

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA

JOSÉ GERALDO DE ABREU SOUSA JUNIOR

**Decomposição de diferentes doses de palhada de cana-de-açúcar e seu efeito
sobre o carbono do solo**

Piracicaba

2015

JOSÉ GERALDO DE ABREU SOUSA JUNIOR

**Decomposição de diferentes doses de palhada de cana-de-açúcar e seu efeito
sobre o carbono do solo**

Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

**Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear
na Agricultura da Universidade de São Paulo,
para obtenção do título de Doutor em Ciências**

**Área de Concentração: Química na Agricultura e
no Ambiente**

Orientadora: Profa. Dra. Brigitte Josefine Feigl

Piracicaba

2015

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Sousa Junior, José Geraldo de Abreu

Decomposição de diferentes doses de palhada de cana-de-açúcar e seu efeito sobre o carbono do solo / José Geraldo de Abreu Sousa Junior; orientadora Brigitte Josefine Feigl. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2015. 91 p. : il.

Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Carbono 2. Composição isotópica 3. Matéria orgânica do solo 4. Nitrogênio 5. Resíduos agrícolas I. Título

CDU 633.61 ; 631.417.1

Aos meus pais,

José Geraldo e Regina Maria, pelos meus exemplos maiores de amor, dedicação e moral;

Aos meus irmãos;

Raquel e Thiago, pelo convívio e apoio.

OFEREÇO

DEDICO

À minha querida esposa **Graziela**, pelo amor, companheirismo e por tornar meus dias mais especiais.

Aos meus filhos,

Maria Luiza e Pedro Luiz, razões do meu viver, tenho certeza que nossos momentos perdidos serão compensados...

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me dar forças para almejar novos objetivos e vivenciar alegrias como esta.

À Profa. Dra Brigitte Josefine Feigl, pela oportunidade, amizade, confiança e orientação imprescindível para que alcançasse a confecção desta tese.

Ao Prof. Dr. Carlos Clemente Cerri, pelas valiosas sugestões que enalteceram este trabalho. Exímio exemplo profissional guiou-me para a execução desta pesquisa.

Ao Prof. Dr. Carlos Eduardo Pelegrino Cerri, pela amizade e infinita disposição. Sua humildade na transmissão de valiosos conhecimentos, sua experiência e entusiasmo incentivaram-me a desenvolver este trabalho.

Aos pesquisadores Plínio Camargo e Marcelo Moreira pelo auxílio nas análises isotópicas e sugestões dadas para discussão dos resultados.

Aos funcionários do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, Lilian, Ralf, Sandra, Dagmar, Admilson e Zézinho pela amizade ao longo destes anos e apoio durante a fase experimental deste projeto.

À Fabiana Cristina e Maria Antônia do Laboratório de Ecologia Isotópica, pelo auxílio e processamento das análises de ^{13}C .

A todos os amigos do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do CENA-USP.

Aos amigos, Paulo Roger e Caio Fortes, pelo apoio, sugestões e contribuições no desenvolvimento deste trabalho.

Ao Centro de Tecnologia Canavieira – CTC, pela oportunidade de iniciar o Doutorado e condução do experimento.

Aos amigos do CTC: Antônio Celso Joaquim, Ivo Belinasso, Claudimir Penatti, Jorge Donzelli, Rodrigo Almeida, Celso Sarto, Solange Padula, Pedro Pelizari, Edison, Fernando Bertolani, Marcelo Benedetti (e todos os outros) pelos bons momentos profissionais e pela amizade.

Ao funcionário do CTC, Luis Clarete Florim, pelo suporte dado na instalação e condução do experimento e amizade.

Aos novos amigos da CERES pela ótima convivência e apoio.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pelo suporte financeiro.

Ao CENA/USP pela oportunidade de participar deste prestigiado programa de Doutorado; aos funcionários do departamento de pós-graduação Daiane, Fábio e Neuda pela atenção dada em todas as minhas solicitações e a bibliotecária chefe Marília R. G. Henyei pelo auxílio na revisão desta tese;

Aos Braga: Sr. Luiz, Selma e Vivian que sempre me apoiaram e que tenho enorme satisfação em fazer parte dessa família.

Agradeço especialmente a minha esposa Graziela por sempre me apoiar, tolerar minha ansiedade, compreender minhas manias e suportar minha ausência.

A toda minha família, principalmente meus pais José Geraldo e Regina, meus irmãos Raquel e Thiago e minha eterna “babá” Ceição por todo apoio, carinho e amor.

A todos aqueles que direta ou indiretamente auxiliaram na execução deste trabalho de pesquisa

MEU MUITÍSSIMO OBRIGADO!

RESUMO

SOUSA JUNIOR, J. G. A. **Decomposição de diferentes doses de palhada de cana-de-açúcar e seu efeito sobre o carbono do solo**. 2015. 91 f. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

O objetivo desta pesquisa foi avaliar a decomposição de diferentes quantidades iniciais de palhada de cana-de-açúcar depositadas sobre o solo, sob diferentes práticas de manejo e determinar o acúmulo de carbono orgânico total (COT) neste solo ao longo de três cortes da cana. Para tanto, foram instalados três ensaios em lavoura de cana-de-açúcar no município de Piracicaba. No experimento 1 foram depositadas na entrelinha da cultura, sobre o solo, diferentes quantidades de palhada (3,5; 7; 14 e 21 Mg ha⁻¹) e mais dois tratamentos na dose de 14 Mg ha⁻¹ ora incorporada ao solo e ora irrigada com vinhaça. A perda de matéria seca e a composição da palhada remanescente foi avaliada em seis momentos ao longo de um ano. No experimento 2, utilizando-se os mesmos tratamentos do experimento anterior, foram instalados lisímetros de tensão para coleta da solução do solo e determinação do carbono orgânico dissolvido (COD) em 0,20 e 0,50 m de profundidade. Para determinação do COT em função das diferentes doses de palhada depositadas sobre o mesmo ao longo de 3 cortes da cana-de-açúcar, instalou-se o Experimento 3. Para que fosse detectada a entrada de carbono (C) em função do aporte destas doses de palhada ao longo dos 3 anos, o solo original da entrelinha da cana-de-açúcar foi substituído por um solo de uma área adjacente de mesma classe, que não era cultivado com cana-de-açúcar há pelo menos 25 anos, por isso com baixo delta ¹³C (δ¹³C). Esta técnica isotópica foi utilizada para determinar e quantificar a origem das entradas do C no solo ao longo dos anos em que foram aplicados os tratamentos. Os resultados deste trabalho sugerem que após um ano da deposição da palhada no campo a decomposição de 65% das maiores doses de palhada (14 e 21 Mg ha⁻¹), chegam a ser de 24 a 39% superiores às menores doses (7 e 3,5 Mg ha⁻¹ respectivamente). A dose 14 Mg ha⁻¹ quando incorporada acelera ainda mais este processo, resultando numa decomposição final de 86%. Já a irrigação com vinhaça não favoreceu este processo. Em relação à composição da palhada remanescente, os tratamentos 14 Mg ha⁻¹ incorporado e 21 Mg ha⁻¹ resultaram no aumento mais expressivo do índice lignocelulósico. O monitoramento do COD a 0,5 m de profundidade durante 120 dias na estação chuvosa detectou a presença de C somente nos 45 dias iniciais da decomposição da palhada. O percentual de COD disponibilizado pela palhada foi inversamente proporcional a taxa de decomposição. O acompanhamento do acúmulo de C no solo ao longo de 3 anos de aporte de diferentes quantidades de palhada da cana-de-açúcar, mostrou um aumento significativo de 80% e 97% nas concentrações de COT nos 2,5 cm superficiais do solo onde as doses de 14 e 21 Mg ha⁻¹ de palhada, haviam sido aplicadas, respectivamente.

Palavras-chave: Taxa de decomposição. Carbono orgânico dissolvido. Delta ¹³C. Matéria orgânica do solo. Resíduos vegetais.

ABSTRACT

SOUSA JUNIOR, J. G. A. **Decomposition of different amounts of sugarcane trash and its effect in soil carbon.** 2015. 91 f. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

The objective of this research was to evaluate the decomposition of different initial quantities of sugarcane trash placed onto the soil under different management practices and determine the total organic carbon (TOC) accumulation in this soil over three years sugarcane cycle. Therefore, three experiments were installed in sugarcane area at Piracicaba. In experiment 1, different amounts of sugarcane trash (3.5, 7; 14 and 21 Mg ha⁻¹) were placed between the rows, above the soil. Two additional treatments were installed with 14 Mg ha⁻¹ dose: or incorporated into the soil or irrigated with vinasse. The dry matter losses and the composition of remaining sugarcane trash were evaluated six times over a year. In experiment 2, using the same previous treatments, lysimeters were installed to collect soil solution and to determine dissolved organic carbon (DOC) at 0.20 and 0.50 m depth. Experiment 3 was settled to determine the Carbon (C) derived from the different doses of deposited sugarcane trash. The C input derived from the straw doses after three years was detected replacing the original soil at sugarcane inter-row by a soil from an adjacent area not cultivated with sugarcane for at least 25 years, presenting a low delta ¹³C (δ¹³C). This isotope technique was used to determine and quantify the origin of soil C input, after the treatments applied over the years. Results of this study suggest that one year after the deposition of the trash on soil, the higher doses (14 and 21 Mg ha⁻¹) lost about 65% dry matter, a rate up to 24-39% higher than the lower doses (7 and 3.5 Mg ha⁻¹ respectively). The 14 Mg ha⁻¹ dose, when incorporated, accelerated this process, resulting in a total breakdown of 86%. However, vinasse irrigation did not favored this process. Regarding the composition of the remaining trash, the treatments of 14 Mg ha⁻¹ incorporated to soil and the 21 Mg ha⁻¹ resulted in the most significant increase in lignocellulosic index. The DOC monitoring at 0.5 m depth over 120 days in the rainy season detected the presence of C only during the initial 45 days of straw decomposition. The percentage of DOC available from sugarcane trash was inversely proportional to the decomposition rate. Carbon accumulation in the soil over 3 years, related to different amounts of sugarcane trash, showed a significant increase of 80% to 97% in TOC concentrations in the upper 2.5cm soil layer where the doses of 14 and 21 Mg ha⁻¹ of trash were applied, respectively.

Keywords: Decay rate. Dissolved organic carbon. Delta ¹³C. Soil organic matter. Plant residues.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	13
2. REVISÃO DA LITERATURA.....	15
2.1. <i>A cultura da cana-de-açúcar</i>	15
2.1.1. <i>Aspectos gerais da cana-de-açúcar</i>	15
2.1.2. <i>Colheita da cana-de-açúcar</i>	16
2.1.3. <i>Importância do manejo da palhada</i>	17
2.2. <i>Matéria orgânica do solo</i>	17
2.2.1. <i>Aspectos gerais da matéria orgânica do solo.....</i>	17
2.2.2. <i>Estoque de carbono no solo.....</i>	19
2.2.3. <i>Propriedades físicas do solo influenciadas pela matéria orgânica.....</i>	20
2.2.4. <i>Propriedades químicas do solo influenciadas pela matéria orgânica.....</i>	21
2.2.5. <i>Fracionamento físico da matéria orgânica</i>	22
2.2.6. <i>Carbono orgânico dissolvido.....</i>	23
2.2.7. <i>Isótopo estável em estudo da MOS (¹³C).....</i>	25
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	26
3.1. <i>Descrição da área</i>	26
3.2. <i>Descrição dos experimentos</i>	28
3.2.1. <i>Experimento 1: Decomposição da palhada.....</i>	28
3.2.2. <i>Experimento 2: Carbono orgânico dissolvido (COD)</i>	33
3.2.3. <i>Experimento 3: Fixação de carbono e nitrogênio no solo</i>	34
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	40
4.1. <i>Quantidade e qualidade da palhada remanescente no solo</i>	40
4.1.1. <i>Efeito da quantidade de palhada na dinâmica de decomposição</i>	40
4.1.2. <i>Efeito do manejo da palhada sobre a decomposição</i>	43
4.1.3. <i>Cinética de decomposição da palhada de cana-de-açúcar.....</i>	45
4.1.4. <i>Alterações na composição elementar, bioquímica e isotópica da palhada ao longo do tempo</i>	46
4.2. <i>Efeitos no solo da ciclagem de C e N da palhada de cana-de-açúcar.....</i>	53
4.2.1. <i>Carbono orgânico dissolvido.....</i>	53
4.2.2. <i>Teor e estoque de Carbono no solo.....</i>	57
4.2.3. <i>Teor e estoque de Nitrogênio no solo.....</i>	60
4.2.4. <i>Taxa de acúmulo de C e N no solo em função do aporte da palhada de cana-de-açúcar.....</i>	63

4.2.5. <i>Relação C:N do solo</i>	65
4.2.6. <i>Abundância natural de ¹³C no solo e proporção do C derivado da palhada</i>	66
4.2.7. <i>Fracionamento físico da MO - Carbono</i>	68
4.2.8. <i>Fracionamento físico da MO - Nitrogênio</i>	71
5. CONCLUSÕES	72
REFERÊNCIAS	73
APÊNDICES	88

1. INTRODUÇÃO

A utilização de combustível de fontes renováveis tem recebido atenção por parte de vários governos no mundo com objetivo de flexibilizar a matriz energética. No caso brasileiro pode-se citar o aumento da geração de eletricidade através da cogeração no setor industrial e o incentivo de inúmeras pesquisas para produção do etanol lignocelulósico (2G).

Nesse contexto, o setor sucroalcooleiro vem ganhando destaque, pois a cana-de-açúcar é uma matéria prima com grande potencial, dentre as fontes de biomassa, para geração de eletricidade e etanol 2G, por meio da utilização do bagaço, resultante do processo de extração do caldo da cana e de sua palhada, resíduo deixado no campo após a colheita. Assim, com a diminuição da prática de queimada da cana-de-açúcar e conseqüentemente o aumento da colheita mecanizada da cultura aumentou a disponibilidade desta palhada para seu aproveitamento como matéria prima para a produção de energia elétrica nas usinas.

A quantidade de palhada deixada no campo, resultado da colheita mecanizada da cana-de-açúcar, é em torno de 11 a 17 Mg ha⁻¹ de matéria seca (PAES et al., 2005). Esta palhada pode servir tanto como matéria prima para produção de outras fontes de energia, como pode gradualmente aumentar os estoques de C no solo ao longo do tempo, quando deixada sobre a superfície do solo (BRANDANI et al., 2014, CANELLAS et al., 2007; GALDOS; CERRI; CERRI, 2009a; ROBERTSON; THORBURN, 2007b; ROSSI et al., 2013; SOUZA et al., 2012; THORBURN et al., 2012). O incremento da matéria orgânica (MO) é de fundamental importância em solos tropicais, na sua maioria altamente intemperizados e ácidos, pois melhora a disponibilidade de nutrientes para as culturas, a capacidade de troca de cátions (CTC) e a complexação de elementos tóxicos (BAYER; MIELNICZUK, 2008). Segundo Robertson e Thorburn (2007b), um bom manejo da matéria orgânica (MO) é extremamente importante para sustentabilidade da produtividade dos solos a longo prazo. Em muitos sistemas envolvendo resíduos vegetais, os fatores dominantes na dinâmica do C e N do solo podem estar relacionados principalmente a quantidade de resíduos gerados na colheita e sua taxa de decomposição, e esta por sua vez, é influenciada pelo conteúdo de C e N da palhada (ROBERTSON; THORBURN, 2007a).

Além destes benefícios, Spain e Hodgen (1994), verificaram que, o “mulch” proporcionado por esta palhada, além de prevenir as temperaturas excessivas, protege o solo da alta energia das gotas de chuva que causam a erosão. Lal (2009) considera que a manutenção da palhada no campo influencia diretamente a qualidade do solo, por protegê-lo

contra a ação erosiva das chuvas, ciclagem de nutrientes, servir de habitat para organismos do solo, manter a temperatura e umidade favorável para atividades biológicas. Assim, estes autores consideram importante o entendimento da decomposição e liberação dos nutrientes da palhada de cana-de-açúcar.

Em meio às alternativas econômicas para o destino da palhada da cana-de-açúcar, algumas questões relacionadas à sustentabilidade do sistema, surgem no processo de tomada de decisão no setor sucroenergético: A retirada total, ou parcial, da palha do campo pode tornar o etanol brasileiro menos vantajoso em relação ao balanço de carbono no sistema, uma vez que a palhada deixada sobre o solo pode contribuir para o sequestro de carbono? Qual a quantidade de palhada que pode ser retirada do campo sem que haja prejuízo na manutenção ou incorporação do carbono do solo?

Detectar mudanças no carbono do solo ao longo de três cortes da cana-de-açúcar pode ser considerado desafiador. No entanto, técnicas de abundância natural do ^{13}C e fracionamento físico da matéria orgânica do solo (MOS) permitem investigar pequenas entradas/mudanças de C no solo que seriam significantes somente a longo prazo, e que poderiam não ser detectados se avaliados por métodos convencionais (DENEFF et al., 2013; DEL GALDO et al., 2003). A aplicação da técnica de abundância isotópica às frações organominerais da MOS permite a identificação da origem do C no solo, visto que plantas com ciclo fotossintético C3 e C4 apresentam discriminação diferenciada em relação ao $\delta^{13}\text{C}$ (TAIZ; ZAIGR, 2004).

Com base no conhecimento atual sobre o assunto deste trabalho, podem ser levantadas as seguintes hipóteses: (a) diferentes quantidades de palhada depositadas sobre o solo podem apresentar dinâmicas diferentes de decomposição; (b) a incorporação da palhada ao solo pode acelerar sua decomposição; (c) as diferentes quantidades de palhada depositadas sobre o solo aumentarão, a longo prazo, o carbono do solo.

Assim, este trabalho teve como objetivo avaliar a decomposição de diferentes quantidades iniciais de palhada de cana-de-açúcar depositadas sobre o solo, sob diferentes práticas de manejo e determinar o acúmulo de carbono neste solo ao longo de três cortes da cana.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1. A cultura da cana-de-açúcar

A cana-de-açúcar pertence à família *Poaceae* e ao gênero *Saccharum*, que abrange várias espécies. É uma planta perene e própria para climas tropicais e subtropicais.

2.1.1. Aspectos gerais da cana-de-açúcar

Há indícios de que a cana-de-açúcar foi cultivada no Brasil antes da colonização, mas seu desenvolvimento se deu mais tarde, com a chegada das primeiras mudas, em 1532, trazidas da Ilha da Madeira pelos portugueses na expedição de Martim Afonso de Souza, por determinação do rei Dom Manuel, e posteriormente com a fundação de engenhos (MOZAMBINI et al., 2006).

Atualmente, a cana-de-açúcar é cultivada comercialmente em mais de 70 países, onde são colhidos anualmente aproximadamente 26 milhões de hectares, sendo os maiores produtores Brasil, Índia e China (FAO, 2015). No Brasil, os principais estados produtores são: São Paulo, Minas Gerais, Goiás, Paraná e Mato Grosso do Sul com participação de 51%, 9,3%, 7,7%, 7,6% e 5,5%, respectivamente. Localizados na região Centro Sul, esses estados correspondem por 81% da cana-de-açúcar processada no país (UNICA, 2014).

O total de área cultivada com cana-de-açúcar no Brasil é aproximadamente 9,4 milhões de hectares, alcançando uma produção na safra 2013/2014 de 596.163 mil toneladas, resultando na produção de mais de 28 bilhões de litros de etanol, contra 23,5 bilhões da safra 2012/2013 (BRASIL, 2013).

Um dos fatores que apresenta influência para o crescimento da demanda de fontes alternativas para utilização de biocombustíveis é o aumento nos últimos anos do preço dos combustíveis fósseis, assim como a diminuição das reservas mundiais de petróleo (BASTIAN-PINTO, 2009). Associado a isto, a partir de 2003, a produção de veículos denominados *flex-fuel*, capazes de utilizar tanto etanol quanto gasolina, ou mesmo a mistura dos dois combustíveis, em qualquer proporção e, ao discurso incontestado da “energia limpa”, do “ecologicamente correto” frente à necessidade de reduzir a emissão de monóxido de carbono (um dos gases causadores do efeito estufa) como forma de atender às exigências do Protocolo de Kyoto impulsionaram o aumento de consumo de etanol.

O desenvolvimento dos biocombustíveis vem como uma fonte de energia ambientalmente mais correta quando comparado com a utilização de combustíveis fósseis como o petróleo, sendo uma forma eficiente de redução de emissão de carbono (CERRI et al., 2007; MACEDO; SEABRA; SILVA, 2008; OLIVEIRA, 2008).

Para os países comprometidos com metas de redução de gases do efeito estufa, o uso do etanol produzido da cana-de-açúcar representa uma das formas mais efetivas para esta redução. A cana por ser uma planta com ciclo fotossintético C4, apresenta alta eficiência na conversão da radiação solar em biomassa. Além da produção de etanol, a cultura é matéria prima para produção de açúcar (GOLDENBERG, 2007) e seus resíduos podem ser aproveitados para aumentar a fertilidade do solo (torta de filtro e vinhaça) e para produção de energia térmica pela queima da palhada residual da colheita e do bagaço produzido após processamento industrial da cana.

2.1.2. Colheita da cana-de-açúcar

O tipo de colheita da cana-de-açúcar pode influenciar a produção e longevidade da cultura, os atributos físicos, químicos e biológicos do solo, o meio ambiente e a saúde pública. Há dois sistemas de manejo adotados para a colheita da cana-de-açúcar: manual ou mecânica. No sistema de colheita manual, a cana é queimada antes do corte para facilitar o trabalho, aumentar a eficiência dos cortadores, que gira em torno de 6 a 8 toneladas de cana por dia por trabalhador (ABREU et al., 2011), reduzir a quantidade de impurezas vegetais da matéria prima, controlar a população de plantas daninhas, insetos e patógenos (CERRI et al., 2007). Neste sistema apenas os ponteiros retornam ao solo, ficando este praticamente descoberto. Na colheita mecanizada sem queima, as folhas, bainhas, ponteiros, além de quantidade variável de pedaços de colmo são cortados, triturados e lançados sobre a superfície do solo, formando uma cobertura de resíduo vegetal (mulch) denominada palha ou palhada (SOUZA et al., 2005). No processo de colheita mecanizada o rendimento de cada máquina pode atingir 600 toneladas por dia (SEGATO; PEREIRA, 2006).

A quantidade de palhada da cultura da cana-de-açúcar deixada sobre o solo em sistema de colheita sem queima sofre interferência direta da variedade utilizada, havendo grande variação entre os materiais genéticos (MANECHINI, 1997). O estágio de corte e a produtividade também interferem no potencial produtivo da palhada de cana, que pode variar para valores maiores ou menores, no decorrer do ciclo da cultura.

Paes e Oliveira (2005) estimam que a cana-de-açúcar quando colhida mecanicamente deixa uma quantia de palhada correspondente a 14% da massa de colmo colhida

2.1.3. Importância do manejo da palhada

A palhada residual originária da colheita mecanizada da cana-de-açúcar gera interesses econômicos: produção de energia térmica e elétrica através de sua queima e pela produção de combustíveis líquidos, como o etanol de 2ª geração (HASSUANI et al., 2005). Interesses relacionados a sustentabilidade do sistema, onde a palhada deixada sobre o solo pode proporcionar diversos benefícios ao solo, tais como: melhorar a infiltração de água, prevenir a erosão, manter a umidade do solo, evitar perda de carbono e nitrogênio, melhorar atividade biológica do solo, aumentar o teor de magnésio e potássio, reduzir o teor de alumínio no solo e controlar a temperatura e o crescimento de ervas daninha (BENEDETTI, 2014; FORTES et al., 2012; SALVADOR, 2007; TORQUATO; MARTINS; RAMOS, 2009; URQUIAGA et al., 1991).

2.2. Matéria orgânica do solo

A matéria orgânica do solo (MOS) é composta por material heterogêneo constituído principalmente por carbono e nitrogênio, e é acumulada por meio da decomposição da biomassa e demais detritos orgânicos. Em um ecossistema em equilíbrio ela se encontra em níveis relativamente estáveis nos quais a taxa de deposição é equivalente à de decomposição. Mudanças no uso ou manejo do solo quebram esse equilíbrio, modificando o balanço da matéria orgânica no solo (SILVEIRA; FREITAS, 2007).

2.2.1. Aspectos gerais da matéria orgânica do solo

Quando uma cobertura vegetal é retirada e substituída por outra a matéria orgânica do solo sob ela passa por dois processos simultâneos. O primeiro é de perda contínua do material pré-existente proveniente da vegetação nativa, que sofre mineralização sem, no entanto, ser renovada. O segundo é a contínua entrada de nova matéria orgânica proveniente de exsudatos e resíduos da cultura implantada. O novo material pode ser incorporado ou ainda ser perdido juntamente com a matéria orgânica antiga (CERRI; FELLER; CHAUVEL, 1991).

A MOS é composta pelos resíduos vegetais em vários estágios de decomposição, incluindo a fração mais estável denominada de húmus, biomassa microbiana, sistema radicular das plantas e restos culturais depositados na superfície do solo (BAYER; MIELNICZUK, 2008).

A fração orgânica lábil adicionada ao solo, que é representada pela MO facilmente decomponível, apresenta ciclagem muito rápida, sendo em média de 3 a 4 meses. Aproximadamente 80% do material orgânico depositado no solo são perdidos na forma de gases durante o processo de decomposição pelos microrganismos (CZYCZA, 2009). Outros 20% permanecem na forma mais estável no solo (MIELNICZUK, 2008). Destes 20% aproximadamente 75 a 90 % é caracterizado pelas substâncias húmicas (SH) do solo (SILVA; MENDONÇA, 2007), e o restante como substâncias não húmicas.

Dentre os componentes do solo, a matéria orgânica é aquele que mais se relaciona com os parâmetros de qualidade (físicos, químicos ou biológicos), potencializando características como a resistência a erosão, taxa de infiltração e retenção de água no solo, capacidade de troca catiônica, estoque de nutrientes, resistência a perturbações e a atividade biológica (VEZZANI, 2001, MIELNICZUK et al., 2003).

Nos solos de clima tropical são encontrados teores entre 1 a 5% de C dependendo das condições ambientais, textura do solo e tipo de vegetação. A sua dinâmica é influenciada pelos mecanismos que controlam a ciclagem do C, sendo importante contribuinte dos aspectos químicos e físicos do solo (ALBERS et al., 2008). A redução da MOS é um dos grandes problemas encontrados nestes tipos de solo, e entre as principais consequências desse fenômeno destacam-se a redução da capacidade de troca catiônica do solo, elevação do teor de alumínio trocável, redução dos teores de fósforo, nitrogênio, cálcio e outros nutrientes (SÁ et al., 2009). As propriedades físicas do solo também são afetadas com a redução MOS, principalmente no que diz respeito à infiltração de água, retenção de umidade (FIGUEREDO; RAMOS; TOSTES, 2008). Além destes, o aumento da taxa de decomposição da MOS em resposta da elevação da temperatura média global, constitui o principal mecanismo favorável ao incremento das emissões de gases do solo para atmosfera (ROSCOE, 2006). Desta forma, o manejo adequado do solo pode contribuir significativamente na mitigação destes gases do efeito estufa (BOLIN; SUKUMAR, 2000).

