de carboidratos na estabilidade de agregados de um Latossolo.

Materiais e métodos

Um experimento de incubação foi conduzido utilizando-se amostras da camada de 0–0,2 m do mesmo Latossolo caulínico dos experimentos de campo. A caracterização mineralógica desse solo foi anteriormente apresentada no Capítulo 2. O solo úmido foi transportado para o laboratório, passado em peneira de 6,3 mm e armazenado a 4°C. Uma alíquota desse solo foi seca ao ar e passada em peneira de 2,0 mm para caracterização física e química. Uma alíquota adicional do solo foi seca em estufa a 105°C para se determinar o teor de água do solo para posterior ajuste de umidade durante o experimento de incubação. Análises visando a caracterização do solo apresentam os seguintes resultados: pH (CaCl₂), 4,5; COS, 10,2 g kg⁻¹; N total, 0,83 g kg⁻¹; areia, 510 g kg⁻¹; silte, 6 g kg⁻¹; argila, 484 g kg⁻¹.

Materiais vegetais comumente cultivados em regiões tropicais e subtropicais foram usados no experimento. Esses materiais consistiram de parte aérea de milho, sorgo, milheto, soja, guandu, crotalária, girassol e nabo forrageiro. Tais materiais foram coletados no pleno florescimento das culturas. Adicionalmente, raízes de milho (milho_{raízes}) coletadas no período de pleno florescimento e parte aérea de milho remanescentes da colheita (milho_{colheita}) foram incluídas visando aumentar a diferença na composição bioquímica entre os materiais. As plantas foram coletadas no mesmo local onde o solo foi coletado. Detalhes de amostragem e análises bioquímicas do material vegetal coletado foram previamente descritos no Capítulo 2.

Uma alíquota de solo equivalente a 200 g de solo seco foi colocada em potes de plástico de 1,0 L, os quais foram previamente cobertos com papel alumínio para se evitar a entrada de luz durante a incubação. O teor de água do solo foi ajustado a 17%

(massa/massa), equivalente à tensão de 33 kPa. Uma pré-incubação de 15 dias foi feita visando-se estabilizar a atividade microbiana do solo após o ajuste de umidade (FONTAINE et al., 2007). Logo após, diferentes materiais vegetais foram misturados ao solo úmido pré-incubado utilizando-se o equivalente de 4 g C kg⁻¹ solo seco. Potes com a mesma quantidade de solo e com o mesmo distúrbio físico causado pela incorporação dos resíduos, porém, com ausência do material vegetal, foram usados como testemunha. A incubação foi conduzida em condições aeróbicas a 25°C. O teor de água do solo foi ajustado três vezes por semana.

O experimento foi conduzido como parcelas totalmente ao acaso com três repetições por tratamento. Os tratamentos consistiram de 11 materiais vegetais e uma testemunha. A incubação foi conduzida por 7, 90 e 180 dias, totalizando 108 potes. A estabilidade de agregados do solo foi analisada no final de cada período de incubação. Visando-se determinar fatores ligados à estabilidade de agregados do solo em longo prazo, foram determinados, no período final de incubação (amostras de solo após 180 dias de incubação), a composição de carboidratos e os teores de COS, CBM e ergosterol. A mineralização de C foi medida durante todo o período de incubação (180 dias).

O CO₂ emitido pelo solo foi aprisionado em recipientes de vidro de 25 mL contendo 10 mL de solução de NaOH (0,5 mol L⁻¹). Logo após, o conteúdo dos recipientes foi titulado com solução de HCl (0,5 mol L⁻¹), depois da adição de 2 mL de solução de BaCl₂ (1 mol L⁻¹) para se precipitar Na₂CO₃. Procedimentos detalhados dessa medida e cálculos foram previamente descritos por Hopkins (2008). O CO₂ emitido do solo foi medido em 33 ocasiões, as quais se concentraram no período inicial de incubação.

O teor de CBM do solo foi determinado seguindo procedimento de fumigação-extração (VANCE et al., 1987). Para essa análise, uma alíquota de 25 g de solo úmido foi submetida à fumigação com clorofórmio por 24 h. Logo após, foi feita uma extração de C solúvel em solução de K₂SO₄ (0,25 mol L⁻¹) a partir do solo fumigado e de 25 g de solo úmido não fumigado. Logo após, as soluções extraídas das amostras de solo não fumigadas e fumigadas foram filtradas (filtro de fibras de vidro, Whatman[®] 934-AH). Em

seguida, a concentração de C nos filtrados foi determinada por meio de oxidação/titulação utilizando-se o método de WALKLEY & BLACK (1934). Um fator (k_{ec}) de 0,45 foi usado para se estimar a quantidade de CBM (WU et al., 1990) a partir do teor de C extraído do solo fumigado menos o teor de C extraído do solo não fumigado.

Uma alíquota de 15 g de solo úmido foi submetida à liofilização para posterior análise do teor de ergosterol, o qual é um biomarcador da biomassa fúngica do solo (WEST et al., 1987; DJAJAKIRANA et al., 1996). Para a extração de ergosterol, uma alíquota de 6 mL de metanol foi adicionada a 4 g de solo liofilizado em recipientes plásticos de 20 mL. Tais recipientes continham 4 g de bolinhas de vidro (2 g com diâmetros de 212 a 300 μm e 2 g com diâmetros de 710 a 1180 μm). Os recipientes foram agitados em vortex por 10 s e, em seguida, agitados por 1 h em agitador orbital ajustado a 320 oscilações min^{-1} . Bolinhas de vidro foram usadas para maximizar a extração de ergosterol do solo, de acordo com os resultados de GONG et al. (2001). Após o período de agitação, a mistura solo-metanol foi deixada em repouso na bancada por 15 min. Logo após, uma alíquota de 1,5 mL do sobrenadante foi transferida para microtubos Eppendorf® de 3 mL. Os microtubos foram centrifugados por 10 min a 11.000 $\times g$ a 5°C. Uma alíquota de 0,9 mL do sobrenadante foi então filtrada em filtro de acetato de celulose (poros de 0,2 μm) acoplado a uma seringa (VWR International Inc., Suwanee, GA, EUA). Logo após, 0,5 mL do filtrado foi transferido para um tubo de amostragem de 1 mL, o qual foi acoplado em um auto-amostrador para análise por meio de cromatografia líquida de alta eficiência.

Um cromatógrafo equipado com uma coluna de especificação C18, de fase reversa, e um detector UV ajustado a 282 nm, foi usado para se determinar a concentração de ergosterol nos filtrados. O metanol foi usado como eluente, em fluxo de 1 mL min^{-1} . A coluna foi mantida à pressão de 4,6 a 4,8 MPa. O tempo de retenção do ergosterol variou de 15,5 a 16,5 min. Ergosterol com pureza $\geq 95\%$ (Sigma-Aldrich Co., St. Louis, MO, EUA) foi usado para construir a curva padrão e realizar testes de adição e recuperação de ergosterol em amostras de solo, conforme descrição de GONG et al. (2001).

Uma alíquota de 25 g de solo úmido foi seca ao ar por 24 h e moída (<0,15 mm) para posteriores análises de COS e carboidratos. O teor de C total foi determinado por combustão a seco (LECO TruSpec CN, Leco Corp., St. Joseph, MI, EUA) a partir das amostras de solo moídas. Em quantidades não detectáveis de carbonatos, o teor de C total do solo foi considerado como COS. A composição monomérica de carboidratos neutros totais (teores de fucose, ramnose, arabinose, galactose, manose, xilose e glicose) foi determinada conforme procedimentos de CHANTIGNY & ANGERS (2008), previamente descritos no Capítulo 2.

O solo úmido restante das análises prévias foi cuidadosamente passado em peneira de 6,3 mm, seco ao ar por 24 h para análise de estabilidade de agregados. A distribuição de agregados por classes de tamanhos (6,3-1,0; 1,0-0,25; <0,25 mm) foi determinada por meio de peneiramento em água, seguindo-se os procedimentos descritos por ANGERS et al. (2008), com imersão direta (sem pré-umedecimento) do solo em água. Procedimentos detalhados dessa análise, são os mesmos previamente descritos no Capítulo 2. O diâmetro médio ponderado (DMP) de agregados estáveis foi calculado da seguinte forma:

$$\text{DMP} = \frac{\sum_{i=1}^3 (x_i \cdot w_i)}{\sum_{i=1}^3 w_i} \quad (1)$$

em que, w_i é a massa de agregados na i -ésima classe de tamanho de agregados com diâmetro médio x_i . O DMP de agregados do solo do presente estudo reflete principalmente a estabilidade de macroagregados do solo, considerando que o menor limite de separação de classes de agregados é 0,25 mm, que é o limite usado para separar macro de microagregados (OADES & WATERS, 1991).

Os dados obtidos foram submetidos ao teste t de Student para se comparar (i) o efeito da adição de materiais vegetais (monocotiledôneas ou dicotiledôneas) com a testemunha, e (ii) os efeitos de materiais vegetais de monocotiledôneas com materiais vegetais de dicotiledôneas. A mineralização de C durante a incubação foi caracterizada

por modelagem do C considerando-se dois compartimentos: (i) um compartimento lábil que se decompõe seguindo uma cinética de primeira ordem e (ii) um compartimento de C não lábil que se decompõe seguindo uma cinética linear. O modelo que representou tal cinética foi:

$$\text{CO}_2 - \text{C}(t) = \text{C}_0[1 - \exp(-bt)] + kt \quad (2)$$

em que, C_0 é o tamanho da fração orgânica lábil, t é o tempo, b é o coeficiente da taxa de mineralização do compartimento de C lábil e k é a taxa de mineralização do compartimento de C não lábil. Os parâmetros do modelo foram estimados por regressão não linear. A otimização do ajuste não linear foi feita por método iterativo utilizando-se o programa SigmaPlot (Systat Software, Inc., San Jose, CA, EUA). Maiores detalhes desse método são descritos por GILLIS & PRICE (2011).