A atividade biológica do solo também é afetada pela perda de MOS, haja vista que ela é a principal fonte de alimento para uma grande faixa de macro e microrganismos. Sistemas que conseguem manter maior teor de matéria orgânica resultam também em maior atividade microbiana (SANTOS et al., 2004).

A MOS pode ser estudada e compreendida através de diversas formas e técnicas analíticas. Tal fato reforça a busca pelo melhor entendimento da dinâmica desse compartimento nos sistemas agrícolas. O teor de carbono orgânico total (COT) depende, essencialmente, do aporte e do processo de decomposição e mineralização da MOS. Em contraste ao processo de degradação, ocorre concomitantemente, o processo de preservação, com alterações nos resíduos orgânicos, originando compostos coloidais relativamente estáveis, com alto tempo médio de residência – as substâncias húmicas (SILVA; MENDONÇA, 2007).

O COT pode ser utilizado como indicador do efeito de sistemas de manejo na qualidade do solo (CONCEIÇÃO et al., 2005). A adoção de sistemas de manejo conservacionistas pode favorecer a redução das perdas do COT do solo, por meio da manutenção dos resíduos vegetais na superfície do solo e proteção física da matéria orgânica em agregados do solo (CONCEIÇÃO et al., 2008).

2.2.2. Estoque de carbono no solo

O solo possui um importante papel no ciclo de carbono representando o maior estoque desse elemento nos ecossistemas terrestres (SUMAN et al., 2009; WATSON, 2001). Estima-se que na camada 0-30 cm o solo armazene aproximadamente a mesma quantidade de C que a atmosfera (CERRI et al., 2006) e, considerando que este armazenamento pode ocorrer também nas camadas mais profundas, o solo atua como importante dreno de C, podendo contribuir para mitigação do aumento da concentração de CO₂ na atmosfera. Para tanto, é preciso que o C esteja associado a formas mais estáveis da MOS.

O C presente no solo encontra-se principalmente em compostos orgânicos e são bastante influenciados por práticas de manejo e fatores edafoclimáticos. Solos manejados indevidamente podem liberar o carbono orgânico do solo para atmosfera sob forma de CO₂ pelo processo de mineralização da MOS, ao passo que o manejo adequado favorece o estoque de C e N no sistema, sendo esta uma importante estratégia que contribui para aumento da quantidade do C do solo. A manutenção dos teores de carbono no solo é um dos cuidados preconizados na agricultura moderna, como forma de conservar o solo e evitar os danos provocados pela perda de matéria orgânica. A manutenção de cobertura do solo durante o ano, assim como um aporte contínuo e abundante de resíduos vegetais, servem para contrabalancear a rápida decomposição pelos agentes decompositores, além de contribuir para a manutenção dos estoques de C. Além destes fatores, textura, mineralogia, espécie de

material vegetal e constituição química dos resíduos vegetais também têm importância (CARVALHO et al., 2012; BAYER; MIELNICZUK, 2008; SILVA; MENDONÇA, 2007).

O clima, por meio da temperatura e precipitação, influencia o estoque de C, por afetar tanto a adição anual de fitomassa, como a taxa de mineralização da MOS. Em solos de regiões de clima tropical, nem sempre a taxa de decomposição elevada significa necessariamente menor estoque de C, pois as temperaturas elevadas contribuem para maior produção de fitomassa e, conseqüentemente, maior deposição de resíduos culturais no solo, podendo assim contrabalançar o efeito da maior decomposição (GREENLAND; WILD; ADAMS, 1992).

Para uma condição semelhante de clima, vegetação e manejo, solos argilosos apresentam tendência a possuir maiores estoques de C que solos arenosos em função da maior interação da fração mineral com grupos funcionais da MOS, diminuindo consideravelmente a mineralização da MOS por microrganismos, pois a demanda de energia para romper as ligações das interações organominerais é relativamente alta. Os fatores uso e manejo do solo são fundamentais na definição do estoque de C. Ao contrário da textura, mineralogia e fatores climáticos, o manejo do solo pode ser controlado e, de acordo com as práticas de manejo, pode-se ter aumento ou redução do estoque de C no solo, promovendo uma condição de melhoria ou deterioração do solo, respectivamente (ABBRUZZINI, 2011; BRANDANI et al., 2014; CZYCZA, 2009).

Pinheiro et al. (2007) avaliaram a influência da queima ou manutenção da palhada sobre os estoques de carbono no solo (Argissolo Amarelo arenoso). No estudo foi constatado aumento significativo nos estoques de C nas áreas sem queima, mas apenas para camada superficial (0 - 0,1m). Os valores encontrados foram em média 14,8 e 10,9 Mg C ha⁻¹ para cana crua e cana queimada respectivamente.

Em solos cujo manejo não apresenta deposição de palhada, além de não possibilitar aumento do teor e estoque de C no solo, no momento da reforma possibilita perdas significativas (GALDOS et al., 2009b).

2.2.3. Propriedades físicas do solo influenciadas pela matéria orgânica

A estabilidade de agregados é uma das propriedades físicas mais afetada pela MO, pois atua como agente ligante na sua formação em decorrência do elevado número de cargas presentes no seu entorno. A partir do seu efeito sobre a agregação, indiretamente são afetadas as demais características físicas do solo, tais como porosidade, infiltração e retenção de água,

aeração, entre outras. Em consequência, pode ocorrer degradação do solo com imediata redução da produção (BRONICK; LAL, 2005; BAYER; MIELNICZUK, 2008).

A evolução da pesquisa em agregação foi sumariada por Six et al. (2004). Segundo os autores, já no início do século XX, os principais fatores responsáveis pela formação e estabilização de agregados estavam identificados: (1) fauna de solo, (2) microrganismos, (3) raízes, (4) compostos inorgânicos e (5) variáveis ambientais.

A formação dos agregados ocorre pelas forças envolvidas entre umedecimento e secamento do solo e ação de compressão do sistema radicular das plantas. Posteriormente, a MO atua como um dos fatores determinantes na estabilização destes agregados, em decorrência das ligações químicas entre os compostos da MO e partículas minerais do solo (BAYER; MIELNICZUCK, 2008). O processo de estabilização se dá pela interação das ligações formadas pelos radicais dos compostos orgânicos com a superfície do mineral através de pontes de H, forças de Van de Waals, entre outras. A importância da MO em solos altamente intemperizados ocorre pelo predomínio de cargas positivas nos solos, sendo a MO com carga oposta atuando como agente ligante.

Sistemas conservacionistas de manejo do solo, por sua vez, resultam em aumento expressivo da agregação do solo e diversos estudos têm registrado a importância do manejo de solo na estabilidade de agregados de solos tropicais e subtropicais brasileiros. A redução ou eliminação do revolvimento do solo, associada ao uso de sistemas de rotação de culturas com frequente aporte de resíduos vegetais ao solo, normalmente, resulta em maior estabilidade de agregados, evidenciada pelos maiores valores de diâmetro médio ponderado (DMP) dos agregados, o que em grande parte, é relacionado com o efeito dos sistemas de manejo sobre os teores de C orgânico do solo.

2.2.4. Propriedades químicas do solo influenciadas pela matéria orgânica

Os resíduos vegetais, alterados por processos de decomposição, irão constituir o húmus, influenciando as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. A matéria orgânica do solo, através da deposição da palhada no solo, influencia significativamente nos atributos químicos do solo. As concentrações dos nutrientes presentes na palhada da cana-de-açúcar (0,46-0,54% N; 0,47-0,66% K; 0,09-0,17% Mg; 0,18-0,41% Ca; 0,06-0,17% S; 0,05-0,09% P) associadas ao elevado volume de palhada produzida (13-20 Mg ha⁻¹), possuem um importante papel na ciclagem de nutrientes no sistema (FORTES; TRIVELIN; VITTI, 2012; OLIVEIRA et al., 2002; ROBERTSON; THORBURN, 2007a).

Muitos nutrientes apresentam interação com a MO influenciando na ciclagem e adsorção dos nutrientes, evitando desta forma perdas por lixiviação, com liberação gradativa às plantas em curto espaço de tempo (BRONICK; LAL, 2005).

A matéria orgânica do solo “estabiliza o pH do solo, o qual tem papel fundamental no suprimento de nutrientes e na sua disponibilidade para as plantas” (NYAKATAWA; REDDY; SISTANI, 2001) contribuindo para o crescimento das mesmas pelo efeito nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Serve também de fonte de nutrientes como o nitrogênio (N), fósforo (P) e enxofre (S) para o crescimento das plantas. Em relação aos micronutrientes, a formação de complexos com compostos orgânicos reduz a possibilidade de precipitação como óxidos no solo. Desta forma, a complexação de Zn e Cu por ácidos orgânicos de baixo peso molecular aumenta a sua disponibilidade às plantas, porque o quelato torna-se uma forma de depósito desses elementos. No entanto, a meia-vida do quelato é curta resultando em rápida decomposição dos compostos orgânicos pelos microrganismos e liberação contínua e rápida dos micronutrientes às plantas (BAYER; MIELNICZUC, 2008).

Mendonza et al. (2000) verificaram que os teores de Mg, na profundidade de 0-10 cm foram maiores no sistema de cana crua, já os teores de K e P foram maiores na área com queima do canavial. A queima da palhada, embora tenha elevado os teores de P e K, pode a longo prazo, diminuir a fertilidade do solo, uma vez que as cinzas, em grande parte, são susceptíveis a perdas por lixiviação e, ou, erosão (SANZONOWICZ, 1986).

Desta forma o manejo do solo visando a manutenção dos resíduos vegetais, pode proporcionar maior produção de ácidos orgânicos no solo, conseqüentemente melhor fertilidade e sustentabilidade agrícola (SILVA; RIBEIRO, 1995).

2.2.5. Fracionamento físico da matéria orgânica

Toda mudança nos estoques de C e N do solo são difíceis de ser detectadas num curto prazo, pois a maior parte da MOS é estabilizada e possui tempo de turnover de centenas a milhares de anos (SIX; JASTROW, 2002). Isto exigiria medidas de longo prazo para identificar pequenas mudanças (SMITH, 2004). O fracionamento da matéria orgânica pode ser útil no estudo da dinâmica do C e N, pois pode indicar mudanças iniciais nos estoques de C e N do solo (DEL GALDO et al., 2003; DENEFF et al., 2004; LEIFELD; KOGEL-KNABNER, 2005), podendo prever como os ecossistemas irão responder a determinada mudança. Métodos de fracionamento físico tem sido usados de maneira eficiente para separação das frações mais ativas matéria orgânica dissolvida (MOD) e particulada (MOP)

em processos de curto prazo que respondem mais rapidamente a mudanças de uso e manejo da terra (GREGORICH; BEARE, 2008; STEWART et al., 2008).

As frações da matéria orgânica particulada, obtida pela separação por tamanho da partícula ($> 53 \mu\text{m}$) ou por densidade ($1,3 - 1,8 \text{ g cm}^{-3}$), são compostas principalmente de liteira recente de vários estágios de decomposição, que são quimicamente similares ao seu material de origem, enquanto que a MOS associada aos minerais silte e argila ($< 53 \mu\text{m}$), oclusa nos agregados, ou associadas a complexos organo-minerais complexos de maior densidade está geralmente num estágio de decomposição mais elevado e micro biologicamente alterados (HELFRICH et al., 2006), contendo uma grande proporção de produtos microbianos e um C mais resistente comparado às frações maiores ou mais pesadas (CLEMENTE et al., 2011).

Nas camadas superficiais (0 – 5 cm) de solos cultivados, os estoques de C e N foram significativamente menores comparados a outros sistemas como florestas e pastagens (DENEFF et al., 2013; DE GRYZE et al., 2004). A perda do C nas camadas superficiais está relacionada as menores entradas de C, a remoção dos resíduos culturais, a menor cobertura vegetal, ao aumento da mineralização da MOS, erosão e deterioração dos agregados do solo.

Denef et al. (2013), avaliando a distribuição de C e N nas frações da MOS em sistemas de floresta, pastagem e culturas anuais constataram que solos de ecossistemas pouco perturbados acumulam relativamente mais C e N na fração particulada da matéria orgânica, como consequência da maior entrada de C e menores taxas de decomposição. Nas regiões com histórico de intenso manejo, 80% do COT estavam na fração mineral. Diferenças entre a granulometria dos solos também podem implicar nesta diferença entre as regiões, pois solos com predomínio de argila possuem maior superfície mineral disponível para acúmulo de C (DENEFF et al., 2013). No entanto, outros autores (DE GRYZE et al., 2004), afirmam que a fração da matéria orgânica associada aos minerais, representa maior parte do COT do solo.

2.2.6. Carbono orgânico dissolvido

O carbono orgânico dissolvido (COD) é caracterizado pelas moléculas orgânicas que passam através de um filtro, geralmente de 0,45 μm . Esta é a principal forma de carbono transportada pela solução do solo. A importância do COD reside na transferência de C entre diferentes *pools* no ecossistema. (KOLKA; WEISBARNPEL; FRÖBERG, 2008).

As concentrações do COD na água da chuva são geralmente muito baixas, mas aumentam à medida que a água passa pelo dossel das plantas e a superfície do solo coberta

com resíduos vegetais. No solo mineral as concentrações de COD e seu fluxo diminui com a profundidade, sob o horizonte B o fluxo normalmente é abaixo de 10 g m^{-2} (KOLKA et al., 1999, ELDER et al., 2000). Trabalhos avaliando a concentração da COD e sua composição em solos de florestas, sugerem que pluvio-lixiviados, liteiras recentes e/ou liteira de raízes são as principais fontes de COD (YANO et al., 2005). Contrariamente a estes resultados, outros estudos denotam que o COD origina-se prioritariamente das grandes quantidades originais da matéria orgânica do solo e não de resíduos recém depositados (FRÖBERG et al., 2003; HAGEDORN et al., 2002).

Uselman et al. (2007), verificaram que a liteira oriunda de raízes e folhas contribuíram com o COD coletado a 50 cm de profundidade. No entanto, Fröberg et al. (2007) identificaram que apenas 14% do COD percolado a 15 cm de profundidade era originário de resíduos recentes. O COD originário da liteira recente foi em sua grande parte retido ou consumido nas camadas mais superficiais, enquanto que apenas uma pequena parte moveu-se pelo perfil do solo (FRÖBERG et al., 2009; 2007).

Os fluxos de COD são pequenos comparados a outros fluxos de C no ecossistema, mas o COD pode ser importante para balanços de C de liteiras e horizontes superficiais. Em relação a deposição anual de resíduos vegetais sobre a superfície do solo, o transporte de COD da superfície para subsuperfície é em média 17%, podendo variar de 6-30% em florestas temperadas (MICHALZIK et al., 2001). O COD é uma fonte importante de C orgânico para solos minerais (NEFF; ASNER, 2001). Apesar da quantidade COD nos solos ser pequena, mas é uma fração reativa da matéria orgânica do solo. A concentração do COD na solução do solo é determinada pelo balanço líquido entre sua produção, degradação, imobilização e lixiviação. A contribuição destes diferentes processos na concentração do COD é relativamente pouco explorada (KALBITZ et al., 2000). Estes mesmos autores reportaram que entre 10-40% do DOC pode ser decomposto pelos microrganismos num período que pode variar de dias a poucos meses. No entanto, estes autores sugerem também que é impossível quantificar precisamente a degradação microbiana do COD em solos minerais, em função das reações de adsorção que protegem o COD da degradação.

O COD pode ser coletado utilizando-se lisímetros de tensão e os de tensão zero. Os de tensão zero refletem melhor a água que se move através do solo, captando a água dos poros maiores. Em locais com precipitação moderada, pode ser difícil de se obter amostras de COD por esse sistema. Os lisímetros de tensão consistem um tubo ligado a uma cápsula porosa em sua ponta, após sua instalação é aplicado vácuo por meio de uma bomba de sucção. Os lisímetros de tensão estão em contato com o sistema poroso do solo e coleta COD do solo,

representando poros menores que os lisímetros de tensão zero. A profundidade em que os lisímetros são instalados dependem do objetivo do estudo. Um conjunto de lisímetros é instalado frequentemente em camadas subsuperficiais para capturar o fluxo de carbono na interface entre os horizontes orgânicos e os minerais (KOLKA et al., 2008).

O COD por ser uma fração do C do solo mais sensível a mudanças do ambiente pode ser uma alternativa para o monitoramento do impacto do manejo na qualidade do solo.

2.2.7. Isótopo estável em estudo da MOS (^{13}C)

Os métodos isotópicos têm contribuído para o entendimento da dinâmica da MOS em sistemas agrícolas, principalmente em estudos do ciclo de C e N. Estes elementos apresentam formas quimicamente estáveis (^{12}C e ^{13}C , e ^{14}N e ^{15}N) e instáveis (^{14}C e ^{13}N).

O carbono da MOS provém dos vegetais que capturam da atmosfera através da fotossíntese na forma de CO_2 . Durante esse processo observa-se uma significativa distribuição isotópica com intensidades diferenciadas entre plantas com mecanismos fotossintéticos C_3 e C_4 (FARQUHAR, 1982). As plantas com ciclo C_3 discriminam mais intensamente o ^{13}C , apresentando uma abundância isotópica que varia de -20 a -34 ‰ e as plantas C_4 discriminam menos, apresentando valores que variam de -9 a -17 ‰ com relação ao padrão internacional PDB (Pee Dee Belemnite), sendo que o ar atmosférico apresenta -8‰ (SMITH; EPSTEIN, 1971). Desse modo é possível identificar a origem do C do solo e assim, compreender a dinâmica de diferentes fontes de matéria orgânica no solo (BALESDENT; MARIOTTI; GUILLET, 1987).

Normalmente os estudos visando as alterações e dinâmica da MOS por meio da origem do carbono, são realizadas em estudos de substituição de vegetação de florestas (C_3) por pastagens (C_4), como é o caso de alguns estudos na Amazônia, que possuem objetivo de avaliar o tempo que o carbono remanescente das florestas irá permanecer na área de pastagem (BERNOUX et al., 1999; FERNANDES; CERRI; FERNANDES, 2007).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Descrição da área

Os experimentos foram instalados na área experimental do Centro de Tecnologia Canavieira - CTC, no município de Piracicaba, região sudeste do estado de São Paulo. As coordenadas geográficas da área são: 22°41'26" S, 47°33'28" O. O clima segundo a classificação de Köppen é o Cwah, ou seja, tropical úmido com chuvas de verão e seco no inverno (ROLIM et al., 2007).

A precipitação acumulada e a temperatura média na área de novembro de 2011 a outubro de 2012 foi 1.175 mm e 20,9°C respectivamente, sendo que 48% deste volume de chuva ocorreu nos três meses iniciais do experimento (novembro a janeiro). (Figura 1).

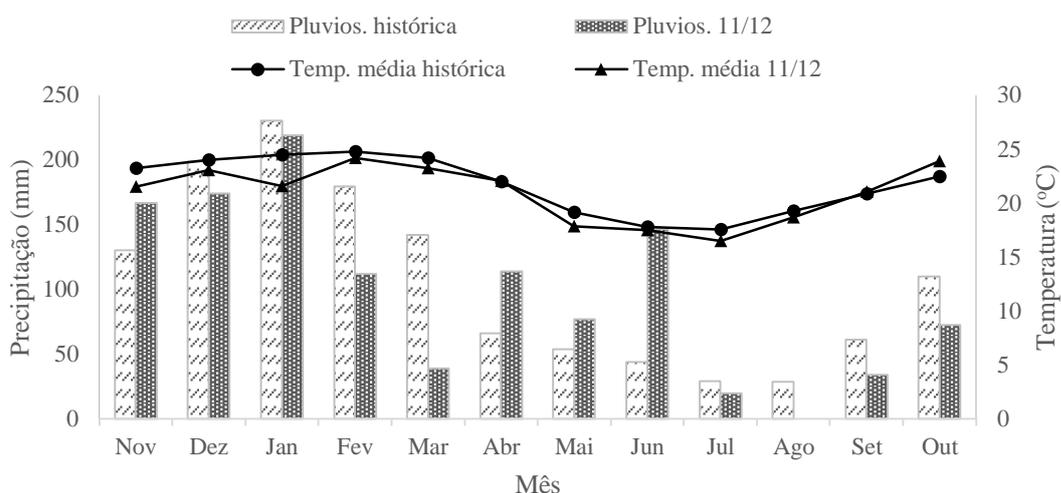


Figura 1 - Distribuição pluviométrica e temperatura média histórica (1917 a 2014) e no ano safra 2011/2012 (Fonte: Departamento de Engenharia de Biosistemas – ESALQ-USP)

O material de origem na área de estudo é a Formação Rio Claro, com arenitos finos a médios, argilosos com níveis subordinados de argilitos e arenitos conglomeráticos (BISTRICHI et al., 1981). A classe de solo na área experimental é o Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd) (EMBRAPA, 2013). Conforme descrição química e granulométrica realizada em três profundidades, o solo do experimento caracteriza-se por apresentar textura franco argilo arenosa (Tabela 1). Este solo apresenta potencial de produção médio, caracterizado pelo ambiente de produção edafoclimático “C-I”, segundo critérios de classificação e adequação do potencial produtivo da cana-de-açúcar (JOAQUIM et al., 1994).

Não foi empregada a prática da calagem para correção da acidez do solo do talhão onde foi instalado o experimento, justificando os baixos valores de pH e saturação por bases (V%) obtidos.

Tabela 1 - Resultados das análises granulométricas e químicas do solo de estudo, referente às três profundidades (0 - 0,2; 0,2 - 0,4 e 0,4 - 0,60 m)

Profundidade (m)	Areia			Argila	Silte	Micronutrientes			
	Fina	Grossa	Total			Cu	Fe	Mn	Zn
	g Kg ⁻¹			mg dm ⁻³					
0 - 0,2	185	431	616	293	91	0,5	40	7,1	1,3
0,2 - 0,4	167	456	623	285	92	0,4	40	5,6	0,6
0,4 - 0,6	150	435	585	312	103	0,3	14	1,4	0,5

Profundidade (m)	Bases trocáveis			H + Al	T	P	pH	V	MO
	K ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺				CaCl ₂		
	mmolc dm ⁻³			mg dm ⁻³		%		g dm ⁻³	
0 - 0,2	1,1	16	6	52	76	16	4,5	31	25
0,2 - 0,4	0,6	13	5	58	76	22	4,4	24	24
0,4 - 0,6	0,5	10	3	47	61	7	4,3	22	20

A variedade escolhida foi a CTC 15 que, segundo o Centro de Tecnologia Canavieira, tem como principais características elevada produtividade e adaptabilidade para ambientes de produção mais restritivos. A variedade foi plantada em maio de 2009 e colhida mecanicamente em novembro de 2010. As três colheitas realizadas dentro da área experimental e subsequentes a implementação desta pesquisa, isto é, 2011, 2012 e 2013, foram colhidas manualmente, em função dos tratamentos instalados nas entrelinhas da cana-de-açúcar.

3.2. Descrição dos experimentos

Nesta área experimental foram instalados três experimentos descritos resumidamente no Quadro 1.

Quadro 1 - Experimentos conduzidos nas safras 2010/2011, 2011/2012 e 2012/2013

Experimento	Objetivo	Tratamentos	Delineamento
1	Avaliar a decomposição de diferentes quantidades de palhada de cana-de-açúcar ao longo de 360 dias e sob diferentes práticas de manejo	Doses de palhada: 3,5; 7; 14 e 21 Mg ha ⁻¹ Manejo: 14 Mg ha ⁻¹ , 14 Mg ha ⁻¹ incorporada e 14 Mg ha ⁻¹ irrigada com vinhaça	Blocos inteiramente aleatorizados com parcelas subdivididas no tempo e 5 repetições
2	Determinar o carbono orgânico dissolvido no solo proveniente de diferentes quantidades de palhada de cana-de-açúcar depositada sobre o solo e diferentes práticas de manejo	Doses de palhada: 3,5; 7; 14 e 21 Mg ha ⁻¹ Manejo: 14 Mg ha ⁻¹ , 14 Mg ha ⁻¹ incorporada e 14 Mg ha ⁻¹ irrigada com vinhaça	Parcelas inteiramente aleatorizadas subdivididas no tempo e 5 repetições
3	Determinar os teores e estoques de Carbono e Nitrogênio no solo proveniente da deposição de diferentes quantidades de palhada de cana-de-açúcar ao longo de 3 safras	Doses de palhada: 3,5; 7; 14 e 21 Mg ha ⁻¹	Parcelas inteiramente aleatorizadas subdivididas no tempo e 5 repetições

Estes experimentos visaram gerar informações que ajudem a compreender a decomposição da palhada de cana-de-açúcar sob diferentes aspectos e seu efeito sob o carbono no solo ao longo de ciclos agrícolas consecutivos. Abaixo a descrição de cada um dos ensaios instalados.

3.2.1. Experimento 1: Decomposição da palhada

Para avaliação da decomposição da palhada de cana-de-açúcar ao longo do ano, a variedade CTC-15, presente na área experimental, foi colhida mecanicamente em novembro de 2011. Logo após a colheita, foi estimada a biomassa produzida e o teor de umidade da palhada. Para isso, um gabarito de 1m² foi lançado 10 vezes de maneira aleatória na área e em cada lançamento foi pesada toda a palhada em seu interior (Figura 2a). Deste modo, foram obtidas as massas médias da palhada resultante da colheita. Subamostras foram secas em estufa de ventilação forçada regulada a 60°C por 72 horas, para determinação do teor de umidade e peso da matéria seca produzida. Após a determinação da biomassa produzida e sua umidade de campo, a palhada foi retirada, colocada sobre uma lona e levada para ser seca e homogeneizada. Posterior a este processo a palhada recolhida foi pesada nas diferentes quantidades estudadas. Em função da determinação da produção média da palhada no sistema

de colheita mecanizada (14 Mg ha^{-1}), derivaram-se as doses de palhada utilizadas nos tratamentos: 21; 14; 7; $3,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Figura 2c). Estas diferentes quantidades de palhada foram acondicionadas no campo em caixas metálicas de $0,64 \times 0,64 \text{ m}$ (sem fundo), colocadas sobre o solo nas entrelinhas da cana-de-açúcar (Figura 2b, 2c). Para evitar perda ou entrada de material externo, as caixas foram cobertas por uma tela de $0,05 \times 0,05 \text{ m}$ de malha (Figura 2d).