Resultados

Os monossacarídeos de materiais vegetais e do solo foram classificados em hexoses (soma de fucose, ramnose, galactose, manose e glicose) e pentoses (soma de arabinose e xilose) (Tabela 1). Essa classificação é de interesse para o estudo de efeito de materiais vegetais na composição de carboidratos do solo, visto que pentoses formam o principal grupo de carboidratos derivados de plantas no solo (CHESHIRE et al., 1973; CHESHIRE, 1979; BERTRAND et al., 2009). Em equivalência de C adicionado ao solo, os materiais vegetais apresentaram variação considerável na quantidade de seus constituintes (Tabela 1). A quantidade de pentoses adicionadas como materiais de monocotiledôneas variaram de 0,85 g kg⁻¹ solo (sorgo) a 1,22 g kg⁻¹ solo (milho_{colheita}), enquanto em dicotiledôneas esse valor foi menor, variando de 0,30 g kg⁻¹ solo (girassol) a 0,72 g kg⁻¹ solo (crotalária) (Tabela 1). A quantidade de hexoses adicionadas variou de 1,38 g kg⁻¹ solo (feijão) a 2,29 g kg⁻¹ solo (milho_{colheita}). A quantidade de N foi um parâmetro que distinguiu as monocotiledôneas (0,05 ≤ N ≤ 0,11 g kg⁻¹ solo) das dicotiledôneas (0,14 ≤ N ≤ 0,31 g kg⁻¹ solo). A quantidade

de lignina foi o parâmetro que apresentou a maior variação entre os quatro constituintes vegetais apresentados, variando de 0,27 g kg⁻¹ solo (crotalária) a 1,77 g kg⁻¹ solo (milho_{raízes}).

Tabela 1. Quantidades de carboidratos (pentoses e hexoses), N e lignina adicionadas ao solo com a aplicação de materiais vegetais. A quantificação foi feita considerando-se a quantidade de C adicionada (4 g C kg⁻¹ solo) e os resultados da análise de composição bioquímica apresentados no Capítulo 2.

Material	Constituintes vegetais			
	Pentoses	Hexoses	N	Lignina
	g kg ⁻¹ solo			
<i>Monocotiledôneas</i>				
Milho	0,95	2,08	0,10	1,38
Milho _{colheita}	1,22	2,29	0,05	1,55
Milho _{raízes}	0,99	1,99	0,06	1,77
Milheto	1,05	2,05	0,11	0,68
Sorgo	0,85	1,61	0,11	0,51
<i>Dicotiledôneas</i>				
Guandu	0,42	1,58	0,22	1,17
Crotalária	0,72	2,06	0,14	0,27
Soja	0,41	1,66	0,24	1,29
Feijão	0,48	1,38	0,31	1,05
Girassol	0,30	1,48	0,22	0,46
Nabo forrageiro	0,46	1,57	0,19	0,49

O padrão de mineralização de C durante a incubação, representado pelos parâmetros C_0 , b e k do modelo de mineralização, variou com os diferentes materiais vegetais adicionados ao solo (Tabela 2, Figura 1). O tamanho da fração orgânica lábil, C_0 , foi menor com a adição de milho_{colheita} (86 mg C) e milho_{raízes} (49 mg C) em relação aos outros tipos de materiais ($182 \leq C_0 \leq 226$ mg C). Os materiais de monocotiledôneas apresentaram menor taxa de mineralização do compartimento de C lábil, b , que materiais de dicotiledôneas, com exceção da crotalária ($0,060$ d⁻¹). Por outro lado, uma ordem inversa foi verificada na taxa de mineralização do compartimento de C não lábil, k , a qual foi maior com os materiais de monocotiledôneas ($0,84 \leq k \leq 1,32$ mg C d⁻¹) em comparação às dicotiledôneas ($0,52 \leq k \leq 0,82$ mg C d⁻¹).

Tabela 2. Parâmetros do modelo $\text{CO}_2\text{-C}(t)=C_0[1-\exp(-bt)]+kt$ usado para a cinética de mineralização de C de um Latossolo com e sem a adição de materiais vegetais (4 g C kg^{-1} solo) e total acumulado de C respirado até os 180 dias. C_0 é a fração orgânica lábil, t é tempo, b é o coeficiente da taxa de mineralização do compartimento de C lábil e k é a taxa de mineralização do compartimento de C não lábil.

Tratamento	Parâmetros de mineralização de C			Total respirado mg C
	C_0 mg C	b d^{-1}	k mg C d^{-1}	
Testemunha	5	0,075	0,20	47
<i>Monocotiledôneas</i>				
Milho	195	0,076	1,11	381
Milho _{colheita}	86	0,078	1,29	324
Milho _{raízes}	49	0,083	1,32	289
Milheto	191	0,081	0,84	335
Sorgo	182	0,080	0,90	332
<i>Dicotiledôneas</i>				
Guandu	193	0,118	0,52	282
Crotalária	202	0,060	0,82	339
Soja	226	0,112	0,59	330
Feijão	219	0,147	0,49	309
Girassol	217	0,105	0,73	339
Nabo forrageiro	225	0,110	0,64	336

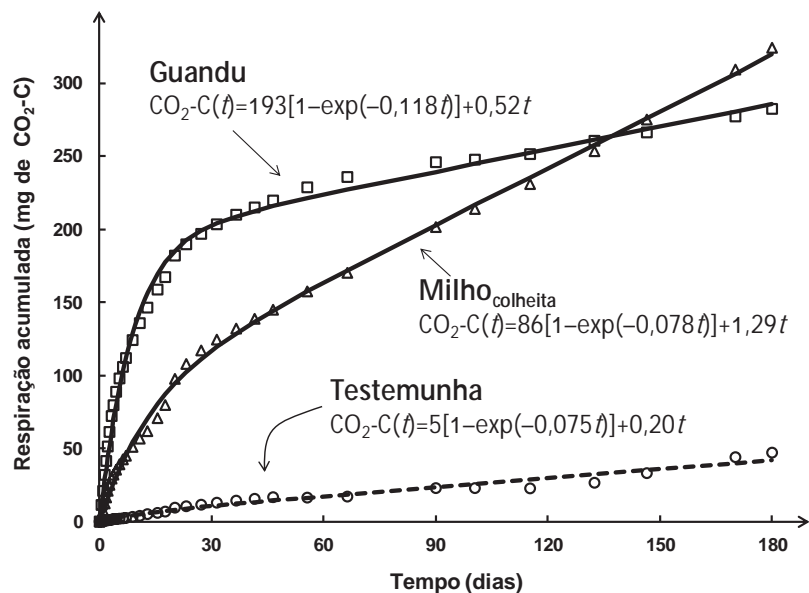


Figura 1. Curvas de mineralização de C (exemplos) de um Latossolo com e sem adição de materiais vegetais (4 g C kg^{-1} solo) com diferentes composições químicas. Os símbolos representam os dados observados e as linhas representam o ajuste com o modelo $\text{CO}_2\text{-C}(t)=C_0[1-\exp(-bt)]+kt$, em que C_0 é a fração orgânica lábil, t é tempo, b é o coeficiente da taxa de mineralização do compartimento de C lábil e k é a taxa de mineralização do compartimento de C não lábil.

Em relação ao total acumulado de C mineralizado durante os 180 dias, nota-se que esse não foi um parâmetro que diferenciou os materiais de monocotiledôneas dos materiais de dicotiledôneas (Tabela 2). A única diferença verificada para o total de C acumulado foi entre os tratamentos com adição de material vegetal e a testemunha.

Todos os materiais vegetais adicionados ao solo proporcionaram um aumento no DMP de agregados nos três períodos de incubação em comparação à testemunha (Tabela 3). Como esperado, um rápido aumento no DMP de agregados do solo foi observado aos 7 dias. Comparado à testemunha, o maior DMP de agregados aos 7 dias foi proporcionado por girassol (71%) e o menor aumento foi proporcionado por milho_{colheita} (16%). Entretanto, a ordem do DMP de agregados mudou consideravelmente aos 90 e aos 180 dias. Materiais de monocotiledôneas proporcionaram os maiores aumentos no DMP de agregados aos 90 dias e aos 180 dias. Em média, o DMP de agregados com a adição de materiais de monocotiledôneas foi 95% e 52% maior comparado à testemunha aos 90 e aos 180 dias, respectivamente, enquanto que aqueles de materiais de dicotiledôneas foram 45% e 26% maiores, comparado à testemunha, aos 90 e aos 180 dias, respectivamente.

Para se conhecer os possíveis fatores que explicam os efeitos de materiais vegetais na estabilidade de agregados em longo prazo, foram determinados, nas amostras de solo após 180 dias de incubação, os teores de COS, CBM, ergosterol e a composição de carboidratos (Tabela 4). A adição de materiais vegetais proporcionou aumento nos teores de COS em relação à testemunha. Não foram observadas diferenças entre monocotiledôneas e dicotiledôneas para o teor de COS (Tabela 4), o que está de acordo com o observado para a quantidade total de C respirado (Tabela 3).

O teor de pentoses do solo foi maior com adição de materiais de monocotiledôneas em comparação aos materiais de dicotiledôneas (Tabela 4). Comparado à testemunha, o maior aumento foi proporcionado por milho_{colheita} (65%), enquanto o menor aumento foi proporcionado pelo girassol (4%). Este resultado foi consequência da maior quantidade de pentoses vegetais adicionadas ao solo pelo milho_{colheita} (1,23 g kg⁻¹ solo) e o menor pelo girassol (0,30 g kg⁻¹ solo) (Tabela 1). Diferentemente do efeito de materiais vegetais nos teores de pentoses do solo, não se

observou diferenças significativas entre monocotiledôneas e dicotiledôneas para hexoses do solo (Tabela 4). A relação GM/AX, que representa a contribuição relativa de carboidratos de origem microbiana e vegetal no solo (e.g., Rumpel et al., 2010), foi reduzida pela adição de materiais de monocotiledôneas ($0,88 \leq GM/AX \leq 1,12$) (Tabela 4). Dentre as dicotiledôneas, a adição de material vegetal de guandu resultou na maior relação GM/AX (1,38), maior que o valor observado para testemunha (1,26).

Tabela 3. Diâmetro médio ponderado (DMP) de agregados de Latossolo com e sem a adição de materiais vegetais (4 g C kg^{-1} solo) após 7, 90, e 180 dias de incubação.

Tratamento	7 dias	90 dias	180 dias
	mm		
<i>Testemunha (Tes)</i>	0,96 (0,06) ^a	0,82 (0,07)	0,71 (0,02)
<i>Monocotiledôneas (Mon)</i>			
Milho	1,57 (0,09)	1,55 (0,06)	1,06 (0,12)
Milho _{colheita}	1,11 (0,06)	1,96 (0,07)	1,14 (0,06)
Milho _{raízes}	1,14 (0,08)	1,65 (0,12)	1,18 (0,06)
Milheto	1,35 (0,03)	1,39 (0,03)	1,00 (0,05)
Sorgo	1,51 (0,01)	1,45 (0,08)	1,01 (0,06)
<i>Média</i>	1,34	1,60	1,08
<i>Dicotiledôneas (Dic)</i>			
Guandu	1,33 (0,06)	1,15 (0,05)	0,89 (0,05)
Crotalária	1,56 (0,05)	1,28 (0,03)	0,89 (0,05)
Soja	1,35 (0,10)	1,13 (0,10)	0,84 (0,06)
Feijão	1,15 (0,03)	1,14 (0,02)	0,92 (0,06)
Girassol	1,64 (0,01)	1,23 (0,04)	0,93 (0,05)
Nabo forrageiro	1,61 (0,05)	1,07 (0,01)	0,94 (0,06)
<i>Média</i>	1,44	1,16	0,90
Teste <i>t</i>			
<i>Mon x Tes</i>	***	***	***
<i>Dic x Tes</i>	***	***	*
<i>Mon x Dic</i>	*	***	***

^a Valores entre parênteses representam o erro padrão das médias. * significativo a 5%; *** significativo a 0,1%.

Tabela 4. Teores de C da biomassa microbiana (CBM), ergosterol, C orgânico (COS), pentoses (arabinose + xilose), hexoses (fucose + ramnose + galactose + glicose + manose), e relação GM/AX (galactose + manose)/(arabinose + xilose), em um Latossolo com e sem adição de materiais vegetais (4 g C kg⁻¹ solo) após 180 dias de incubação.

Tratamento	CBM	Ergosterol	COS	Pentoses	Hexoses	GM/AX
	— mg kg ⁻¹ solo —		— g kg ⁻¹ solo —			
<i>Testemunha (Tes)</i>	85 (42) ^a	0,36 (0,00)	10,2 (0,4) ^a	0,48 (0,01)	1,42 (0,03)	1,28 (0,01)
<i>Monocotiledôneas (Mon)</i>						
Milho	190 (14)	0,50 (0,03)	11,8 (0,7)	0,61 (0,04)	1,58 (0,08)	1,05 (0,04)
Milho _{colheita}	138 (35)	0,77 (0,02)	11,6 (0,2)	0,79 (0,04)	1,84 (0,11)	0,88 (0,02)
Milho _{raízes}	173 (6)	0,72 (0,04)	11,2 (0,2)	0,66 (0,01)	1,79 (0,02)	1,00 (0,01)
Milheto	163 (30)	0,56 (0,04)	11,5 (0,5)	0,65 (0,03)	1,78 (0,07)	1,08 (0,02)
Sorgo	144 (24)	0,59 (0,04)	11,6 (0,2)	0,59 (0,01)	1,68 (0,07)	1,12 (0,01)
<i>Média</i>	162	0,63	11,5	0,66	1,73	1,02
<i>Dicotiledôneas (Dic)</i>						
Guandu	233 (15)	0,71 (0,03)	12,0 (0,4)	0,57 (0,04)	1,93 (0,17)	1,38 (0,06)
Crotalária	200 (26)	0,60 (0,04)	11,4 (0,1)	0,53 (0,01)	1,62 (0,03)	1,21 (0,03)
Soja	232 (21)	0,70 (0,02)	11,2 (0,0)	0,54 (0,01)	1,70 (0,02)	1,28 (0,03)
Feijão	190 (9)	0,70 (0,01)	11,7 (0,2)	0,55 (0,02)	1,68 (0,04)	1,20 (0,02)
Girassol	94 (7)	0,60 (0,03)	11,2 (0,1)	0,50 (0,01)	1,61 (0,04)	1,30 (0,02)
Nabo forrageiro	169 (35)	0,74 (0,03)	11,1 (0,2)	0,56 (0,01)	1,69 (0,08)	1,20 (0,02)
<i>Média</i>	186	0,68	11,4	0,54	1,71	1,26
Teste <i>t</i>						
<i>Mon x Tes</i>	**	***	***	***	**	***
<i>Dic x Tes</i>	**	***	**	*	**	NS
<i>Mon x Dic</i>	NS	*	NS	***	NS	***

^a Valores entre parênteses representam o erro padrão das médias. * significativo a 5%; ** significativo a 1%; *** significativo a 0,1%; NS: não significativo a 5 %.

Apesar de o CBM ter aumentado após a adição de materiais vegetais ao solo (11% a 174%) comparado à testemunha (Tabela 4), não foi observada diferença significativa entre monocotiledôneas e dicotiledôneas. A biomassa fúngica, estimada pelo teor de ergosterol nos solo, também aumentou em relação à testemunha em decorrência da adição de material vegetal ao solo, sendo que os maiores valores foram observados quando da adição de material vegetal de dicotiledôneas (Tabela 4).

Discussão

O modelo de agregação do solo proposto por OADES & WATERS (1991) sugere que o efeito da MOS como agente estabilizador de agregados do solo é minimizado pela presença de óxidos. Considerando-se esse modelo, poder-se-ia inferir que a estabilidade de agregados de Latossolos é menos sensível à quantidade e a qualidade de materiais vegetais adicionados ao solo, visto que são fontes primárias na formação de MOS (KÖGEL-KNABNER, 2002). Entretanto, os resultados do presente estudo (Tabela 2) e de trabalhos de outros autores (WENDLING et al., 2005; ANDRADE et al., 2009) sugerem que a qualidade do material orgânico incorporado ao solo é um fator que controla a estabilidade de agregados de Latossolos.

Foi verificado no presente trabalho que materiais vegetais de monocotiledôneas proporcionaram maior estabilidade de agregados do Latossolo em longo prazo quando comparados aqueles de dicotiledôneas. Os efeitos positivos da adição de material vegetal de monocotiledôneas no teor de pentoses do solo, na relação GM/AX, nos valores de k e de DMP de agregados do solo, sugerem que: (i) é a fração orgânica não lábil que controla a estabilidade de agregados não transiente do Latossolo; (ii) a presença de pentoses derivadas de plantas, as quais fazem parte da fração não lábil, contribuem para o efeito de plantas na estabilidade de agregados do solo em longo prazo. Tal interpretação é suportada por estudos de origem de carboidratos do solo, os quais mostraram que pentoses têm a capacidade de resistir à degradação, ficando no solo por meses (e.g., CHESHIRE et al., 1973). Essa presença residual de pentoses no solo é consistente com um possível efeito na estabilidade de agregados do solo em longo prazo.

É provável que a fração de pentoses vegetais atue na estabilidade de agregados do solo de uma forma indireta, estando ligado a processos microbianos. Essa hipótese pode ser suportada pela relação linear e positiva entre k , que representa a atividade microbiana no período de decomposição mais tardio, e os valores de DMP de agregados do solo (Figura 2a). Entretanto, os teores de CBM e de ergosterol mostraram não possuir uma relação com DMP de agregados do solo (Figuras 2b e 2c). A falta de

similaridade entre DMP de agregados do solo e o teor de ergosterol, que representa a biomassa fúngica do solo, é um resultado não esperado. Fungos possuem a capacidade de colonizar carboidratos vegetais estruturais (WAKSMAN & DIEHM, 1931) e são conhecidos como importantes agentes agregadores de partículas do solo (TISDALL, 1991; TISDALL et al., 1997). Na literatura, alguns trabalhos mostraram uma correlação positiva entre o teor de ergosterol e o DMP de agregados do solo, após a adição de materiais orgânicos (COSENTINO et al., 2006; ANNABI et al., 2007). Diferenças nos tipos de materiais adicionados e nas condições experimentais podem explicar a diferença de resultados obtidos em trabalhos prévios e no presente estudo. COSENTINO et al. (2006) estudou o efeito da aplicação da palha de milho (presença e ausência), combinado com ao efeito de ciclos de umedecimento e secagem do solo, enquanto ANNABI et al. (2007) estudou o efeito de compostos orgânicos urbanos com diferentes níveis de maturidade.

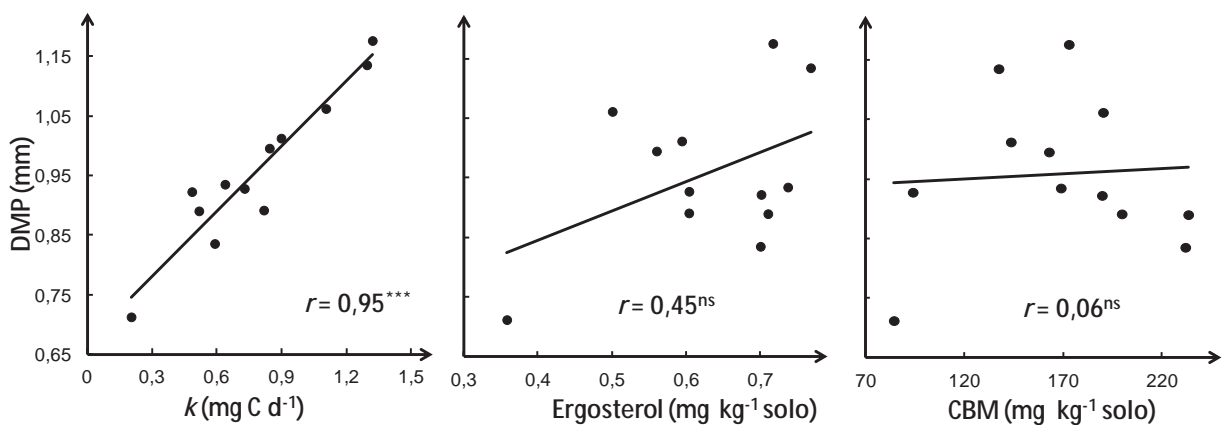


Figura 2. Relação da taxa de mineralização do compartimento de C não lábil (k), teor de ergosterol e teor de C da biomassa microbiana (CBM) com o diâmetro médio ponderado (DMP) de agregados estáveis de um Latossolo com e sem a adição de materiais vegetais (4 g C kg^{-1} solo) após 180 dias de incubação. *** significativo a 0,1%; ^{ns} não significativo a 5%.