Figura 2 - a) determinação da biomassa da palhada produzida; b) fixação das caixas metálicas nas entrelinhas da cana-de-açúcar; c) distribuição das diferentes quantidades de palhada previamente secas e pesadas; d) fixação da tela sobre as caixas



Para avaliar a decomposição da palhada em função de algumas práticas de manejo comumente utilizada no setor canavieiro: preparo do solo por meio de gradagem e irrigação com vinhaça, foram instalados dois tratamentos adicionais com a quantidade de 14 Mg ha^{-1} de palhada.

No primeiro tratamento, o solo foi revolvido mecanicamente com uma enxada e incorporada a palhada a $0,20 \text{ m}$ de profundidade (Figura 3a), simulando a incorporação da palha durante a renovação dos canaviais por meio da gradagem. O outro tratamento adicional,

avaliou-se a decomposição da palhada em áreas irrigadas com vinhaça, para isso foi aplicada uma lâmina de irrigação de 10 mm de vinhaça (Figura 3b), correspondente a $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, dose usualmente utilizada em áreas irrigadas com este resíduo industrial (CONDE; PENATTI; BELLINASSO, 2005). A aplicação da vinhaça ocorreu logo após a montagem das caixas, utilizando-se um regador para sua realização.



Figura 3 - Práticas de manejo da dose padrão de palhada 14 Mg ha^{-1} : a) incorporada ao solo; b) irrigada com vinhaça

A vinhaça utilizada foi analisada quanto sua composição química no Laboratório de Análises do CTC segundo métodos descritos em Eaton et al. (2005) (Tabela 2).

O delineamento experimental utilizado foi blocos inteiramente aleatorizados, com parcelas subdivididas no tempo (Apêndice A). Os tratamentos referem-se às diferentes quantidades de palha depositada sobre o solo e seu manejo: 21; 14; 14 incorporada; 14 com vinhaça; 7 e $3,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ em cinco repetições.

Tabela 2 - Parâmetros físico-químicos da vinhaça aplicada

Ca	Dureza	DBO	DQO	P	K ₂ O	Mg	N
----- mg L ⁻¹ -----							
940	6.667	6.220	22.312	86	2.518	243	402
Na	SO ₄	SS	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₂ ⁻	N-NH ₄ ⁺	CE	pH
----- mg L ⁻¹ -----						μS cm ⁻¹	
71	1.377	3.933	<1	<1	38	8.444	4

Sendo: Ca: cálcio, DBO: demanda bioquímica de oxigênio, DQO: demanda química de oxigênio, Mg: magnésio, N: N.total, Na: sódio, SO₄: sulfato, SS: sólidos suspensos, N-NO₃⁻: nitrogênio na forma de nitrato, N-NO₂⁻: nitrogênio na forma de nitrito, N-NH₄⁺: nitrogênio na forma amoniacal e C.E.: condutividade elétrica. A dureza é expressa em CaCO₃ e fósforo (P) em P₂O₅

a) Amostragens e procedimentos analíticos

A perda de massa da palhada foi aferida aos 45, 90, 135, 210, 285, 360 dias após a instalação do experimento (DAI). O material coletado foi seco em estufa de ventilação forçada regulada a 60 °C por 72 horas, para então ser determinado o peso da matéria seca remanescente. O peso obtido ao longo das coletas foi comparado com o peso inicial para determinação da taxa de decomposição do material ao longo do ano.

Os tratamentos com incorporação da palhada ao solo foram peneirados e lavados para retirada da terra aderida na palhada no momento da coleta.

A decomposição dos restos vegetais foi obtida através do modelo matemático exponencial definido por Thomas e Asakawa (1993), apresentado na equação 1:

$$R = I \cdot e^{-k \cdot t} \quad (1)$$

Sendo: R é a fração remanescente em termos de fitomassa seca no tempo t em dias; I é a fração da fitomassa seca potencialmente decomponível; e k é a constante de decomposição da fitomassa seca.

Este modelo estima a quantidade de fitomassa seca após um período de tempo medido em dias. Para estas estimativas, foram elaboradas equações matemáticas que represente a decomposição da fitomassa seca. As taxas de decomposição foram determinadas, em porcentagem, em cada uma das seis datas de coleta do material, de maneira acumulativa.

As amostras de palhada de cada tratamento obtidas ao longo do tempo foram moídas e analisadas por combustão a seco no equipamento Leco CN 2000, para determinação dos teores de C e N. Parte do material moído foi enviada ao laboratório de Ecologia Isotópica para determinação do delta carbono 13 ($\delta^{13}\text{C}$).

Para auxiliar na compreensão da decomposição da palhada foram determinados os carboidratos estruturais (lignina, celulose e hemicelulose) de algumas amostras no Laboratório de Bromatologia e Nutrição Animal da FCA/UNESP de Botucatu, SP segundo a metodologia Van Soest, descrita em Silva e Queiroz (2006) e utilizada em outros trabalhos desta natureza (AUSTIN; BALLARÉ, 2010; FORTES et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2002). Foram obtidos os teores de FDN (fibra detergente neutro ou conteúdo celular), FDA, (fibra detergente ácido ou fração insolúvel e estrutural) e lignina dos resíduos. Detalhes da metodologia do preparo de amostras e avaliação de carboidratos estruturais de materiais vegetais podem ser encontrados em Van Soest et al. (1991).

Utilizando-se as informações obtidas pela determinação dos carboidratos estruturais foi calculado o índice lignocelulósico (ILC) (MELILLO et al., 1989), apresentado na equação 2:

$$ILC = Lignina / (Lignina + Celulose) \quad (2)$$

Durante o tempo que a palhada ficou exposta no campo foi monitorada a temperatura e umidade do solo nos tratamentos com 0, 3,5 e 21 Mg ha⁻¹, para isto utilizou-se um termômetro e amostras da camada 0 a 0,10 m de solo foram encaminhadas ao laboratório para determinação da umidade.

As diferenças significativas entre os tratamentos, em cada tempo, e inter-tratamentos ao longo do tempo, foram verificadas por análises de variância e quando detectadas diferenças, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey ($P < 0,05$) (BOER et al., 2008; CARVALHO et al., 2008), através do software SAS (2009). Para estimar a dinâmica de decomposição da palhada, em relação às quantidades utilizadas, realizaram-se análises de regressão.

3.2.2. Experimento 2: Carbono orgânico dissolvido (COD)

Para determinação do COD originário da decomposição da palhada de cana-de-açúcar ao longo do ano, foi instalado um experimento no mesmo talhão do ensaio anterior. Para isso foram inseridas caixas metálicas nas entrelinhas da cana-de-açúcar e os mesmos tratamentos descritos no item 3.2.1, isto é, 3,5; 7; 14; 21 Mg ha⁻¹ e 14 Mg ha⁻¹ incorporada (0,20 m de profundidade) e irrigada com vinhaça (lâmina de 10 mm). Para coleta do COD, foram instalados no interior de cada uma das caixas lisímetros de tensão, em duas profundidades: 0,2 e 0,5 m (Figura 4a). Os dispositivos consistem em cápsulas lisimétricas porosas de 0,05m de diâmetro, acopladas a tubos de PVC (CASSIOLATO, 2002). O vácuo era realizado com uma bomba de sucção manual que era conectada a um tubo plástico fino existente na parte superior do lisímetro a cada amostragem realizada (Figura 4a).

a) Amostragens e procedimentos analíticos

As coletas foram realizadas a cada evento de chuva durante 120 dias após a instalação do experimento (Figura 4a e 4b). A cada coleta de solução do solo eram retiradas amostras de solo na mesma profundidade dos lisímetros (0,2 e 0,5 m) para determinação da umidade do solo e cálculo do teor e estoque de C no solo proveniente do COD.

Posteriormente a cada coleta as amostras eram preservadas com adição de cloreto de mercúrio (HgCl₂ 30 mmol L⁻¹) e acondicionadas em câmara fria, evitando a variação da concentração de C contida na solução pela ação de microorganismos decompositores. Após este procedimento a solução foi para o analisador de carbono orgânico total Shimadzu TOC-V-cpn.

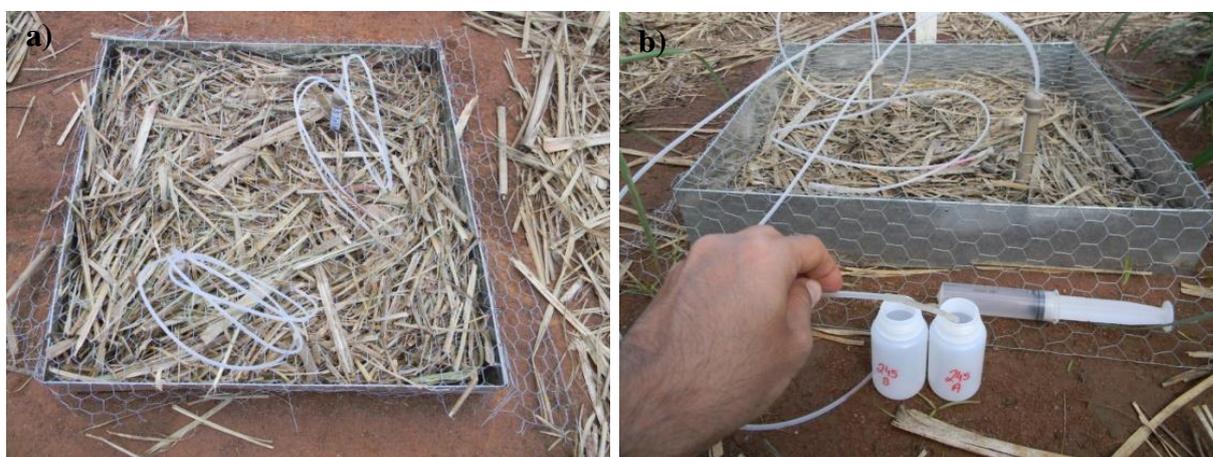


Figura 4 - a) Lisímetros de tensão instalados no solo a duas profundidades (0,2 e 0,5m); b) Coleta da solução do solo nas duas profundidades

Para verificar a contribuição percentual da palhada no C presente na solução do solo, as amostras coletadas entre 32 a 40 e 116 a 120 dias após a instalação foram juntas, formando duas amostras compostas para cada tratamento a ser analisado. Estas amostras foram congeladas para serem liofilizadas e posterior determinação do ^{13}C a partir de um analisador elementar (Carbo Erba EA-110) acoplado ao espectrômetro de massa (Finnigan Delta Plus).

O processo de liofilização ou secagem a frio, consiste na remoção da água pelo processo de sublimação, isto é, a água no estado sólido é convertida diretamente em vapor d'água, sem passar pelo estado líquido (BOSS, 2004).

O delineamento experimental utilizado foi o de parcelas inteiramente casualizadas com sete tratamentos subdivididas no tempo (Apêndice B). Os tratamentos referem-se às diferentes quantidades de palha depositada sobre o solo e seu manejo: 21; 14; 14 incorporada; 14 com vinhaça; 7 e 3,5 Mg ha⁻¹ em cinco repetições. Foi utilizado SAS (2009), para determinação do modelo que melhor se ajustou a cada um dos tratamentos.

3.2.3. Experimento 3: Fixação de carbono e nitrogênio no solo

Para determinação do carbono (C) e nitrogênio (N) no solo ao longo de 3 cortes da cana-de-açúcar, proveniente da palhada da cana-de-açúcar, foi instalado um experimento na mesma área dos ensaios anteriores (item 3.2.1 e 3.2.2).

Foram instaladas caixas metálicas com as dimensões de 1,10 x 0,90 x 0,30m (somente o perímetro, sem o fundo) nas entrelinhas de cultivo de cana-de-açúcar (Figura 5a). O solo original nesta mesma profundidade (0,3 m) foi substituído por outro retirado a 0,6 m de profundidade de uma área adjacente dentro da própria estação experimental (Figura 5b e c), previamente selecionado por ser o mesmo solo (LVAd) e apresentar baixos teores de carbono total (C) e $\delta^{13}\text{C}$ (Tabela 3). Estes resultados apresentados na Tabela 3, corroboram o histórico levantado da área, o qual indicava que a mesma não era utilizada para o plantio de nenhuma cultura há pelo menos 25 anos.

Tabela 3 - Caracterização do solo transferido para dentro das caixas metálicas instaladas nas entrelinhas da cana-de-açúcar

Profundidade. m	N g kg ⁻¹	C g kg ⁻¹	C/N	$\delta^{13}\text{C}$ ‰
0 - 0,25	0,42	6,16	14,54	-16,35
0,50 - 0,60	0,41	5,35	13,15	-21,36

0,90 - 1,00 0,23 3,55 15,35 -20,88

Depois de transferir o solo para as parcelas delimitadas pelas caixas metálicas, foram depositadas sobre as mesmas diferentes quantidades de palha: 3,5; 7; 14; e 21 Mg ha⁻¹ (Figura 5d).



Figura 5 - Instalação do experimento para avaliação do C e N do solo: a) instalação das caixas metálicas na entrelinha da cana-de-açúcar; b) coleta do solo com baixos teores de C total, c) transferência do solo para as caixas metálicas; d) palhada depositada sobre o solo

a) Amostragens e procedimentos analíticos

Inicialmente, após a instalação de todos os tratamentos, foram realizadas amostragens de terra em cada uma das parcelas para definir os valores de referência de C e N e $\delta^{13}\text{C}$. Desta forma, anualmente em sequência a colheita anual da cana-de-açúcar (334, 685 e 1.100 dias após a primeira colheita realizada (DAI)) foram realizadas amostragens de solo nas parcelas em três profundidades: 0-0,025; 0,025-0,05 e 0,05-0,10 m, com cinco repetições para cada uma delas, resultando em 25 amostras por profundidade por tratamento. Entre 334 e 685 dias, isto é, aos 469 DAI, foi realizada uma amostragem adicional, com objetivo de verificar o comportamento do C num intervalo menor que um ano após a deposição da palhada. Para evitar que as amostragens dos anos subsequentes pudessem coincidir com os locais das

amostragens anteriores, foi utilizado um grid, onde em cada um dos anos eram registrados os locais dos pontos de amostragem sobre cada parcela (Figura 6a).

Anualmente, depois da colheita da cana-de-açúcar e em sequência a realização das amostragens, as mesmas quantidades de palhada de cada tratamento eram depositadas sobre as parcelas (Figura 6b), simulando assim, a deposição anual de palhada sobre o solo referente a colheita da cana-de-açúcar. Diante da realização da colheita manual no local do experimento, utilizou-se a palhada proveniente da colheita mecanizada na área vizinha ao ensaio, por fazer parte do mesmo talhão e com as mesmas características de solo, variedade e data de colheita.

A densidade do solo foi determinada pelo método do cilindro volumétrico (BRANDANI, 2013; EMBRAPA, 1979; GALDOS; CERRI; CERRI, 2009a), através da utilização de cilindros de aço inox com volume interno de 785 cm³. As amostras de terra foram secas em estufa de circulação forçada à 105 °C, até massa constante, calculando-se posteriormente, a densidade relativa do solo conforme a equação 3.

$$D (g\ cm^{-3}) = \text{massa da terra seca (g)} / \text{volume anel (cm}^3\text{)} \quad (3)$$

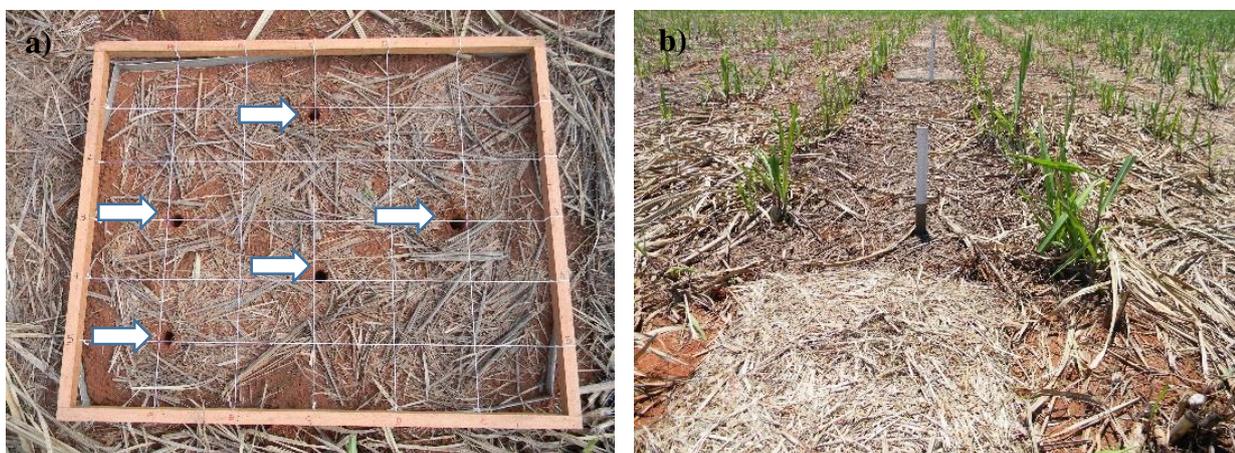


Figura 6 - Amostragens de solo realizadas anualmente nas parcelas e reposição da palhada: a) grid de amostragem utilizado para coleta da terra; b) reposição anual da palhada sobre as parcelas

b) Determinação dos teores e estoques de carbono e nitrogênio totais do solo

As amostras de terra foram secas ao ar, homogêneas e tamisadas em peneiras de malha de 2 mm. Para determinação de C e N, parte das amostras foi moída manualmente utilizando-se pistilo e almofariz e passadas em peneira de 100 mesh (malha de 150 µm).

A determinação do teor de C e N total foi realizada pelo método de combustão a seco (NELSON; SOMMERS, 1986) em aparelho Leco CN 2000.

Os estoques de C e N foram calculados utilizando-se a equação 4:

$$\text{Estoque de C ou N (Mg ha}^{-1}\text{)} = \text{Teor de C ou N (\%)} \times E \times D \quad (4)$$

Onde E = espessura da camada (cm) e D = densidade do solo (g cm⁻³) na camada.

c) Composição isotópica do solo

Para determinação da proporção de C derivado da palhada de cana-de-açúcar (ciclo fisiológico C4), foi quantificado o teor de carbono total derivado da cana-de-açúcar no momento inicial da instalação do experimento e anualmente após a colheita, durante 3 cortes. Para esta análise, parte das amostras coletadas foram quarteadas e em seguida maceradas, passadas em peneira de 100 mesh e pesada em cápsulas de estanho, onde determinou-se os conteúdos de C e, a abundância natural isotópica do $\delta^{13}\text{C}$, a partir de um analisador elementar (Carbo Erba EA-110) acoplado ao espectrômetro de massa (Finnigan Delta Plus). A abundância natural isotópica foi calculada a partir do padrão Pee Dee Belemnite (PDB) (BERNOUX et al., 1998; PULROLNIK; BARROS; SILVA, 2009), conforme a equação 5.

O $\delta^{13}\text{C}$ das amostras foi determinado pela equação 5:

$$\delta^{13}\text{C} = [(R_{\text{amostra}} - R_{\text{padrão}}) / R_{\text{padrão}}] * 1.000 \quad (5)$$

Onde: R_{amostra} é a razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ da amostra e $R_{\text{padrão}}$ é a razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ do padrão PDB (Pee Dee Belemnite). Os valores foram calculados em unidade delta por mil (‰).

Para calcular a contribuição relativa do carbono do solo derivado da palhada da cana-de-açúcar utilizou-se a equação 6 (CERRI et al., 1985; LIGO, 2003):

$$X(\%) = [(\delta_{\text{amostra}} - \delta_{\text{inicial}}) / (\delta_{\text{palhada}} - \delta_{\text{inicial}})] * 100 \quad (6)$$

Onde, X é a proporção do C derivado da palhada da cana-de-açúcar, δ_{amostra} é o $\delta^{13}\text{C}$ do carbono orgânico total das amostras, δ_{inicial} é o $\delta^{13}\text{C}$ do carbono orgânico original do solo em

avaliação (determinado para cada parcela no momento inicial da instalação do ensaio) e o δ_{palhada} é o $\delta^{13}\text{C}$ da palhada da planta com ciclo fisiológico C4 (cana-de-açúcar).

d) Fracionamento físico das amostras de solo

Parte das amostras coletadas na camada superficial (0 – 0,025 m) aos 685 após a colheita foram quarteadas para serem fracionadas fisicamente e posterior determinação do carbono associado à fração 2000-75 μm e menor que 53 μm .

Para o fracionamento, 20 g de terra foram pesadas e 70 ml de água destilada adicionados em frascos de vidro de 100 ml. Em seguida as amostras foram deixadas no refrigerador por 24 horas, de modo a minimizar o aquecimento das mesmas durante a sonicação.

As amostras foram passadas em aparelho ultra-som (Sonic Vibra Cell Ultrasonic Processor – VC505) por 15 minutos a 70% de potência (500W) da potência máxima do aparelho, fornecendo cerca de 13 J de energia às amostras.

Depois da sonicação as amostras foram passadas por um conjunto de peneiras de 75 e 53 μm (Figura 6). A fração organomineral menor que 53 μm foi seca (estufa a 40°C), pesada e moída a 100 mesh. O teor de C e ^{13}C em cada amostra foi determinado pelo método de combustão a seco no espectrômetro de massa.

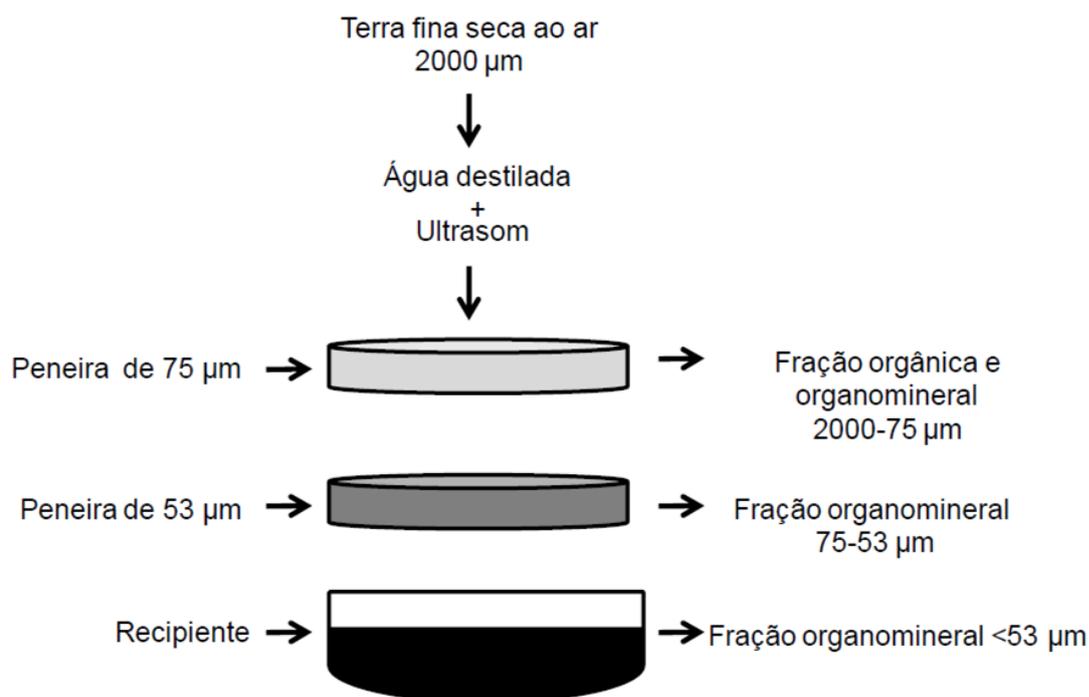


Figura 6 - Etapas do fracionamento físico da MOS (adaptado de BRANDANI, 2013)

e) Delineamento experimental e análise estatística

O delineamento experimental utilizado foi parcelas inteiramente aleatorizadas, com cinco repetições subdividas no tempo (Apêndice C). As médias dos tratamentos foram submetidas à análise de variância (ANOVA) no software estatístico SAS 9.2 (SAS, 2009) e, quando detectadas diferenças significativas no teste F, foram realizadas análises de comparação de médias, por meio do teste de Tukey com nível de significância de $P < 0,05$. Compararam-se ainda as diferenças significativas dentro de cada tratamento ao longo do tempo do experimento, utilizando a mesma metodologia.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Quantidade e qualidade da palhada remanescente no solo

Alterações na quantidade e qualidade da palhada, assim como o efeito do manejo foram avaliados ao longo de 360 dias após sua deposição no solo, conforme resultados obtidos no experimento 1.

4.1.1. Efeito da quantidade de palhada na dinâmica de decomposição

Durante o período de avaliação de 360 dias após a colheita da cana-de-açúcar, observou-se que a taxa decomposição da palhada foi crescente com o aumento da quantidade inicial deixada sobre o solo, resultando em perda de 40 a 65% de matéria seca para os tratamentos com menor e maior dose de palhada (3,5 e 21 Mg ha⁻¹ respectivamente) (Tabela 4). Zotelli (2012), comparando a decomposição de 7 e 21 Mg ha⁻¹ de palhada de cana-de-açúcar, obteve uma decomposição 17% maior ao final de um ano para o tratamento de maior dose. Este valor está muito próximo ao encontrado neste estudo para diferença entre a decomposição das mesmas quantidades, isto é, aproximadamente 16% (Tabela 4). Robertson e Thornburn (2000) e Sutton et al. (1996), demonstraram que a biomassa microbiana nas camadas superficiais do solo é maior quando se tem a deposição da palhada oriunda da colheita mecanizada, quando comparado ao solo desprovido ou com pouca cobertura, favorecendo a decomposição da palhada. Fortes et al. (2012), no município de Jaboticabal, no ano safra 2006/2007, obtiveram uma decomposição de 45% das 10 Mg ha⁻¹ de matéria seca depositada sobre o solo, o que ficou muito próximo da porcentagem encontrada neste trabalho para o tratamento 7 Mg ha⁻¹, que foi de 50%.

De maneira geral, os tratamentos 14 e 21 Mg ha⁻¹ resultaram em decomposição percentual maior ao longo de 360 dias, chegando a 65% da massa original (Tabela 4). Esse resultado é semelhante ao encontrado por Campos (2003), que observou uma decomposição de 60% das 14 Mg ha⁻¹ da palhada de cana-de-açúcar depositada sobre o solo após um ano. As perdas mais acentuadas de matéria seca das maiores doses tornam-se mais evidentes quando se compara a proporção das massas entre os tratamentos com maior e menor quantidade de palhada (3,5 e 21 Mg ha⁻¹) no início do experimento e depois ao final de um ano. Isto é,

inicialmente era 6 vezes maior e ao final de um ano quando essa diferença se reduziu para aproximadamente 3 vezes (Tabela 4).