Se o efeito de carboidratos vegetais na estabilidade de agregados do solo foi devido a um processo microbiano, grupos específicos de microorganismos estariam envolvidos, ao invés da biomassa microbiana total ou biomassa de fúngica total. A

atividade específica de decompositores de pentoses vegetais é provavelmente a causa dos maiores valores de pentoses e estabilidade de agregados do solo no solo incubado com materiais de monocotiledôneas. Esta hipótese está de acordo com o resultado de um estudo recente conduzido por LE GUILLOU et al. (2012) mostrando que as dinâmicas de decomposição do material vegetal e de agregação do solo, em um período mais avançado de incubação, estão associadas a uma comunidade fúngica específica. Esses autores sugeriram a existência de um processo microbiano mais “restrito” em um período mais avançado de decomposição de materiais orgânicos no solo. Nesse período, a estrutura da comunidade microbiana, e não a biomassa microbiana total, exerce um papel mais importante na estabilidade de agregados do solo que no período inicial de decomposição (LE GUILLOU et al., 2012).

No presente estudo, a análise da composição dos carboidratos do solo proporcionou uma informação adicional sobre o efeito da incorporação de material vegetal nos microorganismos do solo. A adição de guandu ao solo proporcionou a maior relação GM/AX do solo (Tabela 4), mostrando que esse material vegetal aumentou a proporção de carboidratos de origem microbiana no solo. Esse resultado é consistente com um estudo prévio mostrando que o cultivo de guandu como cultura de inverno proporcionou os maiores teores de resíduos microbianos (MurN e GlcN) na camada superficial do mesmo Latossolo (Capítulo 3). Uma rápida colonização microbiana em um período inicial seguida por baixa mineralização em período posterior (Tabela 2, Figura 1) são provavelmente favoráveis ao acúmulo de COS, como sugerido no Capítulo 3. Esse aspecto possui implicação importante para a compreensão do sequestro de C em Latossolos e, portanto, deve ser mais bem estudado em trabalhos posteriores.

Os resultados verificados nos Capítulos 2 e 3 e no presente Capítulo são evidências que o acúmulo de COS e as mudanças na estabilidade de agregados influenciados por plantas são processos separados no Latossolo do presente estudo. Os resultados do presente estudo indicam que a estabilidade não transiente de agregados do solo é determinada pela taxa de decomposição do C vegetal não lábil, e não pela quantidade de C total respirado ou teor total de COS. Esses resultados são

diferentes daqueles obtidos em estudos com outros tipos de solos, os quais mostraram que o efeito de materiais vegetais na estabilidade de agregados esteve ligado ao total de C respirado (ANNABI et al., 2007) ou ao teor total de COS (e.g., ALBIACH et al., 2001).

Conclusões

Os materiais de monocotiledôneas adicionados ao solo apresentaram as maiores taxas de mineralização do compartimento de C não lábil (k), os maiores teores de pentose do solo e o maior DMP de agregados do solo em comparação à testemunha e às dicotiledôneas, em período posterior de decomposição.

CAPÍTULO 5 – IMPLICAÇÕES DO EFEITO DAS PLANTAS NA AGREGAÇÃO E NO ACÚMULO DE C ORGÂNICO DO SOLO

É muito difundida na literatura a existência de uma relação positiva entre o acúmulo de COS e estabilidade de agregados do solo (TISDALL & OADES, 1982; CAMBARDELLA & ELLIOTT, 1993; HAYNES & BEARE, 1995; JASTROW, 1996; FRANZLUEBBERS & ARSHAD, 1997; MARTENS, 2000b; SIX et al., 2000b). Entretanto, isso pode não ser uma regra geral para todos os tipos de solo. Os resultados obtidos no experimento de campo mostraram que os teores de COS, C-MOP e resíduos microbianos, foram maximizados pelo cultivo de guandu (Capítulo 3), enquanto a maior estabilidade de agregados do solo foi proporcionada pelo cultivo mais frequente de monocotiledôneas (Capítulo 2).

Resultados do experimento de incubação foram consistentes com o estudo de campo. Após 180 dias de incubação, a incorporação de guandu ao solo apresentou maior taxa de mineralização de C do compartimento lábil, *b*, seguido por uma baixa taxa de mineralização do compartimento não lábil, *k* (Capítulo 4). Em condições de campo, esse padrão de decomposição pode ter sido favorável ao acúmulo de COS após 7 anos sob SSD (Capítulo 3). As hipóteses para esse acúmulo são que: (i) alta quantidade de N vegetal incorporado ao solo estimula um maior crescimento microbiano na fase exponencial de decomposição de materiais vegetais, resultando em maior acúmulo de C microbiano no solo; e (ii) a alta concentração de lignina no material vegetal é favorável ao acúmulo de C-MOP (CAMBARDELLA & ELLIOTT, 1992), a qual seria a fração de COS sensível ao material vegetal incorporado ao solo (CARTER & GREGORICH, 2010).

No experimento de incubação, confirmou-se que a formação de macroagregados estáveis no solo depende especificamente de características bioquímicas do material que se decompõe no solo (e.g., tamanho do compartimento de C não lábil, quantidade de pentoses), e não do teor de COS no solo. Com o passar do tempo, o C vegetal recentemente incorporado ao solo foi provavelmente estabilizado de forma preferencial

em microagregados sem efeito significativo na estabilidade de macroagregados do solo. Isso explicaria a ausência de relação entre a estabilidade de macroagregados e o teor de C-MOP do Latossolo (Figura 1), quando influenciado por culturas. Tal observação é consistente com estudos prévios em que, por meio de marcação isotópica de C, foi evidenciado um acúmulo de C vegetal recente em microagregados do solo (ANGERS et al., 1997; GALE et al., 2000).

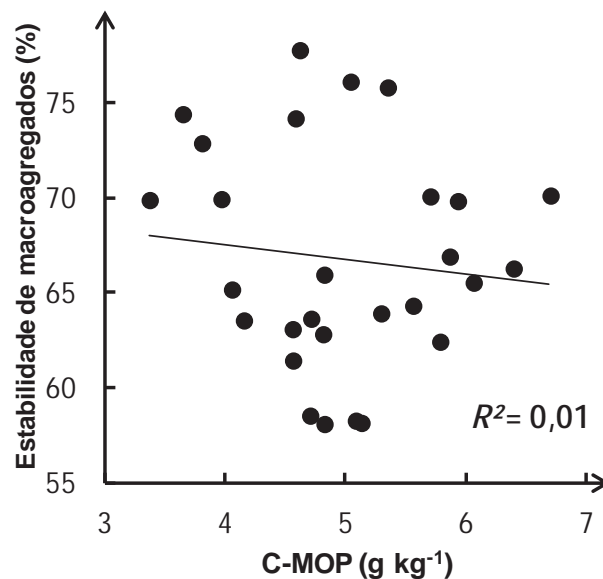


Figura 1. Relação entre a estabilidade de macroagregados (>0,25 mm) e o teor C presente como matéria orgânica particulada (C-MOP) em um Latossolo após sete anos sob semeadura direta.

Embora vários trabalhos tenham abordado a dinâmica de C em microagregados, mecanismos relacionados à estabilidade de macroagregados ainda precisam ser mais bem estudados. Modelos de agregação do solo sugerem que a fração da MOP mais resistente à decomposição funciona como centro de macroagregados estáveis no solo (GOLCHIN, 1994; SIX et al. 1998). A Figura 1 evidencia que esse não é um mecanismo de influência de plantas na estabilidade de macroagregados do Latossolo deste estudo.

Baseando-se nos resultados dos experimentos de campo e incubação, propõe-se um modelo conceitual com o objetivo de se generalizar os efeitos da decomposição de materiais vegetais no teor de COS na estabilidade de agregados de Latossolos

(Figura 2). Esse modelo é baseado na curva de mineralização de C após a incorporação de materiais vegetais no solo. Nesse modelo, é proposta a existência de dois tipos específicos de materiais vegetais com efeitos positivos, porém divergentes, nos teores de COS e na estabilidade de agregados do solo: materiais vegetais do tipo **B** e materiais vegetais do tipo **K** (Figura 2).

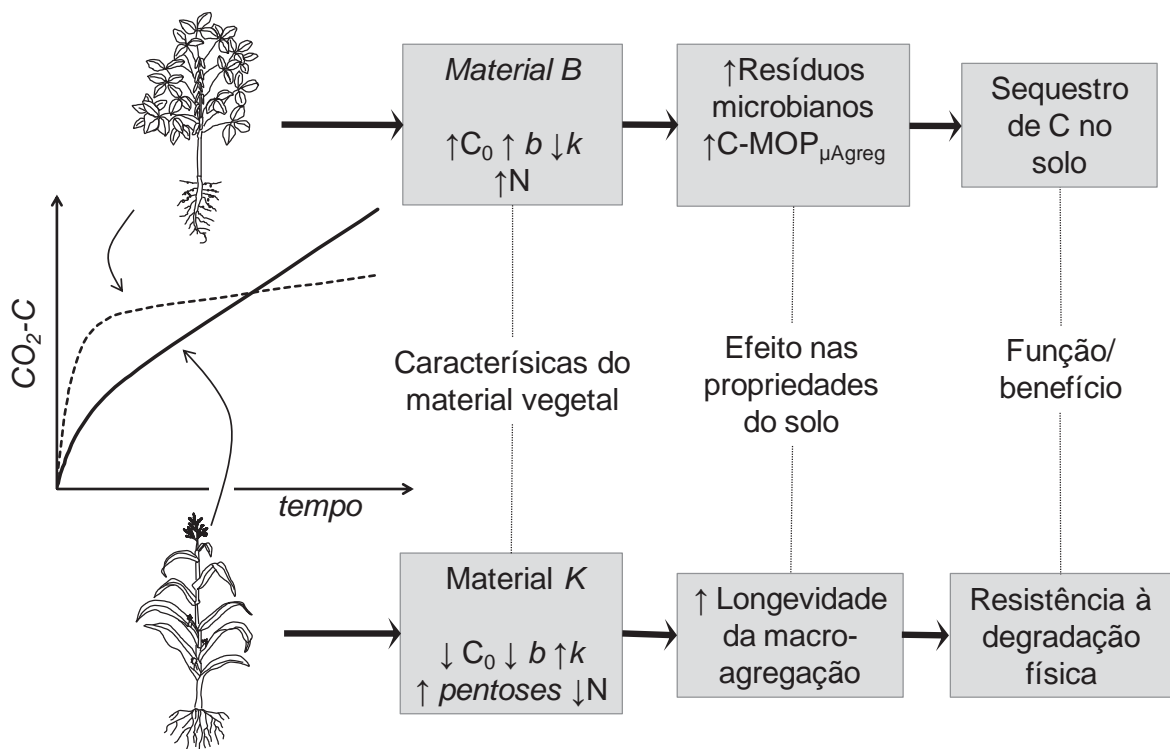


Figura 2. Modelo conceitual sobre a influência de materiais vegetais no sequestro de C e na redução à degradação física de um Latossolo. O modelo é baseado em resultados obtidos em condições controladas e de campo (Capítulos 2, 3 e 4). $C-MOP_{\mu Agreg}$: C da matéria orgânica particulada presente em microagregados do solo. C_0 é a fração orgânica lábil, b é o coeficiente da taxa de mineralização do compartimento de C lábil e k é a taxa de mineralização do compartimento de C não lábil.