A decomposição apresentada na forma de porcentagem (Tabela 4) para facilitar a comparação entre as diferentes quantidades de palhada depositada, também pode ser expressa pela quantidade total de matéria seca. Desta forma, os tratamentos 14 e 21 Mg ha⁻¹ que resultaram numa perda de 65% de sua massa original ao final de 360 dias, refletem numa perda de matéria seca de 9,2 e 13,7 Mg ha⁻¹, restando no campo uma quantidade de 4,8 e 7,3 Mg ha⁻¹ respectivamente.

Tabela 4 - Decomposição percentual das quantidades iniciais de palhada de cana-de-açúcar (3,5; 7; 14 e 21 Mg ha⁻¹) ao longo dos tempos de avaliação: 45, 90, 135, 210, 285 e 360 dias após a instalação do experimento

Doses palhada Mg ha ⁻¹	Dias após a instalação						dms	CV%
	45	90	135	210	285	360		
	----- decomposição (%) -----							
3,5	11,3 c C	12,3 d C	21,2 c BC	30,4 c AB	28,9 c AB	39,9 c A	10,6	23,0
7	20,5 b C	22,1 c C	23,1 c C	35,1 c B	42,7 b AB	49,8 b A	8,1	12,9
14	27,5 b E	34,8 b D	41,3 b C	53,2 b B	57,4 a B	65,5 a A	6,0	6,6
21	36,0 a E	41,9 a D	48,7 a C	61,5 a B	61,8 a B	65,3 a A	2,7	2,6
dms	7,1	4,4	6,3	6,4	10,1	5,9		
CV%	16,4	8,7	10,3	7,8	11,8	5,9		

Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra minúscula na coluna (doses de palhada) ou maiúscula na linha (período de amostragem), não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%, diferença mínima significativa (dms) e coeficiente de variação (CV)

A partir do monitoramento da temperatura e umidade do solo em função de diferentes quantidades de palhada depositada sobre o mesmo, observa-se que a maior quantidade de palhada pode diminuir a temperatura na superfície do solo em até 7 °C e manter a umidade do solo aproximadamente 2% maior do que o solo sem palhada. (Figura 8). Abramo Filho et al. (1993) verificaram que as 15 Mg ha⁻¹ de biomassa seca depositadas sobre o solo após a colheita mecanizada da cana-açúcar, formou uma camada de palhada (mulch) de 8 a 10 cm de espessura, que ficou sobre a superfície do solo fazendo com que a temperatura sob a palhada e junto ao solo fosse 5 °C menor que a temperatura ambiente. Assim, as maiores quantidades de palhada no solo podem favorecer a umidade e temperatura mais apropriadas para atividade biológica, conseqüentemente resultando em maiores percentuais de decomposição.

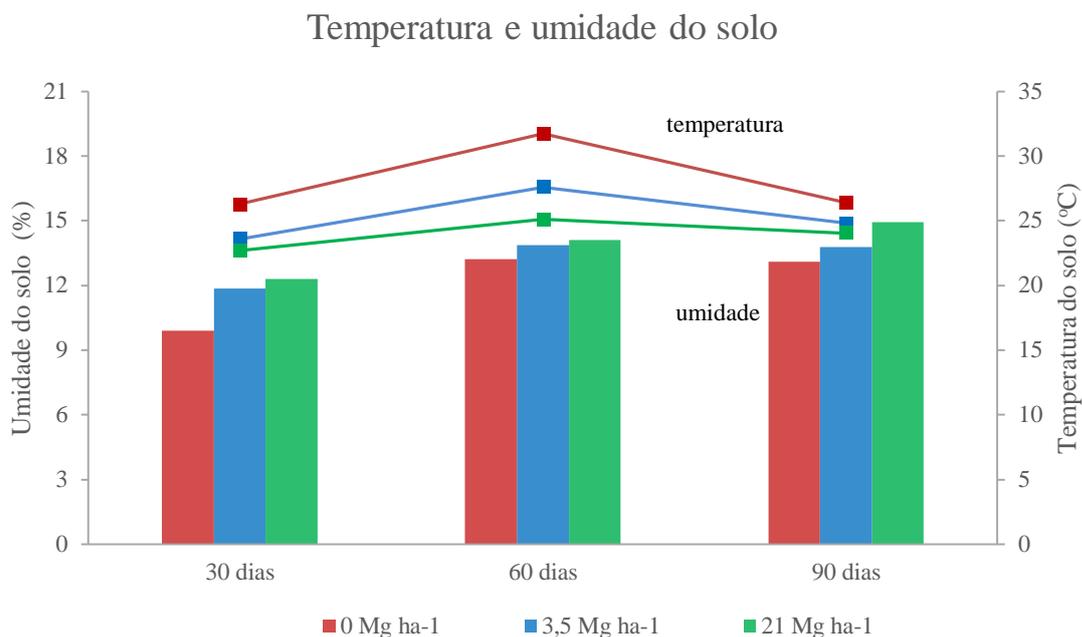


Figura 8 - Temperatura e umidade da camada superficial do solo (0 – 0,10 m) aos 30, 60 e 90 dias após a deposição de diferentes doses de palhada sobre o solo (0; 3,5 e 21 Mg ha⁻¹)

As maiores decomposições da palhada deixada sobre o solo ocorreram nos primeiros 45 dias, variando de 11 a 36% entre os tratamentos. Durante os outros intervalos avaliados as perdas de peso foram menores (Tabela 4). Spain e Hodgen (1994) avaliando a decomposição da palhada da cana depositada sobre solo arenoso, obtiveram uma decomposição similar num período de 42 dias, 37% do total.

Oliveira et al. (1999a), afirmaram que inicialmente uma grande parte dos resíduos de plantas é constituída de materiais de mais fácil decomposição, como açúcares e proteínas, restando para o final os materiais recalcitrantes, de mais difícil decomposição, como a celulose, as gorduras, os taninos e ligninas. Segundo os mesmos autores, durante a decomposição, com o decorrer do tempo, a proporção relativa de material recalcitrante aumenta progressivamente enquanto a decomposição absoluta decresce, ficando a decomposição relativa permanentemente constante. A decomposição mais rápida no período inicial do estudo, também foi similar aos valores encontrados por Benedetti (2014), Fortes et al. (2012), Gonçalves et al. (2010), que obtiveram a maior parte dos resíduos vegetais decomposta nos primeiros 45 dias.

Segundo Couteaux et al. (1995), a decomposição é controlada por três fatores principais: clima, tipo de matéria seca e a abundância de microrganismos presentes. Em relação ao clima, a precipitação elevada e a foto degradação induzida pela radiação ultra violeta pode contribuir significativamente para decomposição da biomassa depositada sobre o solo. Desta forma, a decomposição inicialmente rápida encontrada neste trabalho pode também estar relacionada ao período de primavera-verão com elevada temperatura e altos índices pluviométricos (Figura 1), resultando em condições iniciais favoráveis para a degradação da palhada.

Para os tratamentos 14 e 21 Mg ha⁻¹, a diminuição na perda de matéria seca entre a coletas foi observada apenas entre 210 e 285 dias, não havendo diferença entre as coletas para o mesmo tratamento. Durante este período há uma diminuição da temperatura e principalmente dos índices pluviométricos (Figura 1), o que possivelmente pode ter reduzido a atividade microbiana do solo e retardado a degradação. Adicionalmente a isto, a diminuição dos compostos mais facilmente decomponíveis (açúcares, proteínas, hemicelulose) ao longo do tempo, contribui para redução da decomposição (OLIVEIRA et al., 1999a).

Nos tratamentos com menores quantidades de palhada, 3,5 e 7 Mg ha⁻¹ esta diminuição ocorreu a partir de 45 dias após a deposição da palhada (Tabela 4). Em função das menores quantidades de palhada depositada inicialmente, espera-se uma menor quantidade total de compostos que são mais rapidamente degradados pelos microrganismos e conseqüentemente uma desaceleração mais rápida na decomposição da matéria seca em função do acúmulo relativo de compostos recalcitrantes, isto quando comparada a maiores quantidades de palhada. Benedetti (2014), avaliando a decomposição de 10 Mg ha⁻¹ de palhada de cana-de-açúcar após um ano de sua deposição, obteve um percentual de decomposição de 42%. Este valor é similar aos obtidos neste trabalho para os tratamentos 3,5 e 7 Mg ha⁻¹, que resultaram numa decomposição de 40 e 50% respectivamente.

4.1.2. Efeito do manejo da palhada sobre a decomposição

Destaca-se que o manejo de incorporação da palhada ao solo (14 inc) fez com que a decomposição do material fosse maior do que a mesma quantidade sem incorporação, em todos os tempos de coleta. Nos primeiros 45 dias após a incorporação da palhada (14inc), 46% do material já havia sido decomposto, estabilizando-se a partir de 210 dias e chegando ao final de quase um ano com 86% decomposta (Tabela 5). Esta aceleração, em relação aos tratamentos sem incorporação, é atribuída à maior superfície de contato entre a palha e o solo,

resultando numa maior atividade biológica e conseqüentemente um processo de decomposição mais rápido (ROBERTSON; THORBURN, 2007a). Fortes et al. (2012), verificou que após o período de um ano, das 9 Mg ha⁻¹ da palhada de cana-de-açúcar, 72 % havia sido decomposta após sua incorporação pelo preparo de solo.

O manejo com vinhaça apresentou uma decomposição superior ao tratamento sem vinhaça (47 e 41% respectivamente), apenas nos primeiros 135 dias (Tabela 5). Este aumento inicial na taxa de decomposição possivelmente está relacionado à entrada de nutrientes e carbono lábil provenientes da vinhaça (Tabela 2), no sistema. Segundo Santos et al. (2009), solos irrigados com vinhaça (até 200 m³ ha⁻¹) tem a população de fungos e microrganismos celulolíticos aumentada, o que pode intensificar a atividade microbiana no solo e conseqüentemente na palhada. No entanto, após este período, as taxas de decomposição entre estes tratamentos não diferiram mais até os 360 dias da deposição inicial. Da mesma forma, Abramo Filho (1995) e Zotelli (2012), após avaliarem a decomposição da palhada em áreas irrigadas com vinhaça, concluíram que este manejo não contribui para aceleração da decomposição num período de 320 dias e um ano, respectivamente. Efeito de curta duração, que se dilui na integração anual.

Sanomiya et al. (2006) avaliando a degradabilidade da palhada de cana-de-açúcar na presença de vinhaça e nitrogênio (60 kg ha⁻¹ de N na forma de nitrato de amônio). Ressaltaram que a adição de palhada e vinhaça aumentaram a atividade respiratória do solo (Nitossolo) e das enzimas celulasas enquanto que a adição de N diminui a respiração (emissão de CO₂) provavelmente devido às mudanças no pH do solo. Outro fator pode se relacionar ao trabalho ter sido conduzido com palhada triturada finamente (< 1 mm), diferente do presente trabalho que foi conduzido no campo e com palhada mais grosseira (50-100 mm), resultantes de sua passagem pelos extratores primário e secundário das colhedoras mecânicas de cana-de-açúcar (MANECHINI, 1997).

Tabela 5 - Decomposição percentual da quantidade inicial de palhada (14 Mg ha⁻¹) ao longo dos tempos de avaliação: 45, 90, 135, 210, 285 e 360 dias após a instalação do experimento, sob diferentes condições de manejo: incorporada ao solo (14 inc) e irrigado com vinhaça (14 vin)

Doses palhada Mg ha ⁻¹	Dias após a instalação						dms	CV%
	45	90	135	210	285	360		
	decomposição (%)							
14	27,5 c E	34,8 c D	41,3 c C	53,2 b B	57,4 b B	65,5 b A	6,0	6,6
14 inc	46,1 a D	60,3 a C	72,6 a B	82,5 a A	83,1 a A	86,0 a A	3,9	2,8
14 vin	33,7 b E	41,6 b D	47,6 b C	53,0 b B	56,6 b AB	60,4 c A	4,3	4,5
dms	4,9	3,3	2,6	4,8	5,8	2,6		
CV%	8,2	4,3	2,8	4,5	5,2	2,2		

Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra minúscula na coluna (doses de palhada) ou maiúscula na linha (período de amostragem), não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%

4.1.3. Cinética de decomposição da palhada de cana-de-açúcar

Os modelos exponenciais ajustados para o decaimento de fitomassa seca para as 4 dosagens de palhada utilizadas apresentaram um ajuste significativo, explicando o comportamento do material vegetal em decomposição e consequente redução de matéria seca ao longo de um ano (Figura 9). Observa-se na Figura 9a que conforme o aumento da dose de palhada há uma curvatura maior das linhas geradas pelos modelos. Corroborando o que foi discutido nos itens anteriores, onde ressaltou-se uma maior taxa de decomposição nas maiores doses e uma maior taxa de decomposição nos primeiros 210 dias.

A palhada incorporada ao solo foi o tratamento que resultou nas maiores taxas de decomposição inicial, o que refletiu após 210 dias de sua incorporação, taxas pouco significativas, tornando a degradação do material pouco expressiva (Figura 9b).

Thorburn et al. (2001) constataram que um modelo exponencial negativo é uma equação adequada para descrever o comportamento do material em função de sua degradação e propõem um desdobramento da função em relação aos parâmetros que mais influenciam a decomposição da fitomassa. Entre esses fatores estão a temperatura, umidade, relação C:N, quantidade e qualidade da palhada representada pelo contato do material com o solo. Desta forma, fica evidente que a constante invariável K é gerada em função das condições climáticas, composição do material e a forma de contato da biomassa com o solo, sendo estes os parâmetros que interferem na degradação da biomassa. Caso o estudo seja feito em outras condições de clima, solo e manejo a constante K sofrerá ajuste para adequação dos dados.

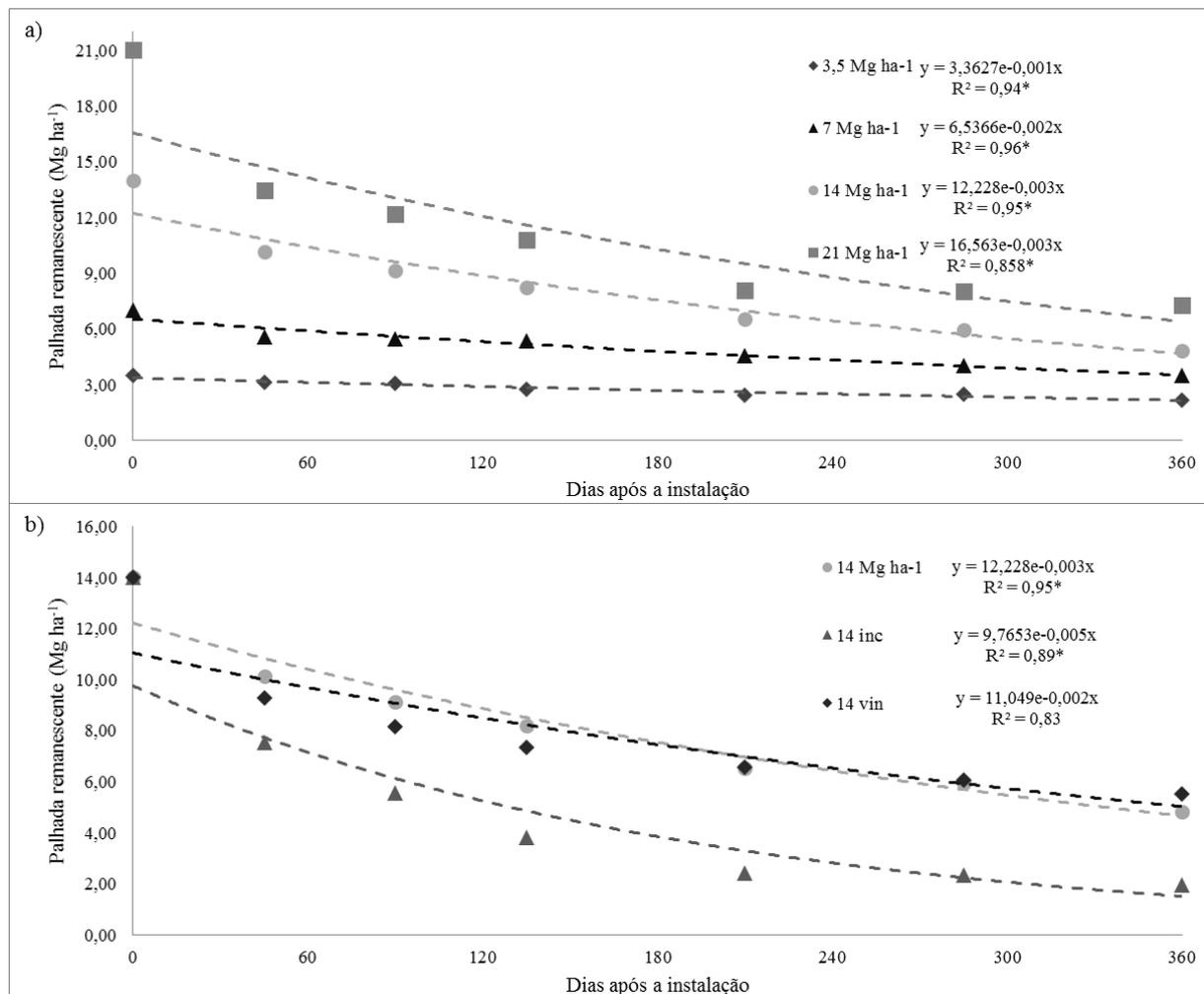


Figura 9 - Modelos de decomposição da palhada de cana-de-açúcar em quatro dosagens de matéria seca referentes: a) 3,5 Mg ha⁻¹; 7 Mg ha⁻¹; 14 Mg ha⁻¹ e 21 Mg ha⁻¹, e em duas diferentes condições de manejo: b) incorporada (14 inc) e com vinhaça (14 vin). * significativo pelo teste F a 5%

4.1.4. Alterações na composição elementar, bioquímica e isotópica da palhada ao longo do tempo

a) *Dinâmica do C contido na palhada.* O teor inicial de 461 g C kg⁻¹ na palhada foi reduzido à quantidades que variaram de 385 - 401 g C kg⁻¹, dependendo da quantidade inicial. Esta redução média de 15 % da concentração do C na palhada remanescente, é compatível com os resultados obtidos por Fortes et al. (2012), que obteve uma redução de 16% (402 para 336 g kg⁻¹) no teor de carbono da palhada de cana-de-açúcar após um ano.

Ambas as práticas de manejo aplicadas à dose de 14 Mg ha⁻¹ (incorporada ou irrigada com vinhaça) resultaram ao final de um ano agrícola na redução nos teores de carbono na palhada remanescente (Tabela 6), numa proporção de 13%, portanto próximo as outras quantidades de palhada estudada.

Tabela 6 - Concentração de C e N em diferentes quantidades de palhada da cana-de-açúcar depositada sobre o solo e em duas condições de manejo (incorporada e com vinhaça) e sua relação C:N para os mesmos períodos

Doses palhada Mg ha ⁻¹	Carbono		Nitrogênio		C: N	
	0	360 dias	0	360 dias	0	360 dias
	g kg ⁻¹		g kg ⁻¹			
3,5	461,2 a A	385,5 a B	4,3 a B	9,7 ab A	108 a A	39,94 ab B
7	461,2 a A	389,2 a B	4,3 a B	8,8 b A	108 a A	44,44 a B
14	461,2 a A	401,4 a B	4,3 a B	9,6 ab A	108 a A	41,95 ab B
21	461,2 a A	392,8 a B	4,3 a B	10,6 a A	108 a A	37,25 b B
14	461,2 a A	401,4 a B	4,3 a B	9,6 b A	108 a A	41,95 ab B
14 inc	461,2 a A	393,6 a B	4,3 a B	8,7 b A	108 a A	45,15 a B
14 vin	461,2 a A	412,2 a B	4,3 a B	11,2 a A	108 a A	36,98 b B

Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra minúscula na coluna (doses de palhada) ou maiúscula na linha (período de amostragem), não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%

Assim como ocorreu para a dinâmica de decomposição da matéria seca, os dados de carbono orgânico da palhada foram ajustados em equações exponenciais específicas. Essas equações permitiram modelar de forma significativa a perda de carbono da palhada de cana-de-açúcar nas 4 doses de palhada e nos tratamentos nos quais houveram incorporação da fitomassa e aplicação de vinhaça (Figura 10).

A quantidade inicial de Carbono total disponibilizado para o ambiente através dos tratamentos com maior e menor quantidade de palhada (3,5 e 21 Mg ha⁻¹), foram respectivamente 1,6 e 9,6 Mg C ha⁻¹, ou seja, aproximadamente 6 vezes mais. No entanto, ao final de quase um ano, esta diferença caiu para apenas três vezes (Figura 10a). Ao longo de um ano, as maiores quantidades de palhada depositada sobre o solo 14 e 21 Mg ha⁻¹ resultaram em maiores taxas percentuais de disponibilização de C, 69 e 70% respectivamente (Figura 10a). Enquanto que as doses de 3,5 e 7 Mg ha⁻¹ disponibilizaram apenas 50 e 57% do aporte inicial respectivamente (Figura 10a). Tendo em vista uma quantidade inicial de palhada de 15,9 Mg ha⁻¹ Faroni et al. (2003) relatam um aporte inicial de 6,19 Mg ha⁻¹ de C, o que resultou numa liberação de 61% do carbono orgânico no prazo de 12 meses. No entanto, Zotelli (2012), obteve uma disponibilização menor do C da palhada variando de 30 a 50% para as quantidades 7 e 21 Mg ha⁻¹. Apesar do menor percentual de disponibilização, foi constatado neste último trabalho uma liberação de C crescente conforme as maiores doses de palhada, assim como no presente estudo.

O manejo aumentou a disponibilização do C, restando apenas 12% de C ao final de 360 dias no tratamento em que a palhada foi incorporada ao solo, 14 inc. (Figura 10b). O maior percentual de decomposição deste tratamento (Tabela 5) foi favorecida pela maior

superfície de contato da palhada com o solo. O tratamento de 14 Mg ha⁻¹ irrigado com vinhaça não resultou numa maior disponibilização do C, concordando com os resultados obtidos por Zotelli (2012) que obteve valores muito próximos de disponibilização de C para esta mesma dose de palhada irrigada e não irrigada com vinhaça.

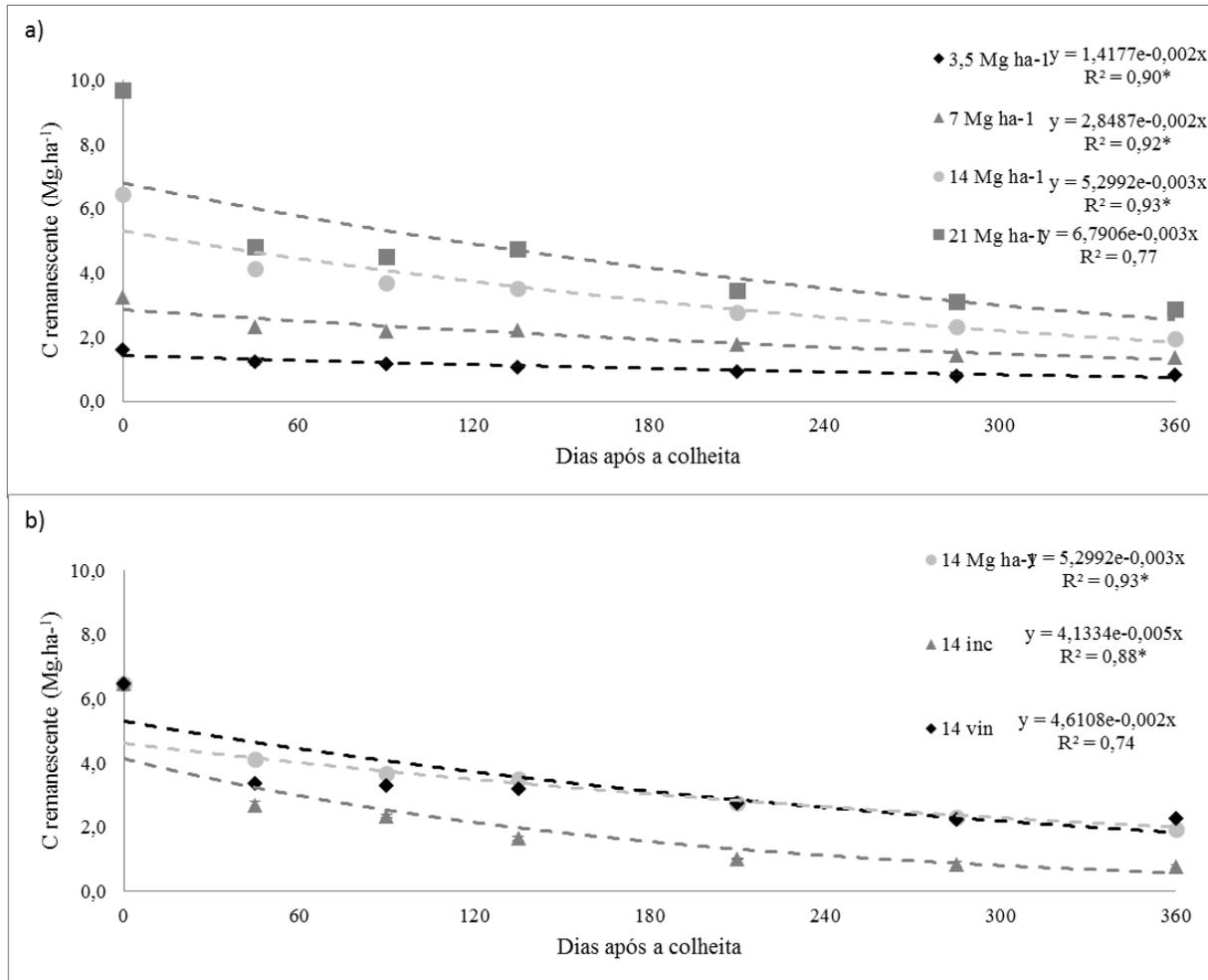


Figura 10 - Modelos ajustados para mineralização do carbono da palhada de cana-de-açúcar em quatro dosagens de matéria seca: a) 3,5 Mg ha⁻¹; 7 Mg ha⁻¹; 14 Mg ha⁻¹; 21 Mg ha⁻¹ e em duas diferentes condições de manejo, incorporada e com vinhaça: b) 14inc e 14 vin respectivamente. * Significativo pelo teste F a 5%

b) *Dinâmica do N contido na palhada*. Em relação ao nitrogênio, foi observado um comportamento contrário ao C, isto é, houve um enriquecimento relativo da concentração de N na palhada em todos os tratamentos ao longo do período analisado, variando de 103 a 160% do inicial, destacando-se o tratamento que recebeu aplicação de vinhaça (Tabela 6). Robertson e Thorburn (2007b) e Abramo Filho (1995) também encontraram um intenso enriquecimento da palhada de cana com N após um ano de estudo, 100 e 77% respectivamente. Spain e Hodgen (1994) verificaram inicialmente um decréscimo na concentração de N, porém ao final de 338 dias houve um aumento relativo de 100%. Esta dinâmica de depleção e elevação na concentração de Nitrogênio contidos no material remanescente está relacionada ao processo de mineralização e a atividade microbiológica do solo quando se adicionam resíduos ricos em C e fertilizantes contendo N ao agroecossistema (KHAN et al., 2007), bem como ao crescimento das raízes da cultura (VITTI et al., 2007) e da microbiota do solo (ABRAMO FILHO, 1995; SPAIN; HODGEN, 1994). Como a palhada de cana-de-açúcar apresenta, em média, uma relação C:N de aproximadamente 100, é de se esperar grande imobilização do N do solo, uma vez que, como regra geral, para relações C:N maiores que 15 a 20, ocorre imobilização (VITTI et al., 2008).