Os materiais do tipo B seriam uma generalização do efeito positivo do guandu (alto b e baixo k) sobre o acúmulo de COS, enquanto os materiais do tipo K seriam uma generalização do efeito positivo das monocotiledôneas (baixo b e alto k) na estabilidade de agregados do solo. Plantas que produzem materiais do tipo B seriam mais

adequadas em estratégias de manejo visando à maximização do sequestro de C, enquanto plantas produzindo materiais do tipo K seriam mais adequadas em estratégias de manejo visando reduzir a degradação física de Latossolos.

O modelo proposto não deve ser interpretado sem considerar a produção de C vegetal de forma cíclica, isto é, a incorporação sazonal de materiais vegetais ao solo. Apesar de estudos mostrarem que substâncias resistentes à degradação em curto prazo não são estáveis no solo em longo prazo (e.g., décadas, milênios) (SCHMIDT et al., 2011), a sobreposição de efeitos anuais da incorporação de plantas ricas em lignina pode manter os teores de C-MOP no solo ao longo do tempo.

O modelo proposto no presente estudo não é mutuamente excludente com os modelos conhecidos sobre agregação do solo, considerando, especialmente, o aspecto ligado à proteção de C em microagregados do solo (SIX et al., 2000a). Os resultados de trabalhos prévios sobre a proteção de C em microagregados (ANGERS et al., 1997; GALE et al., 2000) seriam consistentes e complementares ao modelo apresentado.

Um aspecto importante desse modelo é que materiais vegetais que aportam mais N ao solo seriam aqueles mais adequados para o acúmulo de COS. Essa observação estaria de acordo com o trabalho desenvolvido por DRINKWATER et al. (1998), que sugeriram que materiais orgânicos com baixa relação C/N, como aqueles encontrados em leguminosas, podem manter a fertilidade do solo e, quando combinados com uma diversidade de plantas em sequências de culturas, contribuem para o acúmulo de COS e N no solo, os quais possuem implicações importantes nos estoques de COS e N no solo em escalas regionais e globais.

A implicação prática do modelo apresentado na Figura 2 é de que o uso de sequências de culturas envolvendo tanto plantas que produzem material tipo B quanto plantas que produzem material tipo K, seria uma estratégia adequada para se melhorar a qualidade dinâmica de Latossolos. Sequências de culturas envolvendo milho (cultura de verão) e guandu (cultura de inverno), podem maximizar o sequestro de C e minimizar a vulnerabilidade à degradação física do Latossolo em região tropical de inverno quente submetido ao SSD. A extrapolação desse modelo para outras condições edafoclimáticas e tipos de plantas deve ser considerada em trabalhos posteriores.

REFERÊNCIAS

ABIVEN, S.; MENASSERI, S.; ANGERS, D.A.; LETERME, P. A model to predict soil aggregate stability dynamics following organic residue incorporation under field conditions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.72, p.119–125, 2008.

ABIVEN, S.; MENASSERI, S.; CHENU, C. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.41, p.1–12, 2009.

ABIVEN, S.; RECOUS, S.; REYES, V.; OLIVER, R. Mineralisation of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.42, p.119–128, 2005.

ALBIACH, R.; CANET, R.; POMARES, F.; INGELMO, F. Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v.76, p.125–129, 2001.

ALEXANDER, M. **Introduction to soil microbiology**. 2.ed. New York: Wiley, 1977.

AMELUNG, W. Methods using amino-sugars as markers for microbial residues in soil. In: LAL, R. (Ed.). **Assessment methods for measuring soil organic carbon**, 2001. p.233–272.

AMELUNG, W.; BRODOWSKI, S.; SANDHAGE-HOFMANN, A.; BOL, R. Combining biomarker with stable isotope analyses for assessing the transformation and turnover of soil organic matter. **Advances in Agronomy**, San Diego, v.100, p.155–250, 2008.

ANDRADE, R.S.; STONE, L.F.; SILVEIRA, P.M. Cover crops and physical quality of a Latosol under no-tillage. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.13, p.411–418, 2009.

ANGERS, D.A.; BULLOCK, M.S.; MEHUYS, G.R. Aggregate stability to water. In: CARTER, M. R. & GREGORICH, E.G. (Ed.). **Soil sampling and methods of analysis**. Boca Raton: CRC Press, 2008. p.811–820.

ANGERS, D.A.; CARON, J. Plant-induced changes in soil structure: processes and feedbacks. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.42, p.55–72, 1998.

ANGERS, D.A.; EDWARDS, L.M.; SANDERSON, J.B.; BISSONNETTE, N. Soil organic matter quality and aggregate stability under eight potato cropping sequences in a fine sandy loam of Prince Edward Island. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.79, p.411–417, 1999.

ANGERS, D.A.; MEHUYS, G.R. Effects of cropping on carbohydrate content and water-stable aggregation of a clay soil. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.69, p.373–380, 1989.

ANGERS, D.A.; N'DAYEGAMIYE, A.; COTE, D. Tillage-induced differences in organic matter of particle-size fractions and microbial biomass. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.57, p.512–516, 1993a.

ANGERS, D.A.; PESANT, A.; VIGNEUX, J. Early cropping-Induced changes in soil aggregation, organic matter, and microbial biomass. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.56, p.115–119, 1992.

ANGERS, D.A.; RECOUS, S.; AITA, C. Fate of nitrogen and carbon in water-stable aggregates during decomposition of $^{13}\text{C}^{15}\text{N}$ -labelled wheat straw *in situ*. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.48, p.295–300, 1997.

ANGERS, D.A.; SAMSON, N.; LEGERE, A. Early changes in water-stable aggregation induced by rotation and tillage in a soil under barley production. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.73, p.51–59, 1993b.

ANNABI, M.; HOUOT, S.; FRANCOU, C.; POITRENAUD, M.; LE BISSONNAIS, Y. Soil aggregate stability improvement with urban composts of different maturities. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.71, p.413–423, 2007.

APPUHN, A.; JOERGENSEN, R.G. Microbial colonisation of roots as a function of plant species. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.38, p.1040–1051, 2006.

BACON, J.S.D.; GORDON, A.H.; MORRIS, J. Acetyl groups in cell-wall preparations from higher plants. **The Biochemical Journal**, London, v.149, p.485–487, 1975.

BALDOCK, J.A.; KAY, B.D.; SCHNITZER, M. Influence of cropping treatments on the monosaccharide content of the hydrolysates of a soil and its aggregate fractions. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.67, p.489–499, 1987.

BALESDENT, J.; PÉTRAUD, J.-P.; FELLER, C. Some effects of ultrasonic vibrations on size-distribution of soil organic matter (in french with english abstract). **Science du sol**, Versailles, v.29, p.95–106, 1991.

BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.133, p.13–22, 2000.

BERTRAND, I.; CHABBERT, B.; KUREK, B.; RECOUS, S. Can the biochemical features and histology of wheat residues explain their decomposition in soil? **Plant and Soil**, The Hague, v.281, p.291–307, 2006.

BERTRAND, I.; PREVOT, M.; CHABBERT, B. Soil decomposition of wheat internodes of different maturity stages: Relative impact of the soluble and structural fractions. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v.100, p.155–163, 2009.

BESNARD, E.; CHENU, C.; BALESSENT, J.; PUGET, P.; ARROUAYS, D. Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.47, p.495–503, 1996.

BOURGET, S.J.; KEMP, J.G. Wet sieving apparatus for stability analysis of soil aggregates. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.37, p.60, 1957.

BROCK, T.D.; MADIGAN, M.T. **Biology of Microorganisms**. 5ed. Englewood: Prentice-Hall, 1988.

CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOTT, E.T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.56, p.777–783, 1992.

CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOTT, E.T. Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.57, p.1071–1076, 1993.

CARTER, M.R. Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. **Agronomy Journal**, Madison, v.94, p.38–47, 2002.

CARTER, M.R.; GREGORICH, E.G. Carbon and nitrogen storage by deep-rooted tall fescue (*Lolium arundinaceum*) in the surface and subsurface soil of a fine sandy loam in eastern Canada. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.136, p.125–132, 2010.

CENTURION, J.F. **Caracterização e classificação dos solos da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal**. 1998. 85f. Tese de Livre-Docência (Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista), Jaboticabal, SP, 1998.

CHANEY, K.; SWIFT, R.S. Studies on aggregate stability. II. The effect of humic substances on the aggregate stability of re-formed soil aggregates. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.37, p.337–343, 1986.

CHANTIGNY, M.H.; ANGERS, D.A. Carbohydrates. In: CARTER, M.R. & GREGORICH, E.G. (Ed.). **Soil sampling and methods of analysis**. Boca Raton: CRC Press, 2008. p.653–665.

CHANTIGNY, M.H.; ANGERS, D.A.; BEAUCHAMP, C.J. Aggregation and organic matter decomposition in soils amended with de-inking paper sludge. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.63, p.1214–1221, 1999.

CHANTIGNY, M.H.; ANGERS, D.A.; BEAUCHAMP, C.J. Decomposition of de-inking paper sludge in agricultural soils as characterized by carbohydrate analysis. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.32, p.1561–1570, 2000.

CHANTIGNY, M.H.; ANGERS, D.A.; PREVOST, D.; VEZINA, L.-P.; CHALIFOUR, F.-P. Soil aggregation and fungal and bacterial biomass under annual and perennial cropping systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.61, p.262–267, 1997.

CHENU, C. Influence of a fungal polysaccharide, scleroglucan, on clay microstructures. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.21, p.299–305, 1989.

CHESHIRE, M.V. Origins and stability of soil polysaccharide. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.28, p.1–10, 1977.

CHESHIRE, M.V. **Nature and origin of carbohydrates in soils**. London: Academic Press, 1979.

CHESHIRE, M.V.; HAYES, M.H.B. Composition, origins, structures, and reactivities of soil polysaccharides. In: DE BOODT, M.F. (Ed.). **Soil colloids and their associations in aggregates**. New York: Plenum, 1990. p.307–336.

CHESHIRE, M. V.; MUNDIE, C.M. The hydrolytic extraction of carbohydrates from soil by sulphuric acid. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.17, p.372–381, 1966.

CHESHIRE, M.V.; MUNDIE, C.M. The distribution of labelled sugars in soil particle size fractions as a means of distinguishing plant and microbial carbohydrates residues. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.32, p.605–618, 1981.

CHESHIRE, M.V.; MUNDIE, C.M.; SHEPHERD, H. Transformation ^{14}C glucose and starch in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.1, p.117–130, 1969.

CHESHIRE, M.V.; MUNDIE, C.M.; SHEPHERD, H. The origin of pentose fraction of soil polysaccharide. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.22, p.222–236, 1971.

CHESHIRE, M.V.; MUNDIE, C.M.; SHEPHERD, H. The origin of soil polysaccharide: transformation of sugars during the decomposition in soil of plant material labelled with ^{14}C . **Journal of Soil Science**, v.24, Oxford, p.54–68, 1973.

CHESHIRE, M.V.; THOMPSON, S.J. Configuration of soil arabinose. **Biochemical Journal**, London, v.129, p.19, 1972.

CHESSON, A. Plant degradation by ruminants: Parallels with litter decomposition in soils. In: CADDISCH, G.&GILLER, K. E. (Ed.). **Plant litter quality and decomposition**. Wallingford: CAB International, 1997. p.47–66.

COELHO, R.R.R.; SACRAMENTO, D.R.; LINHARES, L.F. Amino sugars in fungal melanins and soil humic acids. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.48, p.425–429, 1997.

COLE, C.V.; DUXBURY, J.; FRENEY, J.; HEINEMEYER, O.; MINAMI, K.; MOSIER, A.; PAUSTIAN, K.; ROSENBERG, N.; SAMPSON, N.; SAUERBECK, D.; ZHAO, Q. Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.49, p.221–228, 1997.

COLEMAN, D.C.; CROSSLEY, D.A. **Fundamentals of soil ecology**. San Diego: Academic Press, 1996.

COSENTINO, D.; CHENU, C.; LE BISSONNAIS, Y. Aggregate stability and microbial community dynamics under drying–wetting cycles in a silt loam soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.38, p.2053–2062, 2006.

DE LEÓN-GONZÁLEZ, F.; GUTIÉRREZ-CASTORENA, M.C.; GONZÁLEZ-CHÁVEZ, M.C.A.; CASTILLO-JUÁREZ, H. Root-aggregation in a pumiceous sandy soil. **Geoderma**, Amsterdam, v.142, p.308–317, 2007.

DEGENS, B.P. Macro-aggregation of soils by biological bonding and binding mechanisms and the factors affecting these: a review. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.35, p.431–459, 1997.

DEY, P.M.; BRINSON, K. Plant Cell-Walls. **Advances in Carbohydrate Chemistry and Biochemistry**, New York, v.42, p.265–382, 1984.

DING, X.; ZHANG, B.; ZHANG, X.; YANG, X.; ZHANG, X. Effects of tillage and crop rotation on soil microbial residues in a rainfed agroecosystem of northeast China. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.114, p.43–49, 2011.

DJAJAKIRANA, G.; JOERGENSEN, R.G.; MEYER, B. Ergosterol and microbial biomass relationship in soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.22, p.299–304, 1996.

DORMAAR, J.F. Chemical properties of soil and water-stable aggregates after sixty-seven years of cropping to spring wheat. **Plant and Soil**, The Hague, v.75, p.51–61, 1983.

DRINKWATER, L.E.; WAGONER, P.; SARRANTONIO, M. Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. **Nature**, London, v.396, p.262–265, 1998.

EBRINGEROVA, A.; HROMADKOVA, Z.; HEINZE, T. Polysaccharides I. Structure, characterization and use. **Advances in Polymer Science**, Berlin, v.186, p.1–67, 2005.

EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.

EVINER, V.T.; CHAPIN III, F.S. The influence of plant species, fertilization and elevated CO₂ on soil aggregate stability. **Plant and Soil**, The Hague, v.246, p.211–219, 2002.

FEBRAPDP (FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO NA PALHA). **Área de plantio direto no mundo**. 2012. Disponível em: <<http://www.febrapdp.org.br>>. Acesso em: 16 mar. 2012.

FELLER, C. A method for granulometric fractionation of soil organic matter. Application to tropical soils with coarse textures and very low humus content. **Cahiers ORSTOM – Serie Pedologie**, Bondy, v.17, p.339–346, 1979.

FELLER, C. Un fractionnement granulométrique de la matière organique des sols en 1874. **Étude et Gestion des Sols**, Paris, v.5, p.195–200, 1998.

FELLER, C.; FRANÇOIS, C.; VILLEMEN, G.; PORTAL, J.-M.; TOUTAIN, F.; MOREL, J.-L. Nature of organic matter associated with clayey fractions of a ferrallitic soil. **Comptes Rendus de l'Academie Sciences**, Paris, v.312, p.1491–1497, 1991.

FELLER, C.L.; THURIÈS, L.J.M.; MANLAY, R.J.; ROBIN, P.; FROSSARD, E. "The principles of rational agriculture" by Albrecht Daniel Thaer (1752–1828). An approach to the sustainability of cropping systems at the beginning of the 19th century. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v.166, p.687–698, 2003.

FLAIG, W. An introductory review on humic substances: aspects of research on their genesis, their physical and chemical properties, and their effect on organisms. In: POVOLEDO, D. & GOLTERMAN, H.L. (Ed.). **Humic substances: their structure and function in the biosphere**. Wageningen: Centre for Agricultural Publishing and Documentation, 1975. p.19–42.

FOGEL, R.; CROMACK Jr, K. Effect of habitat and substrate quality on Douglas fir litter decomposition in western Oregon. **Canadian Journal of Botany**, Ottawa, v.55, p.1632–1640, 1977.

FONTAINE, S.; BAROT, S.; BARRÉ, P.; BDIQUI, N.; MARY, B.; RUMPEL, C. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. **Nature**, London, v.450, p.277–281, 2007.

FONTAINE, S.; HENAULT, C.; AAMOR, A.; BDIQUI, N.; BLOOR, J.M.G.; MAIRE, V.; MARY, B.; REVAILLOT, S.; MARON, P.A. Fungi mediate long term sequestration of carbon and nitrogen in soil through their priming effect. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.43, p.86–96, 2011.

FOSTER, R.C. Microenvironments of soil microorganisms. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.6, p.189–203, 1988.

FRANZLUEBBERS, A.J.; ARSHAD, M.A. Soil microbial biomass and mineralizable carbon of water-stable aggregates. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.61, p.1090–1097, 1997.

FREY, S.D.; ELLIOTT, E.T.; PAUSTIAN, K.; PETERSON, G.A. Fungal translocation as a mechanism for soil nitrogen inputs to surface residue decomposition in a no-tillage agroecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.32, p.689–698, 2000.

FREY, S.D.; SIX, J.; ELLIOTT, E.T. Reciprocal transfer of carbon and nitrogen by decomposer fungi at the soil-litter interface. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.35, p.1001–1004, 2003.

GALE, W.J.; CAMBARDELLA, C.A.; BAILEY, T.B. Root-derived carbon and the formation and stabilization of aggregates. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.64, p.201–207, 2000.

GEE, G.W.; BAUDER, J.W. Particle size analysis. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of Soil Analysis. Part I. Physical and Mineralogical Methods**. Madison: ASA-SSSAJ, 1986. p.383–411.

GIGER-REVERDIN, S. Review of the main methods of cell wall estimation: interest and limits for ruminants. **Animal Feed Science and Technology**, v.55, p.295–334, 1995.

GILLIS, J.D.; PRICE, G.W. Comparison of a novel model to three conventional models describing carbon mineralization from soil amended with organic residues. **Geoderma**, Amsterdam, v.160, p.304–310, 2011.

GLASER, B.; TURRIÓN, M.-B.; ALEF, K. Amino sugars and muramic acid—biomarkers for soil microbial community structure analysis. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.36, p.399–407, 2004.

GOLCHIN, A. Soil Structure and Carbon Cycling. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.32, p.1043–1068, 1994.

GONG, P.; GUAN, X.; WITTER, E. A rapid method to extract ergosterol from soil by physical disruption. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.17, p.285–289, 2001.

GREENFIELD, L.G. The origin and nature of organic nitrogen in soil as assessed by acidic and alkaline hydrolysis. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.52, p.575–583, 2001.

GUGGENBERGER, G.; FREY, S.D.; SIX, J.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E.T. Bacterial and fungal cell-wall residues in conventional and no-tillage agroecosystems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.63, p.1188–1198, 1999.

GUNNARSSON, S.; MARSTORP, H.; DAHLIN, A.S.; WITTER, E. Influence of non-cellulose structural carbohydrate composition on plant material decomposition in soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.45, 2008.

HAYNES, R.J.; BEARE, M.H. Aggregation and organic carbon storage in meso-thermal, humid soils. In: CARTER, M.R. & STEWART, B.A. (Ed.). **Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils**. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1995. p.213–262.

HAYNES, R.J.; FRANCIS, G.S. Changes in biomass microbial C, soil carbohydrate composition and aggregate stability induced by growth of selected species under field conditions. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.44, p.665–675, 1993.

HE, H.; ZHANG, W.; ZHANG, X.; XIE, H.; ZHUANG, J. Temporal responses of soil microorganisms to substrate addition as indicated by amino sugar differentiation. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.43, p.1155–1161, 2011.

HERMAN, W.A.; MCGILL, W.B.; DORMAAR, J.F. Effects of initial chemical composition on decomposition of roots of three grass species. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.57, p.205-215, 1977.

HOCH, G. Cell wall hemicelluloses as mobile carbon stores in non-reproductive plant tissues. **Functional Ecology**, Oxford, v.21, p.823–834, 2007.

HOPKINS, D.W. Carbon mineralization. In: CARTER, M.R. & GREGORICH, E.G. (Ed.). **Soil sampling and methods of analysis**. Boca Raton: CRC Press, 2008. p.589–598.

JASTROW, J.D. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.28, p.665–676, 1996.