O aumento no teor de N na palhada indica que o material está se decompondo e o nutriente está permanecendo na massa (palhada mais microrganismos), como podemos observar na Tabela 6.

Nos restos de cultura ricos em C, como a palha da cana-de-açúcar, no início de sua decomposição, prevalece a imobilização, isto é, o N passa ser obtido pelos microrganismos das formas minerais existentes no solo. Este comportamento verificado neste trabalho (Tabela 6) denota que o N da palhada está maior do que a quantidade inicial depositada em função da imobilização do mesmo. Segundo Patriquin (1982), quando não há adubação nitrogenada durante a decomposição da palhada, pode ocorrer uma considerável fixação de N ($10\text{-}40\text{ kg ha}^{-1}$) por organismos saprófitos e seu acúmulo na biomassa microbiana (HILL; PATRIQUIN, 1990).

A quantidade de N na palha calculada neste estudo pode, no entanto, subestimar a liberação deste elemento para o sistema solo. VITTI et al. (2007) verificaram pelo princípio da diluição isotópica que a saída do N da palha foi da ordem de 50%. A explicação para estes resultados pode ser atribuída à presença de grande quantidade de microrganismos, na maioria hifas de fungos que se instalam junto à palha. Segundo Trivelin et al. (2002), outra justificativa para o aumento da quantidade de N na palha é a presença de raízes que se desenvolvem na superfície do solo e se incorporam as amostras de palha, beneficiadas pelas

condições microclimáticas da cobertura do solo. A presença de raízes e fungos foi observada na palhada nos diferentes momentos de coleta e podem ser um indício deste aumento da quantidade de nitrogênio verificada neste estudo.

Em consequência à diminuição das concentrações dos teores de C e imobilização do N, a relação C:N da palhada residual diminuiu em todos os tratamentos (Tabela 6). Inicialmente a palhada depositada possuía uma relação C:N igual a 108 e ao final do período apresentou uma redução média de 62%, obtendo ao final de 360 dias uma relação C:N média de 41. Este percentual de redução foi próximo aos obtidos por Abramo Filho (1995), Benedetti (2014), Zotelli (2012) os quais obtiveram ao final de um ano uma redução da relação C:N da palha de cana-de-açúcar de 57, 51, e 47% respectivamente. Fortes et al. (2012) e Oliveira et al. (1999b) encontraram uma redução percentual inferior ao apresentado, 29 e 35% respectivamente. A diferença entre o decréscimo da relação C:N entre os diferentes trabalhos, pode ser explicado por condições diferenciadas de solo, clima, população de macro e microrganismos e diferenças entre as variedades (ROBERTSON; THORBURN, 2007a).

c) *Alterações na composição bioquímica da palhada remanescente.* A parede celular das plantas é constituída principalmente de três tipos de moléculas: celulose, hemicelulose e lignina. Neste estudo, estes componentes representaram 85% da matéria seca inicialmente quantificada, reduzindo de 77 a 81% aos 360 dias após a colheita da cana-soca (Figura 11).

Analisando-se a degradação dos carboidratos estruturais, verificou-se uma degradação mais intensa da hemicelulose em todos os tratamentos, após 360 dias variando de 9 a 23%, conforme a quantidade inicial de palhada depositada (Figura 11), seguindo o mesmo comportamento das taxas de decomposição apresentadas na Tabela 4, as quais foram maiores nas maiores doses depositadas sobre o solo. Da mesma forma, o tratamento que teve a palhada incorporada (14inc), resultou na maior degradação da hemicelulose (23%). Oliveira et al. (1999b) verificaram que após um ano de permanência da palhada da variedade SP79-1011 houve redução na massa de aproximadamente 22% e que somente a hemicelulose apresentou decomposição, para celulose e lignina tiveram um ganho de 4,5 e 1% dos teores originais. Fortes (2012) e Benedetti (2014) obtiveram uma degradação da hemicelulose da palhada de cana-de-açúcar depositada sobre o solo de 34% e 27% respectivamente, esta variação entre os trabalhos pode estar relacionada às diferenças edafoclimáticas e a variedade utilizada entre os locais de estudo.

O índice lignocelulósico (ILC) maior para os tratamentos 14inc e 21 Mg ha⁻¹ (Figura 11) corresponde à menor decomposição da lignina e ao incremento relativo em sua concentração (BACHEGA, 2012).

A concentração de lignina permaneceu praticamente inalterada em todos os tratamentos, exceto pela palhada incorporada (14inc) e 21 Mg ha⁻¹ que teve um maior acúmulo relativo ao final dos 360 dias, passando a representar 136 e 132 g kg⁻¹ contra os 115 g kg⁻¹ iniciais. Austin e Ballaré (2010) ressaltam que a lignina é um material recalcitrante (resistente a decomposição) e que sua degradação é relacionada principalmente a fotodegradação, ou seja, devido à absorção de radiação solar ($R^2 = 0,92$). Já para a celulose a degradação está relacionada ao ataque microbiano.

Cabe ressaltar que as diferenças entre taxas de degradação encontradas na literatura também podem estar relacionadas aos métodos de coleta e/ou instalação do material vegetal no campo (THORBURN; PROBERT; ROBERTSON, 2001).

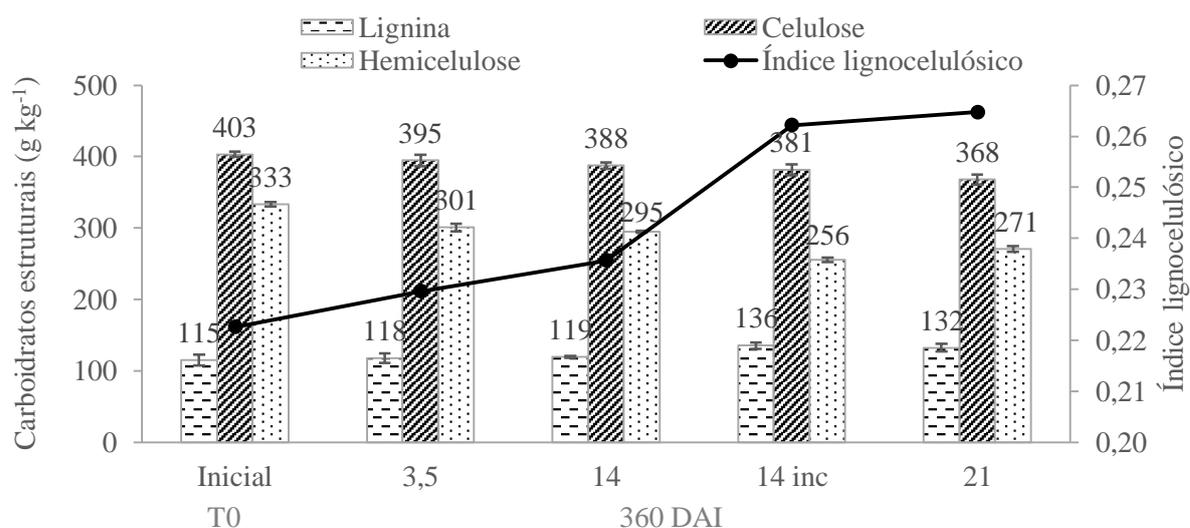


Figura 11 - Conteúdo (g kg⁻¹) inicial (T0) e um ano após a instalação (360 DAI) dos carboidratos estruturais (lignina, celulose, hemicelulose) das diferentes quantidades de palhada de cana-de-açúcar estudadas (3,5 14 e 21 Mg ha⁻¹), e incorporada ao solo (14 inc) e o índice lignocelulósico. O desvio padrão está representado pelas linhas verticais acima das barras

d) *Alterações na composição isotópica da palhada remanescente.* Em relação ao $\delta^{13}\text{C}$ da palhada, houve uma pequena diminuição no seu valor em todos os tratamentos, só havendo um decréscimo mais expressivo após aproximadamente um ano de decomposição, quando o tratamento no qual a palhada foi incorporada passou de -12,60 para -13,20 ‰ (Tabela 7). Estes resultados estão alinhados com os obtidos por Spain e Feuvre (1997), em que somente aos 338 dias de decomposição obtiveram uma redução do $\delta^{13}\text{C}$ de -12,2 para -13,4 ‰, esta mudança está relacionada com o enriquecimento relativo da lignina no material residual. Dzurec et al. (1985) relataram que a composição isotópica de um resíduo pode variar conforme suas frações bioquímicas, da mesma forma, Smith e Benedict (1974), relatam que a composição isotópica das diferentes frações bioquímicas de um resíduo vegetal variam apenas de 1-3‰.

Tabela 7 – Delta ^{13}C da palhada remanescente de diferentes doses depositadas inicialmente sobre o solo, incorporada (14 inc) e irrigada com vinhaça (14 vin) e coletados em diferentes períodos após a instalação do experimento

Doses Palhada Mg ha ⁻¹	Inicial	Dias após a instalação					
		45	90	135	210	285	360
		----- (%) -----					
3,5	-12,60	-12,60	-12,82	-12,76	-12,59	-12,67	-13,05
7	-12,60	-12,72	-12,68	-12,73	-12,57	-12,54	-12,76
14	-12,60	-12,69	-12,77	-12,63	-12,53	-12,66	-13,02
14 inc	-12,60	-12,76	-12,84	-12,79	-12,72	-12,98	-13,20
14 vin	-12,60	-12,69	-12,78	-12,74	-12,70	-12,84	-13,04
21	-12,60	-12,89	-12,73	-12,76	-12,83	-12,90	-13,08

Diante destes resultados, constata-se que a velocidade de decomposição aumentou conforme o aumento das doses de palhada aplicada. O teor de C diminui ao longo do tempo e o teor de N por sua vez aumenta relativamente, este aumento na concentração de N é maior nos tratamentos com maiores percentuais de decomposição. Em relação à composição bioquímica, a concentração de hemicelulose diminui na palhada remanescente enquanto que a celulose praticamente não varia e a de lignina aumenta com o tempo, resultando na diminuição do sinal isotópico para o tratamento 14inc que obteve a maior porcentagem de decomposição no período estudado.

4.2. Efeitos no solo da ciclagem de C e N da palhada de cana-de-açúcar

Para este estudo foram instalados dois experimentos: No experimento 2 procurou-se quantificar o carbono orgânico dissolvido (COD) disponibilizado pelas diferentes quantidades de palhada e sob diferentes tipos de manejo ao longo de uma safra. E no experimento 3 foram avaliadas as mudanças das concentrações e estoques de C e N no solo de acordo com as diferentes doses de palhada deposita sobre o solo ao longo de 3 safras da cana-de-açúcar.

4.2.1. Carbono orgânico dissolvido

Analisando-se o efeito das diferentes quantidades de palhada no estoque de C proveniente do COD, na camada 0-0,20 m não houve diferença entre os tratamentos (Figura 12a), porém na camada inferior 0,30-0,50 m o tratamento com maior quantidade de palhada (21 Mg ha^{-1}) apresentou maiores concentrações de COD nos primeiros 32 dias, quando comparada ao tratamento com $3,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de palhada e a ausência de palhada (Figura 12b). A quantidade de carbono orgânico dissolvido nos solos é pequena, porém é considerada importante por ser uma fração reativa da matéria orgânica. E suas fontes podem ser tanto da dissolução de substâncias húmicas quanto da decomposição de resíduos vegetais.

A presença de COD no tratamento no qual não foi colocada palhada sobre o solo (0 Mg ha^{-1}) indica que parte deste carbono não é proveniente exclusivamente da palhada (Figura 12). Parte deste carbono pode ser oriundo de pluviolixiviados (“lavagem” de constituintes solúveis da planta pelas chuvas) e de exsudados das raízes da própria cultura da cana-de-açúcar (SILVA; MENDONÇA, 2007). Kalbitz et al. (2000) relata que as principais fontes de COD no solo são: liteira, húmus e exsudados das raízes, no entanto não está claro se origina primeiramente da liteira fresca ou da matéria orgânica estável nas camadas inferiores dos horizontes orgânicos. A biomassa microbiana é também uma potencial fonte de COD e os metabólitos microbianos constituem uma significativa porção do COD, no entanto é muito difícil de quantificar a proporção relativa do COD proveniente das plantas ou microrganismos (KALBITZ et al., 2000).

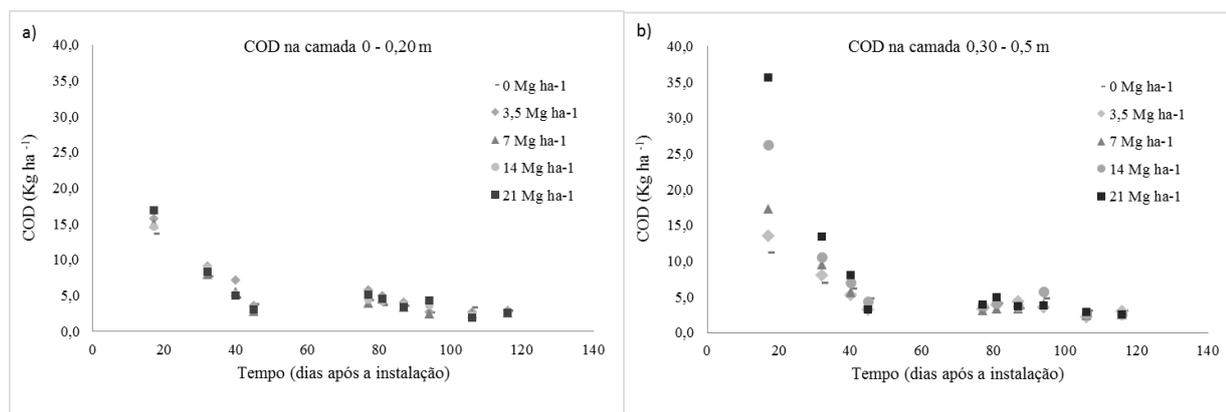


Figura 12 – Carbono orgânico dissolvido (COD) nas camadas: a) 0-0,20 m; b) 0,30-0,50m ao longo do tempo, em função da deposição de diferentes quantidades de palhada (0; 3,5; 14 e 21 Mg ha⁻¹) de cana-de-açúcar depositadas sobre o solo

A Figura 13a denota uma maior concentração de COD na camada de 0-0,20 m quando a palhada foi irrigada com vinhaça (14 Mg ha⁻¹ vin) e em seguida quando incorporada (14 Mg ha⁻¹ inc), com 94,5 e 69,1 kg C ha⁻¹ respectivamente. A maior concentração de COD no tratamento com vinhaça pode estar relacionada ao C solúvel presente na própria vinhaça, segundo Glória e Orlando Filho (1984) a vinhaça pode conter de 0,5 a 1% de carbono solúvel.

Após os primeiros 45 dias da instalação do experimento, as diferenças de concentração do COD em função dos tratamentos tenderam a se igualar (Figuras 12 e 13). Corroborando estes resultados, Kalbitz et al. (2000) relataram que entre 10 - 40% do COD pode ser facilmente decomposto por microrganismos num intervalo de tempo, que pode variar de dias a poucos meses.

Adicionalmente, a degradação da COD está fortemente relacionada à dinâmica dos elementos: N, P e S no solo e pode ser afetada diretamente por outros fatores tais como: chuva, temperatura, manejo e propriedades do solo (pH, O₂, sais, óxidos de Fe e Al, argila, porosidade) (SILVEIRA et al., 2005).

Na camada inferior 0,3 - 0,5 m, o tratamento no qual a palhada foi incorporada (14inc) resultou inicialmente na maior concentração de COD, 55,5 kg C ha⁻¹, os outros dois tratamentos, 14 e 14 Mg ha⁻¹ vin, não diferiram em relação as suas concentrações (Figura 13b).

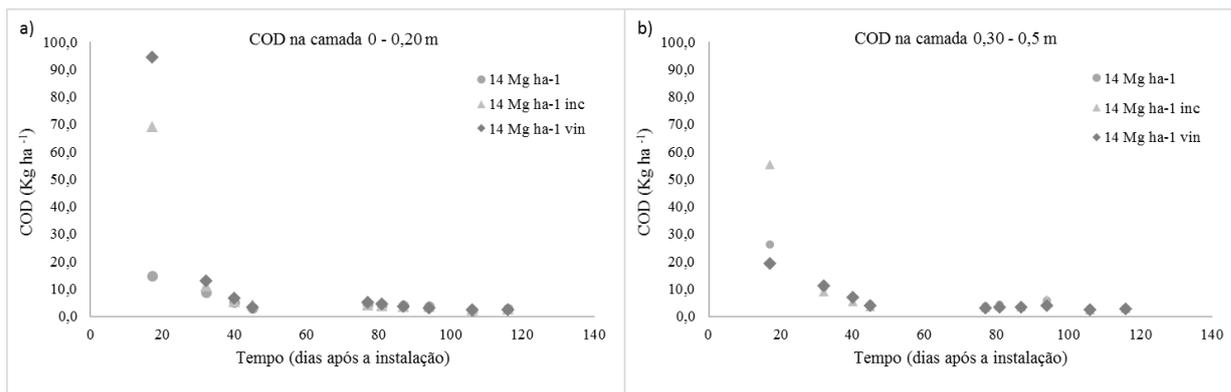


Figura 13 – Carbono orgânico dissolvido (COD) nas camadas: a) 0-0,20 m; b) 0,30-0,50 m ao longo do tempo, em função da deposição da palhada sobre o solo (14 Mg ha^{-1}), incorporada (14 Mg ha^{-1} inc) e irrigada com vinhaça (14 Mg ha^{-1} vin)

Analisando-se o $\delta^{13}\text{C}$ do COD (Tabela 8) observou-se que o aumento da quantidade de palhada acarreta um aumento da participação do carbono oriundo da própria palhada no COD. Em 0,20 m de profundidade o tratamento de $3,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ apenas 37 % do carbono do COD é de origem de planta C4, enquanto que, quando se deixa sobre o solo 21 Mg ha^{-1} esta contribuição passou para 69%. Este mesmo comportamento é observado nas amostras coletadas a 0,5 m, onde não se colocou palhada (0) a participação das plantas C4 foi apenas de 4% e no tratamento com maior quantidade de palha (21 Mg ha^{-1}) passou para 53%. De Troyer et al. (2011), utilizando-se de técnicas isotópicas verificaram que 65% do COD era oriundo do C da palhada de milho, porém este percentual diminuía rapidamente ao longo do tempo, chegando a representar apenas 1,3% depois de 240 dias.

Uselman et al. (2007), utilizando-se um resíduo marcado (^{14}C) em solos florestais verificou que a liteira oriunda de folhas e raízes contribuíram para lixiviação do COD a uma profundidade de 0,5 m. No entanto, Fröberg et al. (2007) identificaram que apenas 14% do COD a uma profundidade de 0,15 m era proveniente de resíduos vegetais recentes.

Tabela 8 – $\delta^{13}\text{C}$ e a contribuição das diferentes quantidades de palhada de cana-de-açúcar no carbono orgânico dissolvido presente na solução do solo. Amostras compostas realizadas no 32º e 40º dia e 116º e 120º dia após a instalação do experimento, na profundidade de 0,20 m e 0,5 m

Doses palhada Mg ha ⁻¹	Profundidade			
	0,20 m		0,50 m	
	----- $\delta^{13}\text{C}$ -----		----- %C4 -----	
Dias após instalação: 32-40				
0,0		-27,40		4,17
3,5	-22,10	-23,39	37,12	29,14
7,0		-23,65		27,50
14,0	-21,39	-22,18	41,54	36,64
14 Inc	-21,07	-21,58	43,55	40,37
14 Vin	-16,93	-21,28	69,31	42,22
21,0		-19,52		53,17
Dias após instalação: 116-120				
0,0	-26,72	-28,07	8,38	0,00
21,0	-25,60	-23,10	15,32	30,90

A partir dos teores de COD à 0,20 e 0,5 m foram calculadas as quantidades de COD para o perfil 0 – 0,5 m acumulado até os 45 DAI (Figura 14). A partir desta informação, verificou-se que as menores doses de palhada depositada sobre o solo resultaram em maior contribuição percentual do COD no C total disponibilizado pela decomposição da palhada para este período.

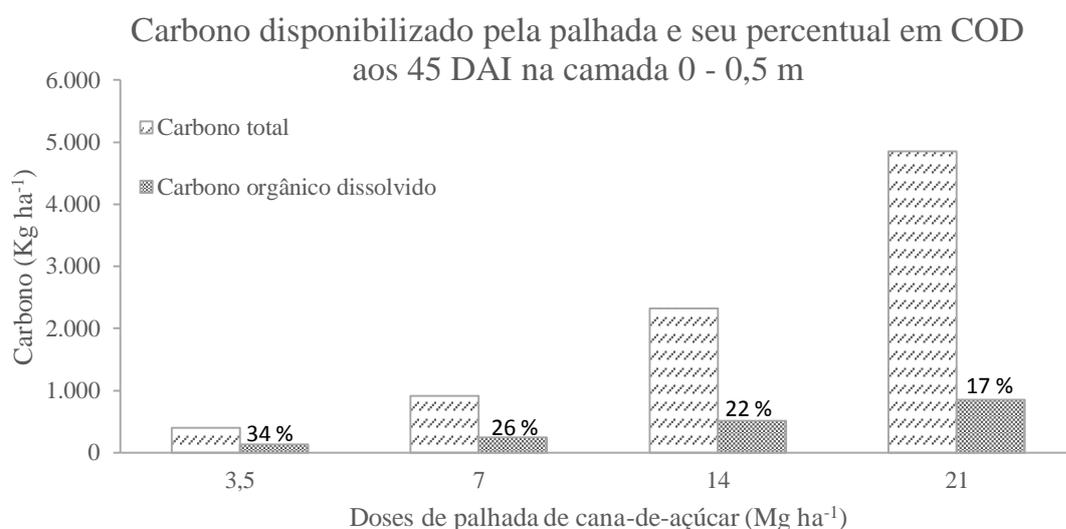


Figura 14 - Quantidade de C disponibilizado pela decomposição de diferentes doses de palhada de cana-de-açúcar (3,5; 7; 14 e 21 Mg ha⁻¹) aos 45 dias após a instalação (DAI) e a porcentagem deste C quantificado na COD no perfil do solo de 0 – 0,5 m

4.2.2. Teor e estoque de Carbono no solo

A concentração de carbono orgânico total (COT) no solo aumentou nos tratamentos em que foi adicionada palhada sobre o solo (Figura 15a), porém apenas na camada superficial 0 - 0,025 m, assim como em outros trabalhos da mesma natureza (BRANDANI, 2013; CZYCZA, 2009; GALDOS; CERRI; CERRI, 2009a; SOUZA et al., 2009). Segundo Thorburn et al. (2000), numa série de estudos conduzidos por 20 anos na cultura da cana-de-açúcar na Austrália, ocorreram aumentos significativos no C do solo nos primeiros 0,02 m do perfil do solo, sendo que as concentrações desses resíduos em profundidade maiores que 0,05 m demonstraram poucas diferenças. Bell et al. (2001) identificaram aumentos significativos no aporte de carbono advindo da palhada da cana nos primeiros 0,025 m do perfil do solo em cana soca, considerando ainda que há diferenças positivas para o tratamento com cana crua em relação a cana queimada.

No entanto, alguns autores verificaram uma redução na concentração de C na camada superficial do solo quando compararam a concentração de C em área de vegetação nativa e após alguns anos de cultivo da cana-de-açúcar sob sistema de queima do canavial. Davidson e Ackerman (1993) verificaram perdas de 30 % de carbono do solo 20 anos após a conversão de floresta em cultivo de cana-de-açúcar. Maia e Ribeiro (2004) verificaram que após 30 anos de cultivo com cana-de-açúcar em Argissolo Amarelo, houve uma redução em comparação à área de vegetação nativa, de 21,2 para 12,2 g kg⁻¹ na camada superficial do solo (0-0,18 m). Czyzka (2009) trabalhando em cronossequência, verificou uma mudança de 27,6 g kg⁻¹ de C em área de vegetação nativa para valores entre 14,4 e 21,6 g kg⁻¹ de C em áreas sob cultivo de cana-de-açúcar com mesmas características edafoclimáticas.

Por outro lado, Silva et al. (2007) observaram decréscimo no teor após a conversão da vegetação nativa para cana, seguida por um gradativo aumento nos estoques após 25 anos de cultivo. Esta constatação juntamente com os resultados do presente trabalho, sugerem que o sistema de colheita que mantém a palhada sobre o solo, passa contribuir positivamente para o incremento de C no solo. Czyzka (2009), também verificou um aumento nos teores de C na camada superficial (0-0,10 m), após a mudança para sistema sem queima do canavial, de 14,4 para 20,0 g kg⁻¹ em áreas com 6 anos com queima e 6 anos sem queima respectivamente e de 21,6 para 27,6 g kg⁻¹ em áreas com 12 anos com queima e 12 anos sem queima do canavial, respectivamente. Analisando-se comparativamente a mudança dos teores de C 1.100 DAI entre as diferentes quantidades de palhada, observa-se que as

doses 7, 14 e 21 Mg ha⁻¹, resultaram num aumento significativo de C (5,7 a 9,8 g kg⁻¹) quando comparado a ausência de palhada (Figura 15a).

Quando descontada a concentração inicial do COT de cada tratamento (concentração determinada após a deposição anual da palhada menos concentração no tempo zero), verifica-se um aumento significativo de 3,32 e 4,85 g C kg⁻¹ na concentração do COT do solo para os tratamentos 14 Mg ha⁻¹ e 21 Mg ha⁻¹ respectivamente ao final de 1.100 dias (Figura 15b). Thorburn et al. (2012), analisando o COT em 5 localidades com diferentes tempos de adição de palhada, obtiveram um incremento de 4 e 6,5 g kg⁻¹ na camada 0-0,02 m nos locais que haviam 5 e 6 anos de deposição de palhada respectivamente. Outros trabalhos também indicaram que a retenção da palhada no campo sobre solo incrementara o COT, por exemplo: 2 g kg⁻¹ (0 - 0,2 m) após 6 anos (ROBERTSON; THORBURN, 2007b), em 5 g kg⁻¹ (0-0,2 m) após 8 anos (GALDOS, CERRI; CERRI, 2009a) ou em 9,2 g kg⁻¹ após 55 anos (CANELLAS; BUSATO; DOBBSS, 2010).