JAWSON, M.D.; ELLIOTT, L.F. Carbon and nitrogen transformations during wheat straw and root decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.18, p.15–22, 1986.

JENSEN, L.S.; SALO, T.; PALMASON, F.; BRELAND, T.A.; HENRIKSEN, T.M.; STENBERG, B.; PEDERSEN, A.; LUNDSTRÖM, C.; ESALA, M. Influence of biochemical quality on C and N mineralisation from a broad variety of plant materials in soil. **Plant and Soil**, The Hague, v.273, p.307–326, 2005.

KAISER, H.F. The application of electronic computers to factor analysis. **Educational and Psychological Measurement**, Durham, v. 29, p.141–151, 1960.

KÄSTNER, M. “Humification” process or formation of refractory soil organic matter. In: KLEIN, J. (Ed.). **Environmental processes II**. Weinheim: Wiley-VCH, 2000. p.89–125.

KAY, B.D.; ANGERS, D.A. Soil structure. In: SUMNER, M.E. (Ed.). **Handbook of Soil Science**. Boca Raton: CRC Press Inc., 2000. p.229–276.

KEMPER, W.D.; ROSENAU, R.C. Aggregate stability and size distribution. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of Soil Analysis. Part I. Physical and Mineralogical methods**. Madison, WI: ASA-SSSA, 1986. p.425–442.

KINDLER, R.; MILTNER, A.; RICHNOW, H.-H.; KÄSTNER, M. Fate of gram-negative bacterial biomass in soil—mineralization and contribution to SOM. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.38, p.2860–2870, 2006.

KINDLER, R.; MILTNER, A.; THULLNER, M.; RICHNOW, H.-H.; KÄSTNER, M. Fate of bacterial biomass derived fatty acids in soil and their contribution to soil organic matter. **Organic Geochemistry**, Oxford, v.40, p.29–37, 2009.

KISS, S.; DRAGAN-BULARDA, M.; RADULESCU, D. Soil polysaccharidases: activity and agricultural importance. In: BURNS, R.G. (Ed.). **Soil Enzymes**. London: Academic Press, 1978. p.117–147.

GEE, G.W.; BAUDER, J.W. Particle size analysis. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of Soil Analysis. Part I. Physical and Mineralogical Methods**. Madison: ASA-SSSAJ, 1986. p.383–411.

KÖGEL-KNABNER, I. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.34, p.139–162, 2002.

KONONOVA, M.M. **Soil organic matter**. New York: Pergamon Press, 1966.

KUO, S.; SAINJU, U.M.; JELLUM, E.J. Winter cover crop effects on soil organic carbon and carbohydrate in soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.61, p.145–152, 1997.

LAUER, F.; KÖSTERS, R.; DU PREEZ, C.C.; AMELUNG, W. Microbial residues as indicators of soil restoration in South African secondary pastures. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.43, p.787–794, 2011.

LE GUILLOU, C.; ANGERS, D.A.; MARON, P.A.; LETERME, P.; MENASSERI-AUBRY, S. Linking microbial community to soil water-stable aggregation during crop residue decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.50, p.126–133, 2012.

LIANG, C.; BALSER, T.C. Microbial production of recalcitrant organic matter in global soils: implications for productivity and climate policy. **Nature Review Microbiology**, London, v.9, p.75–75, 2011.

LIANG, C.; CHENG, G.; WIXON, D.L.; BALSER, T.C. An Absorbing Markov Chain approach to understanding the microbial role in soil carbon stabilization. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.106, p.306–309, 2011.

LIANG, C.; FUJINUMA, R.; WEI, L.; BALSER, T.C. Tree species-specific effects on soil microbial residues in an upper Michigan old-growth forest system. **Forestry**, Oxford, v.80, p.65–72, 2007a.

LIANG, C.; ZHANG, X.; BALSER, T.C. Net microbial amino sugar accumulation process in soil as influenced by different plant material inputs. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.44, p.1–7, 2007b.

LIANG, C.; ZHANG, X.; RUBERT IV, K.F.; BALSER, T.C. Effect of plant materials on microbial transformation of amino sugars in three soil microcosms. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.43, p.631–639, 2007c.

LORENZ, K.; LAL, R.; PRESTON, C.M.; NIEROP, K.G.J. Strengthening the soil organic carbon pool by increasing contributions from recalcitrant aliphatic bio(macro)molecules. **Geoderma**, Amsterdam, v.142, p.1–10, 2007.

LOWE, L.E. Total and labile polysaccharide analysis of soils. In: CARTER, M.R. (Ed.). **Soil sampling and methods of analysis**. Boca Raton: Lewis Publisher, 1993. p.373–376.

LUEKEN, H.; HUTCHEON, W.L.; PAUL, E.A. The influence of nitrogen on the decomposition of crop residues in the soil. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.42, p. 276–288, 1962.

MANLAY, R.J.; FELLER, C.; SWIFT, M.J. Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems. **Agriculture, Ecosystems and Environment** v.119, p.217–233, 2007.

MARTENS, D.A. Management and crop residue influence soil aggregate stability. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.29, p.723–727, 2000a.

MARTENS, D.A. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.32, p.361–369, 2000b.

MARTENS, D.A. Relationship between plant phenolic acids released during soil mineralization and aggregate stabilization. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.66, p.1857–1867, 2002.

MARTENS, D.A.; LOEFFELMANN, K.L. Improved accounting of carbohydrate carbon from plants and soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.34, p.1393–1399, 2002.

MARTIN, J.P. Decomposition and binding action of polysaccharides in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.3, p.33–41, 1971.

MARTIN, J.P.; ERVIN, J.O.; SHEPHERD, R.A. Decomposition and binding action of polysaccharides from *Azotobacter indicus* (Beijerinckia) and other bacteria in soil. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v.29, p.397–400, 1965.

MARTIN, J.P.; ERVIN, J.O.; SHEPHERD, R.A. Decomposition of the iron, aluminum, zinc and copper salts or complexes of some microbial and plant polysaccharides in soil. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v.30, p.196–200, 1966.

MARTIN, J.P.; MARTIN, W.P.; PAGE, J.B.; RANLEY, W.A.; DE MENT, J.D. Soil aggregation. **Advances in Agronomy**, San Diego, v.7, p.1–37, 1955.

MARTIN, J.P.; RICHARDS, J. Decomposition and binding action of a polysaccharide from *Chromobacterium violaceum* in soil. **Journal of Bacteriology**, Washington, v.85, p.1288–1294, 1963.

MARTIN, T.L. The effect of composts and compost materials upon aggregation of the silt and clay particles of Collington sandy loam. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v.7, p.218–222, 1942.

MARTINS, M.R.; ANGERS, D.A.; CORÁ, J.E.; BISSONETTE, N. La teneur en xylose : un indicateur possible de l'effet des cultures sur la stabilité structurale d'un oxisol en semis direct. In: CONGRÈS ANNUEL DE L'ASSOCIATION QUÉBÉCOISE DE SPÉCIALISTES EN SCIENCE DU SOL - SOCIÉTÉ DE PROTECTION DES PLANTES DU QUÉBEC, 2010, Baie d'Oka. **Resumés ...** Baie d'Oka, AQSSS-SPPQ, 2010.

MARTINS, M.R.; CORÁ, J.E.; JORGE, R.F.; MARCELO, A.V. Crop type influences soil aggregation and organic matter under no-tillage. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.104, p.22–29, 2009.

MAYMARD, J.; COMBEAU, A. Effet résiduel de la submersion sur la structure du sol. **Sols Africains**, Bangui, v.5, p.123–148, 1960.

MEHTA, N.C.; STREULI, H.; MÜLLER, M.; DEUEL, H. Role of polysaccharides in soil aggregation. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, London, v.11, p.40–47, 1960.

MELILLO, J.M.; ABER, J.D.; MURATORE, J.F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology**, Durham, v.63, p.621-626, 1982.

MILTNER, A.; BOMBACH, P.; SCHMIDT-BRÜCKEN, B.; KÄSTNER, M. SOM genesis: microbial biomass as a significant source. **Biogeochemistry**, Dordrecht, doi: 10.1007/s10533-011-9658-z, 2011.

MONNIER, G. **Action des matières organiques sur la stabilité structurale des sols. Thèse de la faculté des sciences de Paris.** 1965. 140p. Tese de Doutorado – Faculté de Sciences de l'Université de Paris, 1965.

MOREL, J.L.; HABIB, L.; PLANTUREUX, S.; GUCKERT, A. Influence of maize root mucilage on soil aggregate stability. **Plant and Soil**, The Hague, v.136, p.111–119, 1991.

MORTIMER, J.C.; MILES, G.P.; BROWN, D.M.; ZHANG, Z.; SEGURA, M.P.; WEIMAR, T.; YU, X.; SEFFEN, K.A.; STEPHENS, E.; TURNER, S.R.; DUPREE, P. Absence of branches from xylan in *Arabidopsis* gux mutants reveals potential for simplification of lignocellulosic biomass. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v.107, p.17409–17414, 2010.

MULUMBA, L.N.; LAL, R. Mulching effect on selected soil physical properties. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.98, p.106–111, 2008.

MURAYAMA, S. Decomposition kinetics of straw saccharides and synthesis of microbial saccharides under field condition. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.35, p.231–242, 1984.

NELSON, D.L.; COX, M.M. **Lehninger - principles of biochemistry**. 3ed. New York: Worth Publishers, 2000.

OADES, J.M. Carbohydrates in some Australian soils. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.5, p.103–115, 1966.

OADES, J.M. Synthesis of polysaccharides in soil by microorganisms. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 10, 1974, Moscow. **Transactions ...** Moscow, Nauka Publishing House, 1974.

OADES, J.M. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. **Plant and Soil**, The Hague, v.76, p.319–337, 1984.

OADES, J.M. The retention of organic matter in soils. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.5, p.35–70, 1988.

OADES, J.M. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. **Geoderma**, Amsterdam, v.56, p.377–400, 1993.

OADES, J.M.; WAGNER, G.H. Biosynthesis of sugars in soils incubated with ^{14}C glucose and ^{14}C dextran. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v.35, p.914–917, 1971.

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

OBALUM, S.E.; OBI, M.E. Physical properties of a sandy loam Ultisol as affected by tillage-mulch management practices and cropping systems. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.108, p.30–36, 2010.

OBI, M.E. The physical and chemical responses of a degraded sandy clay loam soil to cover crops in southern Nigeria. **Plant and Soil**, The Hague, v.211, p.165–172, 1999.

PARSONS, J.W. Chemistry and distribution of amino sugars in soils and in soil organisms. In: PAUL, E.A. & LADD, J.N. (Ed.). **Soil Biochemistry**, New York: Marcel Dekker, 1981. p.197–227.

PAULY, M.; ALBERSHEIM, P.; DARVILL, A.; YORK, W.S. Molecular domains of the cellulose/xyloglucan network in the cell walls of higher plants. **Plant Journal**, v.20, p.629–639, 1999.

PEELE, T.C.; BEALE, O.W. Influence of microbial activity upon aggregation and erodibility of Lateritic soils. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v.5, p.33–35, 1940.

PELCZAR Jr, M.J.; CHAN, E.C.S.; KRIEG, N.R.; EDWARDS, D.D.; PELCZAR, M.F. **Microbiologia: conceitos e aplicações**. São Paulo: Pearson Education do Brasil, 1997.

PICCOLO, A.; MBAGWU, J.S.C. Effects of humic substances and surfactants on the stability of soil aggregates. **Soil Science**, v.147, p.47–54, 1989.

POSAJOK, T.; KAY, B.D. Effect of root exudates from corn and bromegrass on soil structural stability. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.70, p.351–362, 1990.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2010.

RAHN, C.R.; BENDING, G.D.; LILLYWHITE, R.D.; TURNER, M.K. Chemical characterisation of vegetable and arable crop residue materials: a comparison of methods. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, London, v.79, p.1715–1721, 1999.

REID, J.B.; GOSS, M.J. Effect of living roots of different plant species on the aggregate stability of two arable soils. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.32, p.521–541, 1981.

RUMPEL, C.; EUSTERHUES, K.; KÖGEL-KNABNER, I. Non-cellulosic neutral sugar contribution to mineral associated organic matter in top- and subsoil horizons of two acid forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.42, p.379–382, 2010.

SALTON, J.C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P.C.; FABRÍCIO, A.C.; MACEDO, M.C.M.; BROCH, D.L. Soil aggregation and aggregate stability under crop-pasture systems in Mato Grosso do Sul state, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p.11–21, 2008.

SCHÄDEL, C. **Cell-wall hemicelluloses as mobile carbon stores in plants**. 2009. 56p. Tese (Doutorado em Ciências Naturais) - Fakultät der Universität Basel, 2009.

SCHÄDEL, C.; BLÖCHL, A.; RICHTER, A.; HOCH, G. Quantification and monosaccharide composition of hemicelluloses from different plant functional types. **Plant Physiology and Biochemistry**, Paris, v. 48, p.1–8, 2010.

SCHIMEL, D.S.; BRASWELL, B.H.; HOLLAND, E.A.; MCKEOWN, R.; OJIMA, D.S.; PAINTER, T.H.; PARTON, W.J.; TOWNSEND, A.R. Climatic, edaphic, and biotic controls over storage and turnover of carbon in soils. **Global Biogeochemistry Cycles**, Washington, v.8, p.279–293, 1994.

SCHLESINGER, W.H. **Biogeochemistry: an analysis of global change**. 2ed. San Diego: Academic Press Inc., 1997.

SCHMIDT, M.W.I.; TORN, M.S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER, G.; JANSSENS, I.A.; KLEBER, M.; KOGEL-KNABNER, I.; LEHMANN, J.; MANNING, D.A.C.; NANNIPIERI, P.; RASSE, D.P.; WEINER, S.; TRUMBORE, S.E. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, London, v.478, p.49–56, 2011.

SESSITSCH, A.; WEILHARTER, A.; GERZABEK, M.H.; KIRCHMANN, H.; KANDELER, E. Microbial population structures in soil particle size fractions of a long-term fertilizer field experiment. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v.67, p.4215–4224, 2001.

SHARON, N. Distribution of amino sugars in microorganisms, plants and invertebrates. In: BALASZ, E.A. & JEANLANX, R.W. (Ed.). **The amino sugars, Part 2A. Distribution and biological role**. New York: Academic Press, 1965. p.1–45.

SILVA, M.L.N.; BLANCANEUX, P.; CURI, N.; LIMA, J.M.; MARQUES, J.J.G.S.M.; CARVALHO, A.M. Aggregates stability and resistance in dark-red Latosol (Oxisol) under corn-green manure succession. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.33, p.97–103, 1998.

SIMPSON, A.J.; SIMPSON, M.J.; SMITH, E.; KELLEHER, B.P. Microbially derived inputs to soil organic matter: are current estimates too low? **Environmental Science and Technology**, Washington, v.41, p.8070–8076, 2007.

SIMPSON, A.J.; SONG, G.; SMITH, E.; LAM, B.; NOVOTNY, E.H.; HAYES, M.H.B. Unraveling the structural components of soil humin by use of solution-state nuclear magnetic resonance spectroscopy. **Environmental Science and Technology**, Washington, v.41, p.876–883, 2006.

SIMPSON, R.T.; FREY, S.D.; SIX, J.; THIET, R.K. Preferential accumulation of microbial carbon in aggregate structures of no-tillage soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.68, p.1249–1255, 2004.

SIX, J.; CONANT, R.T.; PAUL, E.A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, The Hague, v.241, p.155–176, 2002.

SIX, J.; ELLIOTT, E.T.; PAUSTIAN, K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.63, p.1350–1358, 1999.

SIX, J.; ELLIOTT, E.T.; PAUSTIAN, K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.32, p.2099–2113, 2000a.

SIX, J.; FREY, S.D.; THIET, R.K.; BATTEN, K.M. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.70, p.555–569, 2006.

SIX, J.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E.T.; COMBRINK, C. Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.64, p.681–689, 2000b.

SOLLINS, P.; HOMANN, P.; CALDWELL, B.A. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. **Geoderma**, Amsterdam, v.74, p.65–105, 1996.

SPARLING, G.P. The soil biomass. In: VAUGHAN, D. & MALCOLM, R.E. (Ed.). **Soil organic matter and biological activity. Developments in plant and soil sciences**. The Hague: Nijhoff, 1985. p.223–262.

STEVENSON, F.J. **Humus Chemistry**. New York: Wiley, 1994.

STRICKLING, E. The effect of soybeans on volume weight and water stability of soil aggregates, soil organic matter content, and crop yield. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.15, p.30–34, 1950.

SUBBA RAO, N.S. **Soil microbiology**. New Hampshire: Science Publishers, 4ed., 1999.

TIAN, G.; BRUSSAARD, L.; KANG, B.T. An index for assessing the quality of plant residues and evaluating their effects on soil and crop in the (sub-)humid tropics. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.2, p.25–32, 1995.

TIAN, G.; KANG, B.T.; BRUSSAARD, L. Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions under humid tropical conditions—Decomposition and nutrient release. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.24, p.1051-1060, 1992.

TISDALL, J.M. Fungal hyphae and structural stability of soil. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.29, p.729–743, 1991.

TISDALL, J.M. Possible role of soil microorganisms in aggregation in soils. **Plant and Soil**, The Hague, v.159, p.115–121, 1994.

TISDALL, J.M.; OADES, J.M. The effect of crop rotation on aggregation in a red-brown earth. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.18, p.423–433, 1980.

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

TISDALL, J.M.; SMITH, S.E.; RENGASAMY, P. Aggregation of soil by fungal hyphae. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.35, p.55–60, 1997.

TRINSOUTROT, I.; RECOUS, S.; BENTZ, B.; LINÈRES, M.; CHÈNEBY, D.; NICOLARDOT, B. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.64, p.918–926, 2000.

TRIPLETT Jr, G.B.; DICK, W.A. No-tillage crop production: a revolution in agriculture! **Agronomy Journal**, Madison, v.100, p.S153–S165, 2008.

TURCHENEK, L.W.; OADES, J.M. Fractionation of organo-mineral complexes by sedimentation and density techniques. **Geoderma**, Amsterdam, v.21, p.311–343, 1979.

VAN SOEST, P.J. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. I. Preparation of fiber residues of low nitrogen content. **Journal of the Association of Official Analytical Chemists**, Arlington, v.46, p.825–835, 1963.

VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.19, p.703–707, 1987.

VEZZANI, F.M.; MIELNICZUK, J. Soil aggregation and carbon stock of a Paleudult under different agricultural managements. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.35, p.213–223, 2011.

VON LÜTZOW, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; LUDWIG, B.; MATZNER, E.; FLESSA, H.; EKSCHMITT, K.; GUGGENBERGER, G.; MARSCHNER, B.; KALBITZ, K. Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v.171, p.111–124, 2008.

WAKABAYASHI, K.; SOGA, K.; HOSON, T. Modification of cell wall architecture in gramineous plants under altered gravity conditions. **Biological Sciences in Space**, Sendai, v.23, p.137–142, 2009.

WAKSMAN, S.A.; DIEHM, R.A. On the decomposition of hemicelluloses by microorganisms: II. Decomposition of hemicelluloses by fungi and actinomyces. **Soil Science**, Baltimore, v.32, p.97–118, 1931.

WALKLEY, A.; BLACK, I.A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, Baltimore, v.34, p.29–38, 1934.

WANDER, M.M. Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. In: MAGDOFF, F. & WEIL, R.R. (Ed.). **Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture**. Boca Raton: CRC Press, 2004. p.67–101.

WENDLING, B.; JUCKSCH, I.; MENDONÇA, E.S.; NEVES, J.C.L. Organic carbon and aggregate stability of a Red Latossol under different managements. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.40, p.487–494, 2005.

WEST, A.W.; GRANT, W.D.; SPARLING, G.P. Use of ergosterol, diaminopimelic acid and glucosamine contents of soils to monitor changes in microbial populations. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.19, p.607–612, 1987.

WEST, T.O.; POST, W.M. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.66, p.1930–1946, 2002.

WHITMAN, W.B.; COLEMAN, D.C.; WIEBE, W.J. Prokaryotes: the unseen majority. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v.95, p.6578-6583, 1998.

WOLTERS, V. Invertebrate control of soil organic matter stability. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.31, p.1–19, 2000.

WU, J.; JOERGENSEN, R.G.; POMMERENING, B.; CHAUSSOD, R.; BROOKES, P.M. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction - an automated procedure. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.22, p.1167–1169, 1990.

ZELLES, L. The simultaneous determination of muramic acid and glucosamine in soil by high-performance liquid chromatography with precolumn fluorescence derivatization. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.6, p.125–130, 1988.