Ball-Coelho et al. (1993), Meier et al. (2006) e Thorburn et al. (2012), verificaram que quando os resíduos foram retidos sobre o solo por apenas um ano, não houve um aumento significativo nos teores de COT. Estes resultados corroboram aos obtidos neste trabalho, onde nenhum tratamento, independentemente da quantidade de palhada, refletiu no aumento significativo de COT após um ano de sua deposição. Razafimbelo et al. (2006), observaram um incremento de 15% (20,7 para 23,7 g kg⁻¹) nos teores de COT da camada 0-0,05 m em relação as áreas nas quais houve a queima da palhada.

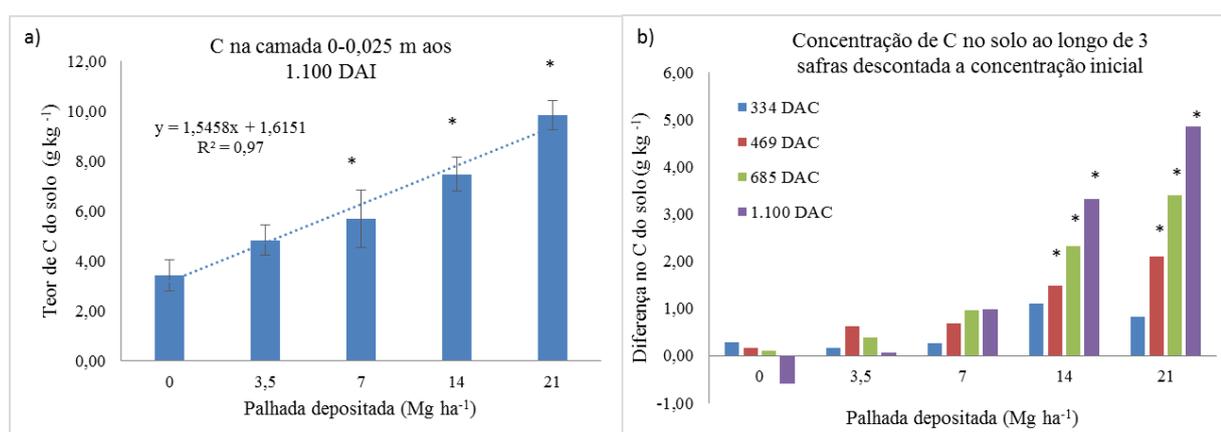


Figura 15 - a) Concentração de C no solo 1.100 dias após a instalação (DAI) na camada 0 - 0,025 m; b) Diferença entre a concentração de C no solo aos 334, 469, 685, 1.100 DAI e a concentração inicial destes elementos (0 DAI) para camada 0 - 0,025m. * indica: (a) diferença significativa entre os tratamentos com e sem palhada; (b) entre os tempos de deposição da palhada e o momento inicial (0 DAI). O desvio padrão está representado pelas linhas verticais acima das barras (a)

Foi observado que, mesmo na camada 0-0,025 m após 1.100 dias da deposição inicial de 3,5 e 7 Mg ha⁻¹ de palhada, não houve um incremento significativo no estoque de carbono do solo (Tabela 9). Enquanto que, para as outras quantidades de palhada depositadas sobre o solo, 14 e 21 Mg ha⁻¹, verificou-se um aumento crescente dos estoques ao longo dos anos. Este incremento foi maior de acordo com a quantidade de palhada depositada, variando de aproximadamente de 80 a 97% para os tratamentos com 14 e 21 Mg ha⁻¹ de palhada respectivamente, ao final de 1.100 dias. Para estes dois tratamentos, após 469 dias, os estoques de carbono no solo já se encontravam superiores ao momento inicial (Tabela 9).

O incremento anual de C foi 0,36 e 0,53 Mg ha⁻¹ para os tratamentos 14 e 21 Mg ha⁻¹ de palhada depositada respectivamente. Estes valores estão coerentes com os trabalhos realizados em áreas com 6 anos de cultivo sem queima do canavial os quais encontraram um incremento anual de C de 0,43 e 0,65 Mg ha⁻¹ (CZYCZA, 2009; RAZAFIMBELO et al., 2006). Czczyca (2009) observou um incremento de 0,54 Mg ha⁻¹ após 12 anos sem queima do canavial. As variações existentes entre os incrementos anuais de C ao solo estão relacionadas ao: estoque inicial de C do solo, aporte anual de palhada, variedade da cana-de-açúcar e as condições edafoclimáticas locais (THORBURN et al., 2012).

Estas diferenças foram significativas apenas quando considerados os primeiros 0,025 m do perfil do solo, uma vez que para as outras profundidades analisadas não houveram variações crescente no carbono do solo. Estes resultados estão de acordo com a dinâmica natural da movimentação do C ao longo do perfil do solo, uma vez que há informações de que o aumento de carbono em camadas subsuperficiais, em função de acúmulos sucessivos de palhada de cana de açúcar, foram observados apenas em áreas com mais de 6 anos de deposição (CORREIA; ALLEONI, 2011; GALDOS; CERRI; CERRI, 2009a). Desta forma, foram determinadas as concentrações de C e o cálculo dos estoques nas camadas inferiores apenas no momento inicial e aos 334 e 685 DAI.

Comparando-se as diferentes quantidades de palhada deixadas sobre o solo dentro do mesmo período, observou-se que ao final de 469 dias somente os tratamentos com 14 e 21 Mg ha⁻¹ resultaram num aumento significativo dos estoques de C no solo em relação ao tratamento sem palha, porém aos 1.100 dias os 3 tratamentos com maior quantidade de palha, isto é 7, 14 e 21 Mg ha⁻¹ diferiram do solo com ausência de palhada (Inicial) (Tabela 9). Observa-se nos tratamentos com palhada, que ao final de 3 anos de sua deposição consecutiva sobre o solo, os tratamentos com 7, 14 e 21 Mg ha⁻¹ resultaram em estoques significativamente crescentes de C conforme a dose, isto é: 1,85; 2,43 e 3,20 Mg ha⁻¹ respectivamente.

Tabela 9 – Estoque de carbono no solo nas profundidades de 0 - 0,025; 0,025 - 0,05 e 0,05 - 0,10 m em área de cana-de-açúcar, em função da deposição de diferentes doses de palhada depositadas sobre o solo ao longo do tempo: 334, 469, 685, 1.100 dias após a instalação (DAI)

Doses palhada Mg ha ⁻¹	Inicial	Dias após a instalação								
		334		469		685		1.100		
----- Mg ha ⁻¹ -----										
0 - 0,025m										
0	1,31	a A	1,40	c A	1,37	c A	1,34	c A	1,11	d A
3,5	1,55	a A	1,60	bc A	1,75	bc A	1,67	c A	1,57	cd A
7	1,53	a A	1,62	bc A	1,75	bc A	1,84	bc A	1,85	c A
14	1,35	a D	1,80	ab CD	1,83	ab BC	2,10	ab AB	2,43	b A
21	1,62	a D	1,89	a CD	2,30	a BC	2,73	a AB	3,20	a A
0,025 - 0,050m										
0	1,43	a A	1,41	a A			1,35	a A		
3,5	1,51	a A	1,43	a A			1,33	a A		
7	1,59	a A	1,57	a A			1,50	a A		
14	1,29	a A	1,41	a A			1,42	a A		
21	1,61	a A	1,55	a A			1,62	a A		
0,050 - 0,100m										
0	2,80	a A	2,77	a A			2,44	a A		
3,5	3,20	a A	3,20	a A			2,54	a B		
7	3,22	a A	3,31	a A			2,80	a A		
14	2,62	a B	3,20	a A			2,56	a B		
21	3,23	a A	3,12	a A			2,66	a B		

Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra minúscula na coluna (quantidades de palha) ou maiúscula na linha (período de amostragem), não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%

4.2.3. Teor e estoque de Nitrogênio no solo

Os teores de N no solo onde houve deposição de 7, 14 e 21 Mg MS ha⁻¹ de palhada, diferiram do solo sem palhada. A maior dose de palhada (21 Mg ha⁻¹) alcançou ao final de 1.100 DAI um teor de N de 0,61 g kg⁻¹, mais que duas vezes o tratamento sem palhada (Figura 16a). Luca et al. (2008) avaliando áreas de cana com e sem queima da palhada após 3 anos em Latossolo Vermelho distroférico até 0,4 m de profundidade encontraram valores que variaram de 1,04 a 1,45 g kg⁻¹ de N. Os mesmos autores avaliando os teores de N em Argissolo Amarelo distrófico, observaram valores variando de 0,45 a 0,71 g kg⁻¹ de N e variação de 0,19 a 0,50 g kg⁻¹ de N para um Neossolo Quartzarênico.

Todos os tratamentos que receberam palhada resultaram num acréscimo nos teores de N do solo a partir de 685 DAI, exceto para o tratamento 3,5 Mg ha⁻¹. Destacam-se aos 1.100 DAI os tratamentos que receberam 14 e 21 Mg ha⁻¹, os quais resultaram num acréscimo de 0,22 e 0,24 g kg⁻¹ nos teores de N do solo (Figura 16b). Estes resultados são semelhantes aos obtidos por Thorburn et al. (2012), os quais verificaram um aumento significativo da concentração de N (0,05 a 0,5 g kg⁻¹) na camada 0-0,02m em 4 das 5 regiões onde houve deposição de diferentes quantidades de palhada provenientes da colheita mecanizada da cana-de-açúcar. Assim como no presente estudo, o aumento nos teores de N foi mais pronunciado nos tratamentos onde houve maior incremento na concentração do COT. O maior armazenamento de C no solo implica maior disponibilidade de N, uma vez que mais de 95% do Nitrogênio total do solo está presente na forma orgânica (SANTOS; CAMARGO, 1999).

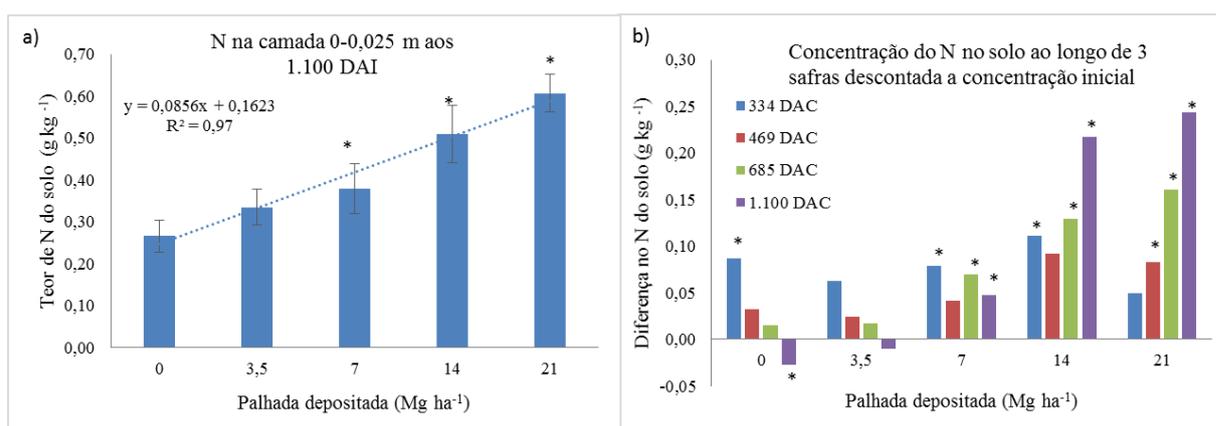


Figura 16 - a) Concentração de N 1.100 dias após a colheita (DAI) na camada 0-0,025 m; b) Diferença entre a concentração de N no solo aos 334, 469, 685, 1.100 DAI menos a concentração inicial destes elementos (0 DAI) para camada 0-0,025m. * indica: (a) diferença significativa entre os tratamentos com e sem palhada; (b) entre os tempos de deposição da palhada e o momento inicial (0 DAI). O desvio padrão está representado pelas linhas verticais acima das barras (a)

Assim como realizado para os cálculos dos estoques de C, foram determinados os estoques de N considerando o teor e a densidade do solo. Neste caso, destaca-se o estoque de N na camada 0-0,025m aos 1.100 DAI, para os tratamentos 14 e 21 Mg ha⁻¹, os quais apresentaram um aumento em relação ao período inicial. Este aumento foi crescente conforme a quantidade de palhada depositada sobre o solo. Ao final dos 3 anos, verificou-se um estoque de N no solo de 165 e 197 kg ha⁻¹ para os tratamentos 14 e 21 Mg ha⁻¹ respectivamente, o que reflete no aumento médio de 70% para estes tratamentos (Tabela 10).

Estudo conduzido por Basanta et al. (2003), em Piracicaba, avaliaram a ciclagem do nitrogênio em condições de cana crua (colhida mecanicamente sem queima) e queimada da variedade SP80-3280 plantada em Nitossolo Vermelho. Os autores observaram que a cana crua foi capaz de reciclar 105 kg N ha^{-1} , valores próximos aos encontrados neste estudo aos 334 dias, que variou de 132 a 134 kg N ha^{-1} .

Czycza (2009) comparando uma área com 12 e Luca et al. (2008) com 4 anos sem queima com áreas com queima, obtiveram um incremento nos estoques de N de 40% nos 0,10 m iniciais e 14 % nos 0,05m iniciais do solo respectivamente. Alguns trabalhos identificados na literatura refletem valores de estoques superiores aos deste trabalho, Canellas et al. (2007) verificaram um acréscimo anual de N próximo a 30% para áreas de cana colhida sem queima, contra um valor médio aproximado de 20% para os tratamentos de 14 e 21 Mg ha^{-1} .

Assim como para o C, a quantidade de N em profundidade não foi influenciada significativamente pelas diferentes doses de palhada (Tabela 10).

Tabela 10 - Estoque de nitrogênio no solo nas profundidades de 0 - 0,025; 0,025 - 0,05 e 0,05 - 0,10 m em área de cana-de-açúcar, em função da deposição de diferentes quantidades de palhada depositadas sobre o solo ao longo do tempo: 334, 469, 685, 1.100 dias após a instalação (DAI)

Doses palhada Mg ha ⁻¹	Inicial	Dias após a instalação			
		334	469	685	1.100
----- Kg ha ⁻¹ -----					
0 - 0,025m					
0	95,39 a AB	123,63 a A	105,83 b AB	100,16 b AB	86,42 c B
3,5	112,12 a A	132,38 a A	120,15 a A	117,71 b A	108,82 bc A
7	107,78 a B	133,31 a A	121,34 a AB	130,54 b A	123,31 b AB
14	94,96 a C	130,97 a AB	124,95 a BC	137,10 ab AB	165,41 a A
21	118,28 a D	134,38 a CD	145,20 a C	170,50 a B	197,26 a A
0,025 - 0,050m					
0	100,92 a A	113,37 a A		97,14 a A	
3,5	109,28 a AB	127,61 a A		97,87 a B	
7	107,51 a A	122,75 a A		109,86 a A	
14	90,91 a B	117,87 a A		102,06 a AB	
21	116,17 a A	122,28 a A		114,36 a A	
0,050 - 0,100m					
0	203,09 a A	234,31 a A		182,17 a A	
3,5	231,12 a AB	248,40 a A		189,52 a B	
7	227,53 a AB	247,90 a A		209,71 a B	
14	191,32 a B	239,12 a A		189,43 a B	
21	240,25 a A	238,80 a A		202,30 a B	

Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra minúscula na coluna (quantidades de palha) ou maiúscula na linha (período de amostragem), não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%

4.2.4. Taxa de acúmulo de C e N no solo em função do aporte da palhada de cana-de-açúcar.

Foi realizada uma análise de regressão com os valores obtidos aos 685 DAI para o C e o N em função da dose de palhada deixada sobre o solo. Desta forma, a regressão linear representada na Figura 17a sugere que o COT aumentou aproximadamente 77,1 kg ha⁻¹ para cada tonelada de C adicionada sobre o mesmo, na forma de palhada. O acúmulo de N no solo, indicado pela regressão da Figura 17b, aumentou 0,40 kg ha⁻¹ para cada kg de N depositado (para cada 10 Mg ha⁻¹ de palhada depositada sobre o solo resultará no acúmulo de 354 kg C ha⁻¹ e 17 kg N ha⁻¹). Robertson e Thorburn (2007b) encontraram valores de 126 kg C ha⁻¹ por tonelada de carbono e 0,79 kg N ha⁻¹ por quilo de N adicionado ao solo na forma de palhada de cana-de-açúcar. Estes incrementos indicam que, quando se pretende aumentar o estoque de carbono do solo, deve-se aumentar a quantidade de palha na cobertura do solo.

Além disso, junto ao benefício do incremento de C a MOS, o aumento do N a longo prazo, pode contribuir para diminuição da adubação nitrogenada para a cultura (ROBERTSON; THORBURN, 2007b). As diferenças entre os trabalhos podem ser atribuídas aos diferentes tipos de solo, clima e variedade utilizada.

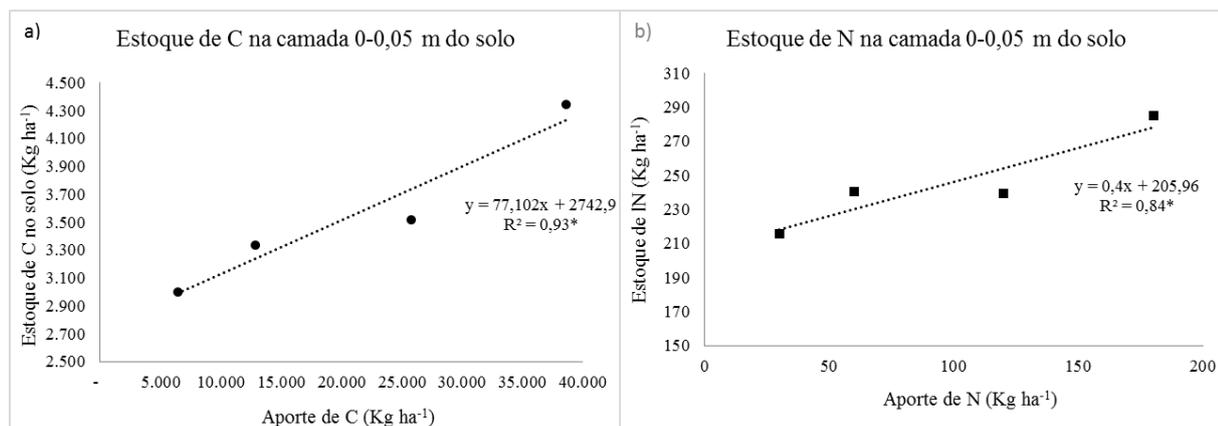


Figura 17 – Acúmulo de C (a) e N (b) no solo em função de diferentes aportes de C e N provenientes da palhada de cana-de-açúcar (0-0,05 m). * Significativo pelo teste F a 5%

A magnitude do efeito da palhada deixada no campo sobre o C e o N dependem da quantidade cumulativa do material. A regressão gerada do retorno cumulativo da palhada no incremento do C e N no solo sugerem que 15% do C e 80% do N adicionados a superfície do solo por meio da palhada de cana-de-açúcar ficam retidos no solo (Figura 17). A maior parte do C perdeu-se pela respiração microbiana, uma menor lixiviou para camadas inferiores (Figuras 12 e 13) e o restante permaneceu na palhada remanescente (Tabela 4). Robertson e Thorburn (2007b) sugerem que pela regressão de acúmulo de C e N no solo a partir da palhada de cana deixada sobre o solo durante um ano, 13% do C e 79% do N são retidos no solo.

Esta aparente retenção no solo do C e N da palhada foram similares a retenção obtida em 5 regiões da Austrália com colheita mecanizada de cana-de-açúcar, 10 - 20% para o C e 40 - 100% para o N (ROBERTSON; THORBURN, 2007b). Taxas próximas foram reportadas durante os 10 primeiros anos da conservação de resíduos de cereais em regiões temperadas (DUICKER; LAL, 1999). No semiárido dos Estados Unidos Rasmussen et al. (1980) reportou 18% de retenção do C e 75% do N proveniente do retorno de resíduos vegetais da cultura do trigo. Dalal et al. (1991) obteve 16% de retorno do C dos resíduos de trigo após 5 anos e depois uma redução para 3% após 20 anos.

O N não incorporado ao solo pode ter sido perdido por volatilização ou desnitrificação, lixiviado ou absorvido pelas plantas (HEMWONG et al., 2009; ROBERTSON, THORBURN 2001; THORBURN et al., 2004). Enquanto que o C na sua maior parte foi decomposto por microorganismos e perdido na forma de CO₂ (CARMO et al., 2012; TEIXEIRA et al., 2013) e parte lixiviado na forma de carbono orgânico dissolvido (DE TROYER et al., 2011; STEINBEISS et al., 2008).

4.2.5. Relação C:N do solo

Comparando a relação C:N do solo, em função das diferentes quantidades de palhada depositada, observa-se uma maior relação C:N nos tratamentos que receberam maiores quantidades de palhada de cana-de-açúcar aos 1.100 DAI (Figura 18). O solo que recebeu 21 Mg ha⁻¹ de palhada apresentou ao final de 1.100 DAI uma relação C:N de 16,26 contra 12,85 para o tratamento que não recebeu adição de palhada (0). Quando analisados os tratamentos ao longo do tempo, nota-se um aumento significativo da relação C:N do solo apenas quando depositada a quantidade de 21 Mg ha⁻¹ de palhada, para todos os outros tratamentos percebe-se pouca interferência da palhada na relação C:N do solo para o período avaliado. A elevada taxa de decomposição obtida por este tratamento (Tabela 4), associado a sua elevada contribuição para os teores de carbono orgânico total (Figura 15a) e conseqüentemente o aumento dos estoques de C (Tabela 9), foram responsáveis pela maior relação C:N.

Estes resultados estão compatíveis com outros resultados obtidos para camada superficial do solo em áreas de cana-de-açúcar com manutenção da palhada em cobertura: 12-18 (BRANDANI, 2013), 12-16 (CZYCA, 2009), 13,5 (RAZAFIMBELO et al., 2006), 16 (FREITAS et al., 2000), 15-19 (GRAHAM et al., 2002). Luca et al. (2008), afirmaram que a diferença entre as relações C:N dos manejos com ou sem manutenção de palhada num mesmo solo, é um indicativo que a palhada ainda não está bem decomposta. A diminuição da relação C:N é condicionada pelo consumo da palhada pelos microorganismos do solo, sendo esse processo um indicativo da humificação da MO do solo.

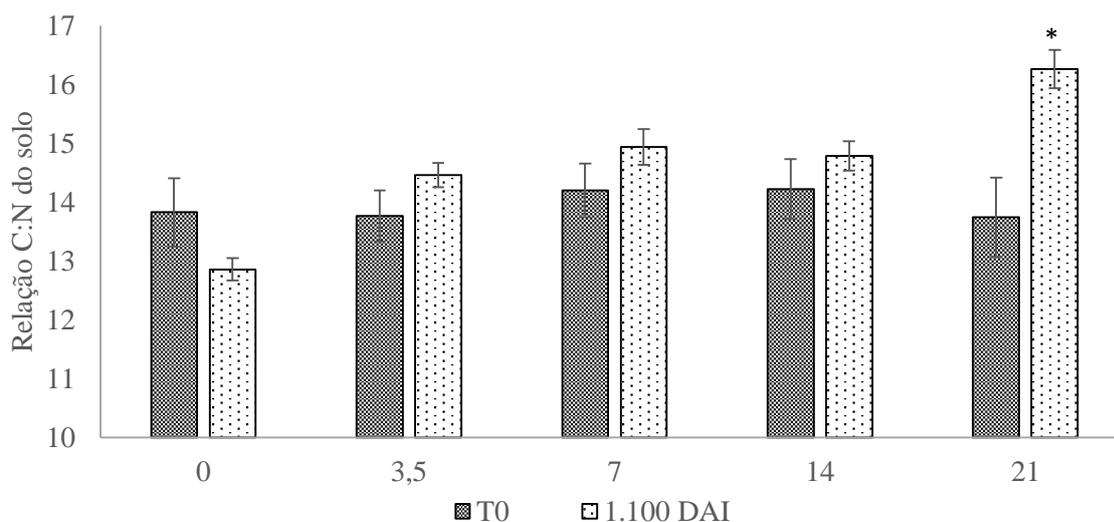


Figura 18 - Relação C:N do solo na camada de 0 - 0,025m em função da deposição anual de diferentes quantidades de palhada (0; 3,5; 7; 14 e 21 Mg ha⁻¹) aos 1.100 dias após a instalação (DAI) e anterior a instalação dos tratamentos (T0). * indica que houve diferença significativa entre os tempos de avaliação para cada tratamento (P < 0,05). O desvio padrão está representado pelas linhas verticais acima das barras

4.2.6. Abundância natural de ¹³C no solo e proporção do C derivado da palhada

Na camada 0-0,025m do solo observou-se um aumento do $\delta^{13}\text{C}$, ao longo do tempo, para todos os tratamentos com palhada. Este aumento pode ser observado a partir dos 334 dias após a deposição da palhada (Tabela 11), mantendo-se até 1.100 DAI, resultando num incremento da porcentagem de resíduos vegetais C4 na composição isotópica do solo. Ao depositar-se 21 Mg ha⁻¹sobre o solo, foram obtidos aumento crescente na porcentagem de C4 no $\delta^{13}\text{C}$: 25, 52 e 60% para os períodos de 334, 685 e 1.100 DAI respectivamente. Brandani (2013) observou uma contribuição de até 80% de resíduos de plantas com ciclo fotossintético C4 no $\delta^{13}\text{C}$ em solo com deposição de palhada de cana-de-açúcar na região centro oeste do Brasil.

Para mesma profundidade, com exceção do tratamento 3,5 Mg ha⁻¹ que na primeira avaliação (334 dias) não diferiu do solo que não recebeu palhada, houve aumento significativo do $\delta^{13}\text{C}$ após a adição de palha no solo durante todo o tempo do experimento.

Nas outras duas camadas houve um aumento do $\delta^{13}\text{C}$ para maioria dos tratamentos ao longo do tempo, porém, quando se compara a porcentagem deste incremento para o mesmo tratamento nas três profundidades, verifica-se uma menor intensidade de aumento nas camadas inferiores (Tabela 11). Apesar do aumento ter sido menor do que as camadas superiores, o aumento do $\delta^{13}\text{C}$ em camadas inferiores, pode indicar, segundo alguns autores,

um aumento do grau de humificação, uma vez que pelos processos de respiração a perda do isótopo ^{12}C em relação ao ^{13}C é favorecida (KRAMER et al., 2003). O aumento nos valores de ^{13}C com a profundidade também tem sido reportado como um resultado da decomposição preferencial e remoção de componentes ou moléculas empobrecidas em ^{13}C (VITORELLO et al., 1989).

O aumento do $\delta^{13}\text{C}$ para a testemunha (Dose 0 Mg ha^{-1}) ao longo do tempo (Tabela 11), não era esperado, no entanto, este resultado pode ter sido em função da contribuição do C proveniente de pluviolixiviados e das raízes da própria cultura da cana-de-açúcar. De qualquer forma, estes valores se mantiveram inferiores aos tratamentos onde houveram deposição da palhada.

Pode-se observar na Tabela 11 a porcentagem de contribuição do C proveniente da palhada depositada na composição isotópica do solo. Assim, verificou-se um incremento crescente desta contribuição, conforme o aumento da quantidade de palhada e o tempo de deposição.

Tabela 11 – Delta ^{13}C do solo nas profundidades de 0 - 0,025; 0,025 - 0,05 e 0,05 - 0,1 m na em função da deposição acumulativa de diferentes doses de palha sobre o solo ao longo de 1.100 dias após a instalação (DAI) e a contribuição percentual da palhada no $\delta^{13}\text{C}$

Dose Mg ha^{-1}	Inicial $\delta^{13}\text{C}$ (‰)	Dias após a instalação							
		334		469		685		1.100	
		$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	%C4						
0 - 0,025m									
0	-19,32 a B	-18,56 b AB	10,6	-18,77 b AB	7,8	-18,40 c A	12,9	-18,88 d AB	6,2
3,5	-18,92 a D	-17,99 ab C	13,7	-17,41 a B	22,4	-16,95 b A	29,3	-16,50 c A	35,9
7	-18,99 a C	-17,50 a B	21,9	-17,09 a B	27,9	-16,95 b B	29,9	-15,57 b A	50,3
14	-19,04 a D	-17,51 a C	22,2	-16,72 a BC	33,8	-16,15 ab B	42,2	-14,92 a A	59,8
21	-19,29 a C	-17,53 a B	24,8	-16,72 a B	36,1	-15,58 a A	52,2	-14,88 a A	60,1
0,025 - 0,050m									
0	-19,44 a A	-18,47 a A	13,3			-18,06 a A	18,9		
3,5	-19,21 a B	-18,66 a AB	7,7			-18,17 a A	14,8		
7	-19,07 a B	-18,26 a A	11,7			-17,97 a A	16,0		
14	-18,79 a B	-17,98 a A	12,2			-17,55 a A	18,8		
21	-19,18 a B	-18,04 a A	16,3			-17,52 a A	23,8		
0,050 - 0,100m									
0	-19,21 aB	-18,44 a AB	31,8			-17,87 a A	38,0		
3,5	-18,97 a A	-18,72 a A	28,7			-18,40 a A	32,3		
7	-18,87 a B	-18,43 a AB	31,9			-18,14 a A	35,1		
14	-19,09 a B	-18,28 a A	33,5			-17,64 a A	40,6		
21	-19,12 a B	-18,09 a A	35,6			-18,19 a AB	34,5		

Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra minúscula na coluna (quantidades de palha) ou maiúscula na linha (período de amostragem), não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%

A principal diferença deste para outros trabalhos da literatura, foi ter avaliado a contribuição de diferentes doses de palhada nos estoques de C e N do solo por 3 anos consecutivos de deposição da palhada de cana-de-açúcar sobre o solo. São poucos trabalhos, como este, o de Basanta et al. (2003) e Fortes et al. (2012), que avaliaram o acúmulo de C e N no solo provenientes de resíduos vegetais por mais de dois ciclos agrícolas.

4.2.7. Fracionamento físico da MO - Carbono

As proporções das frações da matéria orgânica do solo (MOS) e suas respectivas taxas de recuperação estão apresentadas na Tabela 12. Tais informações inferem sobre a contribuição de cada fração da MOS sobre a dinâmica da mesma.

A aplicação do método de fracionamento físico da MOS aos tratamentos avaliados no presente estudo resultou em recuperação média de 98% (Tabela 12), o que denota a efetividade do método adaptado de Christensen (1992), em segregar as frações da MOS sem perdas significativas em relação à amostra de terra utilizada.

A divisão em frações pelo método de fracionamento físico da MOS está diretamente relacionada a granulometria do solo. Dessa forma a fração organomineral 2000-75 μm foi predominante em relação à outra fração, tendo sua proporção variando de 61,8 a 67,0 %. De acordo com Christensen (1992), esta fração é sensível às flutuações de aporte de resíduos orgânicos, podendo demonstrar variabilidade espacial e sazonal. Essas flutuações resultam de mudanças na quantidade e qualidade dos resíduos orgânicos que são adicionados ao solo, e, principalmente, de diferentes práticas de manejo adotadas (BEARE et al., 1994; CAMBARDELLA; ELLIOTT, 1992; PINHEIRO et al., 2004).

A fração organomineral < 53 μm , que representa o compartimento de maior recalcitrância (MO + silte + argila), variou de 31,4 a 36,9%. Brandani (2013) obteve uma distribuição diferente, onde as frações predominantes foram: < 53 μm (53,4 a 79,2%), seguida da fração 2000-75 μm que variou de 36,4 a 41,6%. A diferença na distribuição das frações está relacionada aos diferentes tipos de solo entre os trabalhos, sendo que este último era predominantemente argiloso (> 350 g kg⁻¹).

A fração organomineral 75-53 μm que pode ser interpretada como a fração areia fina, a qual se enquadra, granulometricamente, entre a fração 2000-75 μm e <53 μm , foi nula em todos os tratamentos, o que era de se esperar, por ser tratar de apenas um local de trabalho, não havendo diferença do tipo de solo entre os tratamentos. Assim, os resultados

demonstraram homogeneidade entre todas as parcelas as quais foram depositadas diferentes quantidades de palhada.

Tabela 12 - Proporção média de solo referente a cada fração da MOS e suas respectivas recuperações em porcentagem 685 dias após sua deposição sobre o solo (DAI)

Doses palhada Mg ha ⁻¹	Fração organomineral		Recuperação média
	2000 - 75 µm	<53 µm	
	----- % -----		
0	67,1 ± 0,8	31,4 ± 0,7	98,5 ± 0,2
3,5	63,0 ± 1,4	35,4 ± 1,4	98,5 ± 0,2
7	62,4 ± 1,1	35,8 ± 1,3	98,2 ± 0,5
14	61,8 ± 0,4	36,9 ± 0,6	98,7 ± 0,4
21	62,5 ± 1,2	35,8 ± 1,4	98,3 ± 0,4

Ambas as frações organomineral avaliadas, 2000-75 e < 53 µm, resultaram no acréscimo dos teores de C de maneira crescente conforme o aumento da dose de palhada depositadas sobre o solo. Observa-se um maior teor de C na fração < 53µm em todos os tratamentos, ao final de 685 DAI, o tratamento o qual foi adicionada 14 Mg ha⁻¹ possuía uma concentração de carbono (11,38 g kg⁻¹) 40% maior que o solo sem adição de palhada (8,15 g kg⁻¹). No entanto, percentualmente este aumento foi maior na fração 2000-75 µm, esta mesma quantidade de palhada teve um incremento de 90% para o mesmo período (Figura 19).

A fração < 53 µm remete ao conteúdo de C estabilizado nos argilominerais (fração recalcitrante), em sua maioria oriundo dos processos de decomposição da fração orgânica 2000-75 µm (ROSCOE et al., 2001). Enquanto que segundo Christensen (1992), os baixos teores de C associado a fração areia (organomineral 2000-75 µm) estão relacionados à reduzida superfície específica e densidade de carga superficial das areias, o que caracteriza esta fração pelos baixos níveis de MOS e, conseqüentemente pela pobreza em complexos organominerais.

O acúmulo de C nas frações minerais, como resultado da interação positiva entre as partículas de argila e a MOS, é bem documentada na literatura para solos argilosos (CHRISTENSEN, 2001). Hassink et al. (1997) postularam que o efeito de proteção da MOS dado pela argila envolve dois mecanismos, a interação da MOS com a superfície das partículas de argila (pontes catiônicas, ligações de H, interações eletrostáticas e de van de Walls) e a oclusão do material orgânico na matriz dos agregados do solo.

Além disso, a elevada concentração de oxi-hidróxidos de Fe e Al em Latossolos pode afetar fortemente a disponibilidade de MOS para decomposição.

Na fração do solo < 53 μm , os tratamentos os quais foram depositadas as maiores doses de palhada (14 e 21 Mg ha^{-1}), resultaram nas mais elevadas contribuições de seu C no $\delta^{13}\text{C}$ (43 a 49% respectivamente). Enquanto que, a ausência de palhada e doses menores resultaram numa contribuição que variou de 20 a 33% (Figura 19). Brandani (2013), em solos com 4 a 12 anos de colheita mecanizada sem queima prévia do canavial, obteve contribuições por parte de resíduos da cana, em torno de 80% no $\delta^{13}\text{C}$ do solo na fração < 53 μm . Esses resultados mostram a capacidade dos manejos que priorizam o aporte orgânico sob o solo, de contribuir para o acúmulo de C, corroborando com os resultados observados por Pinheiro et al. (2004). Além disso, destaca-se a importância das frações organominerais < 53 μm e 2000-75 μm para estabilização do C, tendo em vista suas contribuições (C-C4).

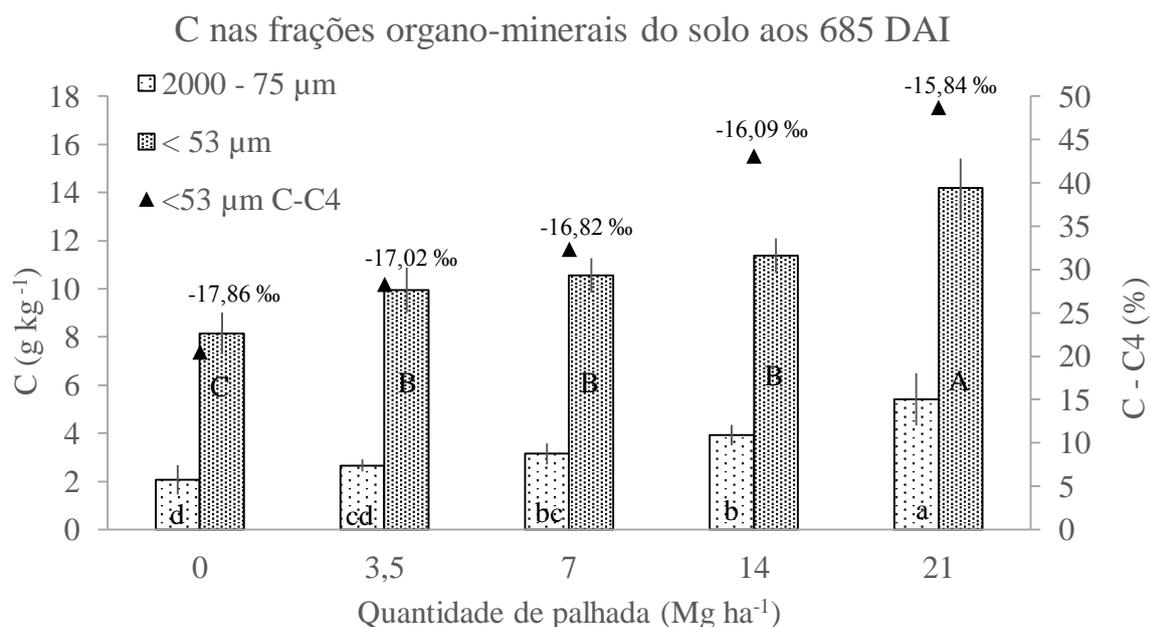


Figura 19 - Teores de C (g kg^{-1}) nas frações da MOS na camada 0-0,025 m, considerando diferentes quantidades de palhada depositadas sobre o solo (3,5; 7; 14 e 21 Mg ha^{-1}) 685 dias após a instalação (DAI). A porcentagem de C originário de plantas C4 no carbono total da fração < 53 μm e seu $\delta^{13}\text{C}$ (‰). O desvio padrão está representado pelas linhas verticais acima das barras. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra minúscula (2000-75 μm) ou maiúscula (<53 μm), não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%

4.2.8. Fracionamento físico da MO - Nitrogênio

Assim como no trabalho realizado por Brandani (2013), os maiores teores de N foram verificados na fração < 53 μm . O incremento também foi crescente conforme aumento das doses de palhada depositada sobre o solo, no entanto este comportamento percentualmente foi mais acentuado na fração 2000-75 μm , possivelmente pela contribuição da matéria orgânica particulada (Figura 20).

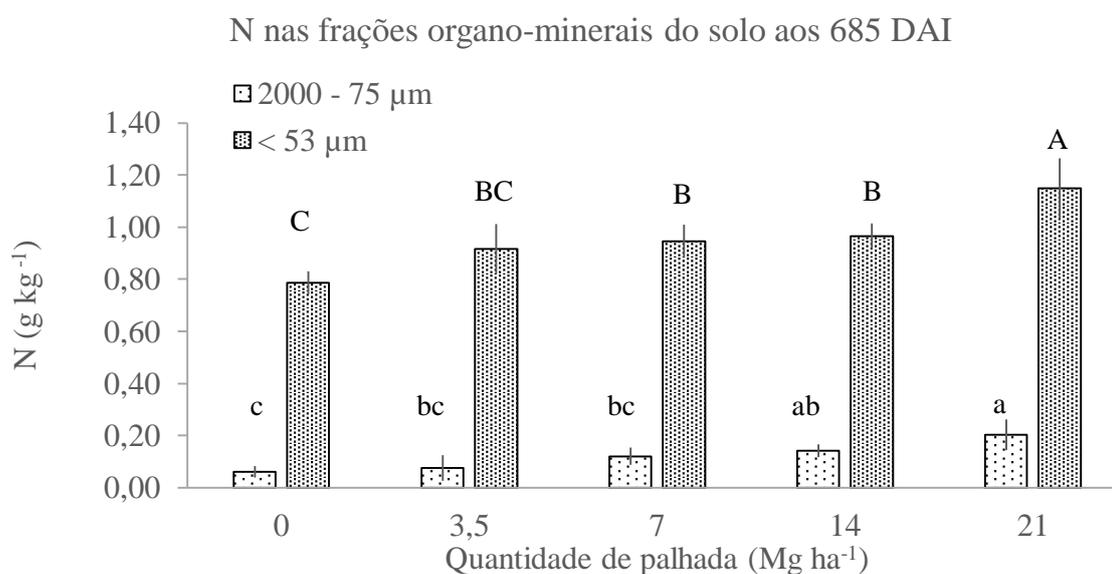


Figura 20 - Teores de N (g kg^{-1}) nas frações da MOS na camada 0-0,025 m, considerando diferentes quantidades de palhada depositadas sobre o solo (3,5; 7; 14 e 21 Mg ha^{-1}) aos 685 dias após a instalação (DAI). O desvio padrão está representado pelas linhas verticais acima das barras. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra minúscula (2000-75 μm) ou maiúscula (< 53 μm), não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%

5. CONCLUSÕES

A partir de ensaios de um ano de duração sobre a decomposição de diferentes doses de palhada de cana-de-açúcar no solo 3,5; 7 e 21 Mg ha⁻¹, em relação à quantidade padrão (14 Mg ha⁻¹), foi possível concluir que:

- i) A taxa de decomposição das doses 3,5 e 7 Mg ha⁻¹ foram respectivamente 39% e 24% menores que a dose referência;
- ii) Quantidade de palhada acima da dose de referência (1,5 vezes) não resultou em maiores percentuais de decomposição;
- iii) Comparada à dose padrão de palhada depositada sobre o solo, a incorporação de 14 Mg ha⁻¹ resultou na aceleração da decomposição em 31%, enquanto que a aplicação da vinhaça não refletiu na variação da decomposição;
- iv) A perda de hemicelulose ocorreu em todos tratamentos, mas o aumento significativo do índice lignocelulósico ocorreu apenas nas doses de palhada que tiveram as maiores taxas de decomposição (14 Mg ha⁻¹ incorporada e 21 Mg ha⁻¹);
- v) O monitoramento do COD a 0,5 m de profundidade durante 120 dias na estação chuvosa detectou a presença de C somente nos 45 dias iniciais da decomposição da palhada. O percentual de COD disponibilizado pela palhada foi inversamente proporcional a taxa de decomposição.

O acompanhamento de acúmulo de C no solo ao longo de 3 anos de aporte de diferentes quantidades de palhada da cana-de-açúcar, mostrou um aumento significativo de 80% a 97% nas concentrações de COT nos 2,5cm superficiais do solo em função das doses 14 e 21 Mg ha⁻¹ de palhada respectivamente.

O fracionamento físico do solo e o uso de técnicas isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$) permitiu verificar que há incremento efetivo de C nas frações de matéria orgânica do solo oriundas da palhada da cana-de-açúcar. Esta incorporação de C é crescente com o aumento da quantidade de palhada depositada sobre o solo, chegando a 162% na fração 2000-75 μm e 74% na fração < 53 μm .

REFERÊNCIAS

ABBRUZZINI, T. F. **Qualidade e quantidade da matéria orgânica do solo em cultivo convencional e orgânico de cana-de-açúcar.** 2011. 92 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

ABRAMO FILHO, J. **Decomposição da palha de cana-de-açúcar em canavial colhido sem queima, mecanicamente.** 1995 91 p. Dissertação (Mestrado em Biociências) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 1995.

ABRAMO FILHO, J.; MATSUOKA, S.; SPERANDIO, M. L.; RODRIGUES, R. C. D.; MARCHETTI, L. L. Resíduo da colheita mecanizada de cana crua. **Álcool & Açúcar**, São Paulo, n. 67, p. 23-25, 1993.

ABREU, D.; MORAES, L. A.; NASCIMENTO, E. N.; OLIVEIRA, R. A. A produção da cana-de-açúcar no Brasil e a saúde do trabalhador rural. **Revista Brasileira de Medicina do Trabalho**, Curitiba, v. 9, n. 2, p. 49-61, 2011.

ALBERS, C. N.; BANTA, G. T.; JACOBSEN, O. S.; HANSEN, P. E. Characterization and structural modelling of humic substances in field soil displaying significant differences from previously proposed structures. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 59, n.4, p. 693-705, 2008.

AUSTIN, A. .; BALLARÉ, C. L. Dual role of lignin in plant litter decomposition in terrestrial ecosystems. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, DC, v. 107, n. 10, p. 4618-4622, 2010.

BACHEGA, L. R. **Efeito das espécies na decomposição da serapilheira e na transferência de N entre folhas em plantios mistos de *Eucalyptus grandis* e *Acacia mangium*.** 2012. 107 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

BALESDENT, J.; MARIOTTI, A.; GUILLET, B. Natural ^{13}C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 19, n. 1, p. 25-30, 1987.

BALL-COELHO, B.; TIESSEN, H.; STEWART, J. W. B.; SALCEDO, I. H.; SAM- PAIO, E. V. S. B. Residue management effects on sugarcane yield and soil properties in northeastern Brazil. **Agronomy Journal**, Madison, v. 85, p. 1004–1008, 1993.

BASANTA, M. V.; DOURADO-NETO, D.; REICHARDT, K.; BACCHI, O. O. S.; OLIVEIRA, J. C. M.; TRIVELIN, P. C. O.; TIMM, L. C.; TOMINAGA, T. T.; CORRECHEL, V.; CÁSSARO, F. A. M.; PIRES, L. F.; MACEDO, J. R. Management effects on nitrogen recovery in a sugarcane crop grown in Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 116, p. 235-248, 2003.

BASTIAN-PINTO, C.; BRANDÃO, L.; HAHN, W. J. Flexibility as a source of value in the production of alternative fuels: The ethanol case. **Energy Economics**, Amsterdam, v. 31, n. 3, p. 411-422, 2009.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 7-18.

BEARE, M. H.; HENDRIX, P. F.; COLEMAN, D. C. Water stable aggregates and organic matter fractions in conventional- and no-tillage soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, p. 777-786, 1994

BELL, M. J.; GARSIDE, A. L.; HALPIN, N. V.; BERTHELSEN, J. E. Yield responses to breaking the sugarcane monoculture. In: AUSTRALIAN AGRONOMY CONFERENCE, 10., Hobart, Tasmania. **Proceedings...** Hobart, Tasmania, 2001.

BENEDETTI, M. M. **Palhada de cana-de-açúcar em condição de cerrado: decomposição e disponibilidade de nutrientes**. 2014. 66 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014.

BERNOUX, M.; CERRI, C. C.; NEILL, C.; MORAES, J. F. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. **Geoderma**, Amsterdam, v. 82, p. 43-58, 1998.

BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C.; GERALDES, A. D. A.; FERNANDES, S. A. P. Carbono e nitrogênio em solo de uma cronosequência de floresta tropical-pastagem de Paragominas. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 56, n. 4, p. 777-783, 1999.

BISTRICHI, C. A.; CARNEIRO, C. D. R.; DANTAS, A. S. L.; PONÇANO, W. L.; CAMPANHA, G. A. C.; NAGATA, N.; ALMEIDA, M. A.; STEIN, D. P.; MELO, M. S.; CREMONINI, O. A. **Mapa geológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, 1981. 1 mapa, Escala: 1: 500.000.

BOER, C. A.; ASSIS, R. L.; SILVA, G. P.; BRAZ, A. J. B. P.; BARROSO, A. L. L.; CARGNELUTTI FILHO, A.; PIRES, F. R. Biomassa, decomposição e cobertura do solo ocasionada por resíduos culturais de três espécies vegetais na região. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 843-851, 2008.

BOLIN, B.; SUKUMAR, R. Global perspective. In: WATSON, R. T.; NOBLE, I. R.; BOLIN, B.; RAVINDRANATH, N. H.; VERARDO, D. J.; DOKKEN, D. J. (Ed.). **Land use, land-use change, and forestry: a special report of the IPCC**. Cambridge: IPCC, 2000. p 23-51.

BOSS, E. A. **Modelagem e otimização do processo de liofilização: aplicação para leite desnatado e café solúvel**. 2004. 107 f. Dissertação (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade de Campinas. Faculdade de Engenharia Química, Campinas, 2004.

BRANDANI, C. B. **Capacidade máxima de acúmulo de carbono em solos cultivados com cana-de-açúcar**. 2013. 132 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

BRANDANI, C. B.; ABBRUZZINI, T. F.; WILLIAMS, S.; EASTER, M.; CERRI, C. E. P.; PAUSTIAN, K. Simulation of management and soil interactions impacting SOC dynamics in sugarcane using the CENTURY Model. **Global Change Biology Bioenergy**. Hoboken, v.7, 2014.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Sistema SAPCANA**. Brasília, DF, 2013. Disponível em: [http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/Desenvolvimento_Sustentavel/Agroenergia/estatisticas/acompanhamento%20producao%20sucroalcooleira/ACOMPANHAMENTO_PRODUCAO_16_04_2013_13-14\(1\).pdf](http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/Desenvolvimento_Sustentavel/Agroenergia/estatisticas/acompanhamento%20producao%20sucroalcooleira/ACOMPANHAMENTO_PRODUCAO_16_04_2013_13-14(1).pdf). Acesso em: 10 jan. 2015.

BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: A review. **Geoderma**, Amsterdam, v. 124, p. 3-22, 2005.

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

CAMPOS, D. C. **Potencialidade do sistema de colheita sem queima da cana-de-açúcar para o sequestro de carbono**. 2003. 91 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola Superior de Agronomia “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

CANELLAS, L. P.; BUSATO, J. G.; DOBBSS, L. B.; BALDOTTO, M. A.; RUMJANEK, V. M.; OLIVARES, F. L. Soil organic matter and nutrient pools under long-term non-burning management of sugar cane. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 61, n. 3, p. 375-383, 2010.

CANELLAS, L. P.; BALDOTTO, M. A.; BUSATO, J. G.; MARCIANO, C. R.; MENEZES, S. C.; SILVA, N. M.; RUMJANEK, V. M.; VELLOSO, A. C. X.; SIMÕES, M. L.; MARTIN-NETO, L. Estoque e qualidade da matéria orgânica de um solo cultivado com cana-de-açúcar por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 31-340, 2007.

CARMO, J. B.; FILOSO, S.; ZOTELLI, L. C.; SOUSA NETO, E. R.; PITOMBO, L. M.; DUARTE-NETO, P. J.; VARGAS, V. P.; ANDRADE, C. A.; GAVA, G. J. C.; ROSSETO, R.; CANTARELLA, H.; NETO, A. E.; MARTINELLI, L. A. Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: Effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. **Global Change Biology Bioenergy**, Hoboken, v. 5, n. 3, p. 267-280, 2013.

CARVALHO, A. M.; BUSTAMANTE, M. M.; SOUSA JUNIOR, J. G. A.; VIVALDI, L. J. Decomposição de resíduos vegetais em Latossolo sob cultivo de milho e plantas de cobertura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2831-2838, 2008.

CARVALHO, A. M.; COELHO, C. M.; DANTAS, R. A.; FONSECA, O. P.; CARNEIRO, R. G.; FIGUEIREDO, C. C. . Chemical composition of cover plants and its effect on maize yield in no-tillage systems in the Brazilian savanna. *Crop & Pasture Science* (Print), v. 63, p. 1075-1081-1081, 2012.

CASSIOLATO, M. E. **Carbono orgânico dissolvido na solução do solo sob floresta e pastagem em Rondônia**. 2002. 70 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; CERRI, C. E. P.; LAL, R. Challenges and opportunities of soil carbon sequestration in Latin America. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J. D.; CERRI, C. E. P. (Ed.). **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: The Haworth Press, 2006. P. 65-75.

CERRI, C. C.; FELLER, C.; CHAUVEL, A. Evolução das principais propriedades de um Latossolo Vermelho-Escuro após desmatamento e cultivo por doze e cinquenta anos com cana-de-açúcar. **Cahiers-Orstom, Serie Pedologie**, Bondy, v. 26, n. 1, p. 37-50, 1991.

CERRI, C. E. P.; SPAROVEK, G.; BERNOUX, M.; EASTERLING, W. E.; MELILLO, J. M.; CERRI, C. C. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 1, p. 83-99, 2007.

CERRI, C.C.; FELLER, C.; BALESSENT, J.; VICTORIA, R.L.; PLENECASSAGNE, A. Application du tramage isotopique naturel em C-13, a letude de la matiere organique dans les sols. **Comptes Rendus de l' Academie de Science**, Paris, v. 300, n. 1, p. 423-429, 1985.

CHRISTENSEN, B. T. **Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates**. New York: Springer, 1992. 90 p. (Advances in Soil Science, 20).

CHRISTENSEN, B. T. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. **European Journal of Soil Science**, Oxford. v. 52, p. 345–353, 2001.

CLEMENTE, J. S.; SIMPSON, A. J.; SIMPSON, M. J. Association of specific organic matter compounds in size fractions of soils under different environmental controls. **Organic Geochemistry**, Oxford, v. 42, n. 10, p. 1169-1180, 2011.

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

CONCEIÇÃO, P. C.; BOENI, M.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Fracionamento densimétrico com politungstato de sódio no estudo da proteção física da matéria orgânica em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 541-549, 2008.

CONDE, A. J.; PENATTI, C. P.; BELLINASSO, I. F. Soil conservation - Nutrient recycling - Agricultural and industrial residues. In: HASSUANI, S. J.; LEAL, M. R. L. V.; MACEDO, I. C. **Biomass power generation**. Sugar cane bagasse and trash. Piracicaba: PNUD-CTC, 2005. (Série Caminhos para Sustentabilidade).

CORREIA, B. L.; ALLEONI, L. R. F. Conteúdo de carbono e atributos químicos de Latossolo sob cana-de-açúcar colhida com e sem queima. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 46, n. 8, p. 944-952, 2011.

COUTEAUX, M. M.; BOTTLNER, P.; BERG, B. Litter decomposition, climate and litter quality. **Trends in Ecology & Evolution**, Barking, v. 10, n. 2, p. 63-66, 1995.

CZYCZA, R. V. **Quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo em sistemas de colheita com e sem queima da cana-de-açúcar**. 2009. 92 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

DALAL, R. C.; HENDERSON, P. A.; GLASHBY, J. M. Organic matter and microbial biomass in a vertisol after 20 yr of zero-tillage. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 23, p. 435-441, 1991.

DAVIDSON, E. A.; ACKERMAN, I. L. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 20, p. 161-193, 1993.

DE GRYZE, S.; SIX, J.; PAUSTIAN, K.; MORRIS, S. J.; PAUL, E. A.; MERCKX, R. Soil organic carbon pool changes following land-use conversions. **Global Change Biology**, Hoboken, v. 10, n. 7, p. 1120-1132, 2004.

DE TROYER, I.; AMERY, F.; VAN MOORLEGHEM, C.; SMOLDERS, E.; MERCKX, R. Tracing the source and fate of dissolved organic matter in soil after incorporation of a ¹³C labelled residue: A batch incubation study. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 43, n. 3, p. 513-519, 2011

DEL GALDO, I.; SIX, J.; PERESSOTTI, A.; FRANCESCA COTRUFO, M. Assessing the impact of land-use change on soil C sequestration in agricultural soils by means of organic matter fractionation and stable C isotopes. **Global Change Biology**, Hoboken, v. 9, n. 8, p. 1204-1213, 2003.

DENEFF, K.; DEL GALDO, I.; VENTURI, A.; COTRUFO, M. F. Assessment of Soil C and N Stocks and Fractions across 11 European Soils under Varying Land Uses. **Open Journal of Soil Science**, Irvine, v. 3, p. 297–313, 2013.

DENEFF, K.; SIX, J.; MERCKX, R.; PAUSTIAN, K.; Carbon sequestration at the microaggregate level within no-tillage soils with different clay mineralogy. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, n. 6, p. 1935-1944, 2004.

DUIKER, S. W.; LAL, R. Crop residue and tillage effects on carbon sequestration in a Luvisol in central Ohio. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 52, p. 73–81, 1999.

DZUREC, R. S.; BOUTTON, T. W.; CALDWELL, M. M.; SMITH, B. N. Carbon isotope ratios of soil organic matter and their use in assessing community composition changes in Curlew Valley, Utah. **Oecologia**, Berlin, v. 66, p. 17-24, 1985.

EATON, A. D.; LESCERI, L. S.; RICE, E. W.; GREENBERG, A. E.; FRANSON, M. A. H. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington, DC: APHA, 2005. 1368 p.

ELDER, J. F.; RYBICKI, N. B.; CARTER, V.; WEINTRAUB, V. Sources and yields of dissolved organic carbon in northern Wisconsin stream catchments with differing amounts of peatland. **Wetlands**, Wilmington, NC, v. 20, n. 1, p. 113-125, 2000.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, 1979. 390 p.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2013. v. 1, 353 p.

FAO. Página usada dentro do site da FAO. Disponível em: <<https://www.fao.org.br/>>. Acesso em: 06 jan. 2015.

FARONI, C. E.; VITTI, A. C.; GAVA, G. J. C.; MANZONI, C. S.; PENATTI, C. P.; TRIVELIN, P. C. O. Degradação da palha (15N) de cana-de-açúcar em dois anos consecutivos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Ribeirão Preto. Ribeirão Preto: SBCS, 2003.

FARQUHAR, G. D.; O'LEARY, M. H.; BERRY, J. A. On the relationship between carbon isotope discrimination and the intercellular carbon dioxide concentration in leaves. **Functional Plant Biology**, Collingwood, v. 9, n. 2, p. 121-137, 1982.

FERNANDES, F. A.; CERRI, C. C.; FERNANDES, A. H. B. M. **¹³C e a dinâmica do carbono orgânico do solo em pastagem cultivada no Pantanal Sul-Mato-Grossense**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2007. 19 p (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 74).

FIGUEREDO, C. C.; RAMOS, M. L. G.; TOSTES, R. Propriedades físicas e matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob sistemas de manejo e cerrado nativo. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 24, p. 24-30, 2008.

FORTES, C.; TRIVELIN, P. C. O.; VITTI, A. C. Long-term decomposition of sugarcane harvest residues in Sao Paulo state, Brazil. **Biomass & Bioenergy**, Oxford, v. 42, p. 189-198, 2012.

FREITAS, P. L.; BLANCANEAUX, P.; GAVINELLI, E.; LARRÉ-LARROUY, M. C.; FELLER, C. Nível e natureza do estoque orgânico de Latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 35, p. 157-170, 2000.

FRÖBERG, M.; BERGGREN, D.; BERGKVIST, B.; BRYANT, C.; KNICKER, H. Contributions of Oi, Oe and Oa horizons to dissolved organic matter in forest floor leachates. **Geoderma**, Amsterdam, v. 133, n. 3, p. 311-322, 2003.

FRÖBERG, M.; HANSON, P. J.; TRUMBORE, S. E.; SWANSTON, C. W.; TODD, D. E. Flux of carbon from ^{14}C -enriched leaf litter throughout a forest soil mesocosm. **Geoderma**, Amsterdam, v. 149, n. 3, p. 181-188, 2009.

FRÖBERG, M.; JARDINE, P. M.; HANSON, P. J.; SWANSTON, C. W.; TODD, D. E.; TARVER, J. R.; GARTEN, C. T. Low dissolved organic carbon input from fresh litter to deep mineral soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 71, p. 347-354, 2007.

GALDOS, M. V.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Soil carbon stocks under burned and unburned sugarcane in Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 153, n. 3-4, p. 347-352, 2009a.

GALDOS, M. V.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E.; PAUSTIAN, K.; VAN ANTWERPEN, R. Simulation of soil carbon dynamics under sugarcane with the CENTURY model. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 73, n. 3, p. 802-811, 2009b.

GLÓRIA, N.; ORLANDO FILHO, J. Aplicação de vinhaça: Um resumo e discussões sobre o que foi pesquisado. **Álcool & Açúcar**, São Paulo, v. 16, p. 32-39, 1984.

GOLDENBERG, J. Ethanol for a sustainable energy future. **Science**, Washington, DC, v. 315, n. 5813, p. 808-810, 2007.

GONÇALVES, S. L.; SARAIVA, O. F.; FRANCHINI, J. C.; TORRES, E. **Decomposição de resíduos de milho e soja em função do tempo e do manejo do solo**. Londrina: Embrapa Soja, 2010. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 3).

GRAHAM, M. H.; HAYNES, R. J.; MEYER, J. H. Changes in soil chemistry and aggregate stability induced by fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 53, p. 589-598, 2002.

GREENLAND, D. J.; WILD, A.; ADAMS, D. Organic matter dynamics in soils of the tropics-from myth to complex reality. In: LAL, R.; SANCHEZ, P. (Ed.). **Myths and science of soils of the tropics**. Madison: SSSA, 1992. chap. 2, p. 17. (SSSA Special Publication, 29). doi:10.2136/sssaspecpub29.c3.

GREGORICH, E. G.; BEARE, M. H. Physically uncomplexed organic matter. In: CARTER, M. R.; GREGORICH, E. G. (Ed.). **Soil sampling and methods of analysis**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2008. p. 607-661.

HAGEDORN, F.; BLASER, P.; SIEGWOLF, R. Elevated atmospheric CO₂ and increased N deposition effects on dissolved organic carbon-clues from delta C-13 signature. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 34, p. 355-366, 2002.

HASSINK, J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. **Plant and Soil**, Heidelberg, v. 191, p. 77-87, 1997.

HASSUANI, J. S.; LEAL, M. R. L. V.; MACEDO, I. C. **Biomass power generation – sugarcane bagasse and trash**. 1. ed. Piracicaba: PNUD/CTC, 2005. (Caminhos para a Sustentabilidade, 1).

HELFRICH, M.; LUDWIG, B.; BUURMAN, P.; FLESSA, H. Effect of land use on the composition of soil organic matter in density and aggregate fractions as revealed by solid-state C-13 NMR spectroscopy. **Geoderma**, Amsterdam, v. 136, n. 1, p. 331–341, 2006.

HEMWONG, S.; TOOMSAN, B.; CADISCH, G.; LIMPINUNTANA, V.; VITYAKON, P.; PATANOTHAI, A. Sugarcane residue management and grain legume crop effects on N dynamics, N losses and growth of sugarcane. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Heidelberg, v. 83, p. 135-151, 2009.

HILL, N. M.; PATRIQUIN, D. G. Evidence for the involvement of *Azospirillum brasilense* and *Helicomycetes roseus* in the aerobic nitrogen-fixing cellulolytic system from sugarcane, litter. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 22, p. 313-319, 1990.

JOAQUIM, A.; BELLINASSO, I.; DONZELLI, J.; QUADROS, A.; BARATA, M. Potencial e manejo de solos cultivados com cana-de-açúcar. In: SEMINÁRIO COPERSUCAR DE TECNOLOGIA AGRONÔMICA, 6., Piracicaba, 1994. **Anais...** Piracicaba: Centro de Tecnologia Copersucar, 1994. p. 1-10.

KALBITZ, K.; SOLINGER, S.; PARK, J.-H.; MICHALZIK, B.; MATZNER, E. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. **Soil Science**, Philadelphia, v. 165, p. 277-304, 2000.

KHAN, S. A.; MULVANEY, R. L.; ELLSWORTH, T. R.; BOAST, C. W. The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 36, p. 1821-1832, 2007.

KOLKA, R. K.; GRIGAL D. F.; VERRY E. S.; NATER E. A. Mercury and organic carbon relationships in streams draining forested upland peatland watersheds. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 28, p. 766-775, 1999.

KOLKA, R. K.; WEISBARNPEL, P.; FROBERG, M. Measurement and importance of dissolved organic carbon. In: HOOVER, C. M. **Field measurements for forest carbon monitoring: A landscape-scale approach**. Heidelberg: Springer, 2008.

KRAMER, M. G.; SOLLINS, P.; SLETTEN, R. S.; SWART, P. K. N isotope fractionation and measures of organic matter alteration during decomposition. **Ecology**, Brooklyn, v. 84, p. 2021-2025, 2003.

LAL, R. Challenges and opportunities in soil organic matter research. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 60, n. 2, p. 158–169, 2009.

LEIFELD, J.; KÖGEL-KNABNER, I. Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different land-use? **Geoderma**, Amsterdam, v. 124, n. 1, p. 143-155, 2005.

LIGO, M. A. V. **Efeito do manejo d palhada da cana-de-açúcar sobre a dinâmica da matéria orgânica e sua relação com os agregados do solo**. 2003. 76 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

LUCA, E. D.; FELLER, C.; CERRI, C. C.; BARTHÈS, B.; CHAPLOT, V.; CAMPOS, D. C.; MANECHINI, C. Avaliação de atributos físicos e estoques de carbono e nitrogênio em solos com queima e sem queima de canavial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 789-800, 2008.

MACEDO, I. C.; SEABRA, J. E. A.; SILVA, E. A. R. Greenhouse gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: the 2005/2006 averages and a prediction for 2020. **Biomass & Bioenergy**, Oxford, v. 32, p. 582-595, 2008.

MAIA, J. L. T.; RIBEIRO, M. R. Cultivo contínuo da cana-de-açúcar e modificações químicas de um Argissolo Amarelo fragipanico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, p. 1127-1132, 2004.

MANECHINI, C. Manejo agrônômico da cana-de-açúcar. In: SEMINÁRIO DE TECNOLOGIA AGRONÔMICA COPERSUCAR, 7., 1997, Piracicaba, SP. **Anais...** Piracicaba: Centro de Tecnologia Copersucar, 1997. p. 309-327.

MEIER, E. A.; THORBURN, P. J.; WEGENER, M. K.; BASFORD, K. E. The availability of nitrogen from sugarcane trash on contrasting soils in the wet tropics of north Queensland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Heidelberg, v. 75, p. 101-114, 2006.

MELILLO, J. M.; ABER, J. D.; LINKINS, A. E.; RICCA, A.; FRY, B.; NADELHOFFER, K. J. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: plant litter to soil organic matter. In *Ecology of Arable Land—Perspectives and Challenges*, Springer Netherlands, p. 53-62, 1989.

MENDONZA, H. N. S.; LIMA, E.; ANJOS, L. H. C.; SILVA, L. A.; CEDDIA, M. B.; ANTUNES, M. V. M. Propriedades químicas e biológicas de solo de tabuleiro cultivado com cana-de-açúcar com e sem queima da palhada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, p. 201-207, 2000.

MICHALZIK, B.; KALBITZ, K.; PARK, J.-H.; SOLINGER, S.; MATZNER, E. Fluxes and concentrations of dissolved organic carbon and nitrogen - a synthesis for temperate forests. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 52, p. 173-205, 2001.

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 1-18.

MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. M.; LOVATO, T.; FERNANDES, F. F.; DEBARBA, L. Manejo de solo e culturas e sua relação com os estoques de carbono e nitrogênio do solo. In: CURI, N.; MARQUES, J. J.; GUILHERME, L. R. G.; LIMA, J. M.; LOPES, A. S.; ALVAREZ V., V. H. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: SBCS, 2003. v. 3, p. 209-248.

MOZAMBINI, A. E.; PINTO, A. S.; SEGATO, S. V.; MATTIUZ, C. F. M. História e morfologia da cana-de-açúcar. In: SEGATO, S. V.; PINTO, A. S.; JENDIROBA, E.; NÓBREGA, J. C. M. **Atualização em produção de cana-de-açúcar**. Piracicaba: Prol Editora Gráfica, 2006. p. 11-18.

NEFF J. C.; ASNER G. P. Dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: synthesis and a model. **Ecosystems**, Heidelberg, v. 4, p. 29-48, 2001.

NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Total carbon, organic carbon and organic matter. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 50, n. 2, p. 539-579, 1986.

NYAKATAWA, E. Z.; REDDY, K. C.; SISTANI, K. R. Tillage, cover cropping, and poultry litter effects on selected soil chemical properties. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 58, p. 69-79, 2001.

OLIVEIRA, M. D. Sugarcane and ethanol production and carbon dioxide balances. In: PIMENTEL, D. (Ed.). **Biofuels, solar and wind as renewable energy systems**. New York: Springer, 2008. p. 215-230.

OLIVEIRA, M. W.; TRIVELIN, P. C. O.; GAVA, G. J. C.; PENATTI, C. P. Degradação da palhada de cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 56, n. 4, p. 803-809, 1999a.

OLIVEIRA, M. W.; TRIVELIN, P. C. O.; KINGSTON, G.; BARBOSA, M. H. P.; VITTI, A. C. Decomposition and release of nutrients from sugarcane trash in two agricultural environments in Brazil. In: AUSTRALIAN SOCIETY OF SUGAR CANE TECHNOLOGISTS, 24., 2002, Cairns. **Proceedings...** Cairns: D. M. Hogarth, 2002. p. 40.

OLIVEIRA, M. W.; TRIVELIN, P. C. O.; PENATTI, C. P.; PICCOLO, M. C. Decomposição e liberação de nutrientes da palhada de cana-de-açúcar em campo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 34, n. 12, p. 2359-2362, 1999b.

PAES, L. A. D.; OLIVEIRA, M. A. Potential trash biomass of sugar cane plant. In: HASSUANI, S. J.; LEAL, M. R. L. V.; MACEDO, I. C. **Biomass power generation**. Sugar cane bagasse and trash. Piracicaba: PNUD-CTC, 2005. (Série Caminhos para Sustentabilidade).

PATRIQUIN, D. G. Nitrogen fixation in sugarcane litter. **Biological Agriculture & Horticulture: An International Journal for Sustainable Production Systems**, London, v. 1, p. 39-64, 1982.

PINHEIRO, E. F. M.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C.; MACHADO, P. L. O. A. Fracionamento densimétrico da matéria orgânica do solo sob diferentes sistemas de manejo e cobertura vegetal em Paty do Alferes (RJ). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 4, p. 731-737, 2004.

PINHEIRO, E.; LIMA, E.; CEDDIA, M.; URQUIAGA, S.; ALVES, B.; BODDEY, R. **Estoques de carbono e nitrogênio num Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar**: influência da queima ou manutenção da palhada. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2007. 21 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 17).

PULROLNIK, K.; BARROS, N. F. DE; SILVA, I. R. Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e cerrado no Vale do Jequitinhonha – MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 1125-1136, 2009.

RASMUSSEN, P. E.; ALLMARAS, R. R.; ROHDE, C. R.; ROAGER JUNIOR, N. C. Crop residue influences on soil carbon and nitrogen in a wheat–fallow system. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, p. 596–600, 1980.

RAZAFIMBELO, T.; BARTHÈS, B.; LARRÉ-LARROUY, M. C. LUCA, E. F. D.; LAURENT, J. Y.; CERRI, C. C.; FELLER, C. Effect of sugarcane residue management (mulching versus burning) on organic matter in a clayey Oxisol from southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 115, n. 1-4, p. 285–289, 2006.

ROBERTSON, F. A.; THORBURN, P. A. Trash management—consequences for soil carbon and nitrogen. In: CONFERENCE OF THE AUSTRALIAN SOCIETY OF SUGAR CANE TECHNOLOGISTS, 2000, Bundaberg, Queensland, Australia. **Proceedings...** Bundaberg, Queensland, Australia: Australian Society of Sugar Cane Technologists, 2000. p. 225-229.

ROBERTSON, F. A.; THORBURN, P. J. Crop residue effects on soil C and N cycling under sugarcane. In: REES, R. M.; BALL, B. C.; CAMPBELL, C. D.; WATSON, C. A. (Ed.). **Sustainable management of soil organic matter**. Wallingford: CAB International, 2001. p. 112–119.

ROBERTSON, F. A.; THORBURN, P. J. Decomposition of sugarcane harvest residue in different climatic zones. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 45, p. 1-11, 2007a.

ROBERTSON, F. A.; THORBURN, P. J. Management of sugarcane harvest residues: Consequences for soil carbon and nitrogen. **Australian Journal of Soil Research**, v. 45, n. 1, p. 13–23, 2007b.

ROLIM, G. S.; CAMARGO, M. B. P.; LANIA, D. G.; MORAES, J. F. L. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o estado de São Paulo. **Bragantia**, Campinas, v. 66, n. 4, p. 711-720, 2007.

ROSCOE, R. O sequestro de carbono no plantio direto: possibilidade de contabilização. In: ROSCOE, R.; MERCANTE, F. M.; SALTON, J. C. **Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas**: modelagem matemática e simulação de sistemas. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2006. p. 43-62.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E. J.; VASCONCELLOS, C. A. Soil organic matter dynamics in density and particle size fractions as revealed by the $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ isotopic ratio in a Cerrado's Oxisol. **Geoderma**, Amsterdam, v. 104, p. 185–202, 2001.

ROSSI, C. Q.; PEREIRA, M. G.; LOSS, A.; GAZOLLA, P. R.; PERIN, A.; ANJOS, L. H. C. Changes in soil C and N distribution assessed by natural ^{13}C and ^{15}N abundance in a chronosequence of sugarcane crops managed with pre-harvest burning in a Cerrado area of Goiás, Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 170, p. 36-44, 2013.

SÁ, J. C. M.; CERRI, C. C.; LAL, R.; DICK, W. A.; PICCOLO, C. M.; FEIGL, B. E. Soil organic carbon and fertility interactions affected by a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 104 n. 1, p. 56-64, 2009.

SALVADOR, F. L. **Germinação e emergência de plantas daninhas em função da luz e da palha de cana-de-açúcar (*Saccharum spp.*)**. 2007. 84 f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

SANOMIYA, L. T.; ASSIS, L.C.; OLIVEIRA, J. A.; NAHAS, E. Mineralización de la paja de caña de azúcar en suelo adicionado con viñaza (subproducto de la industria del alcohol de caña de azúcar) y fertilizante nitrogenado. **Agricultura Técnica**, Santiago, Chile, v. 66, n. 1, p. 90-97, 2006.

SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo ecossistemas tropicais e subtropicais**. 1. ed. Porto Alegre: Ed. Genesis, 1999. 491 p.

SANTOS, T. M. C.; SANTOS, M. A. L.; SANTOS, C. G.; SANTOS, V. R.; PACHECO, D. S. Efeito da fertirrigação com vinhaça nos microrganismos do solo. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 22, n. 1, p. 155-160, 2009.

SANTOS, V. B.; CASTILHO, D. D.; CASTILHOS, R. M V.; PAULETTO, E. A.; GOMES, A. S.; SILVA, D. G. Biomassa, atividade microbiana e teores de carbono e nitrogênio totais de um Planossolo sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 10, n. 3, p. 333-338, 2004.

SANZONOWICZ, C. Recomendação e prática de adubação e calagem na região centro-oeste do Brasil. In: MATTOS, H. B. (Ed.). **Calagem e adubação de pastagens**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1986. p.309-334.

SAS INSTITUTE. **Statistical Analysis Sytem. 9.2**. Cary, NC, 2009.

SEGATO, S. V.; PEREIRA, L. L. Colheita da cana-de-açúcar: corte manual. In: SEGATO, S. V.; PINTO, A. S.; JENDIROBA, E. (Ed.). **Atualização em produção de cana-de-açúcar**. Piracicaba: CP 2, 2006. p. 319-332.

SILVA, D. J.; QUEIROZ, A. C. **Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos**. 3. ed. Viçosa: UFV, 2006. 235 p.

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

SILVA, M. S. L.; RIBEIRO, M. R. Influência do cultivo contínuo da cana-de-açúcar nas propriedades químicas de solos argilosos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 30, p. 389-394, 1995.

SILVEIRA, A. P.D.; FREITAS, S. S. **Microbiota do solo e qualidade ambiental**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2007. 312 p.

SILVEIRA, P. M.; BRAZ, A. J. B. P.; KLIEMANN, H. J.; ZIMMERMANN, F. J. P. Adubação nitrogenada no feijoeiro cultivado sob plantio direto em sucessão de culturas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 40, n. 4, p. 377-381, 2005.

SIX, J.; BOSSUYT, H.; DEGRYZE, S.; DENEFF, K. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 79, n. 1, p. 7-31, 2004.

SIX, J.; JASTROW, J. D. Organic matter turnover. In: LAL, R. (Ed.). **Encyclopedia of soil science**. New York: Marcel Dekker, 2002. p. 936-942.

SMITH, B. N.; BENEDICT, C. R. Carbon isotopic ratios of chemical constituents of *Panicum maximum* L. **Plant and Cell Physiology**, Oxford, v. 15, p. 949-951, 1974.

SMITH, B. N.; EPSTEIN, S. Two categories of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios for higher plants. **Plant Physiology**, Rockville, v. 47, n. 3, p. 380-384, 1971.

SMITH, P. How long before a change in soil organic matter can be detected? **Global Change Biology**, Hoboken, v. 10, p. 1878-1888, 2004.

SOUZA, E. D.; COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; CARVALHO, P. C. F.; ANDRIGUETI, M.; CAO, E. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio no solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 1829-1836, 2009.

SOUZA, R. A.; TELLES, T. S.; MACHADO, W.; HUNGRIA, M.; GUIMARÃES, M. D. F. Effects of sugarcane harvesting with burning on the chemical and microbiological properties of the soil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.155, p. 1-6, 2012.

SOUZA, Z. M.; PRADO, R. D. M.; PAIXÃO, A. C. S.; CESARIN, L. G. Sistemas de colheita e manejo da palhada de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 40, n. 3, p. 271-278, 2005.

SPAIN, A. V.; HODGEN, M. J. Changes in the composition of sugarcane harvest residues during decomposition as a surface mulch. **Biology and Fertility of Soils**, Heidelberg, v. 17, p. 225-231, 1994.

SPAIN, A.; FEUVRE, R. Stable C and N isotope values of selected components of a tropical australian sugarcane ecosystem. **Biology and Fertility of Soils**, Heidelberg, v. 24, p. 118-122, 1997.

STEINBEISS, S.; TEMPERTON, V. M.; GLEIXNER, G. Mechanisms of short-term soil carbon storage in experimental grasslands. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 40, n. 10, p. 2634-2642, 2008.

STEWART, C. E.; PLANTE, A. F.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T.; SIX, J. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, n. 2, p. 379-392, 2008.

SUMAN, A.; SINGH, K. P.; SINGH, P.; YADAV, R. L. Carbon input, loss and storage in sub-tropical Indian Inceptisol under multi-ratooning sugarcane. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 104, n. 2, p. 221-226, 2009.

SUTTON, M. R.; WOOD, A. V.; SAFFIGNA, P. G. Long-term effects of green cane trash retention on Herbert River soils. In: WILSON, J. R.; HOGARTH, D. M.; CAMPBELL, J. A.; GARSIDE, A. L. (Ed.). **Sugarcane**: research towards efficient and sustainable production. Brisbane: CSIRO, Division of Tropical Crops and Pastures, 1996. p. 178-180.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2004. 719 p.

TEIXEIRA, L. G.; CORRADI, M. M.; FUKUDA, A.; PANOSSO, A. R.; REICOSKY, D.; LOPES, A. Soil and crop residue CO₂-C emission under tillage systems in sugarcane-producing areas of southern Brazil. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 70, n. 5, p. 327-335, 2013.

THOMAS, R. J.; ASAKAWA, N. M. Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 25, p. 1351-1361, 1993.

THORBURN, P. J.; PROBERT, M. E.; ROBERTSON, F. A. Modelling decomposition of sugar cane surface residues with APSIM-Residue. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 70, p. 223-232, 2001.

THORBURN, P. J.; HORAN, H. L.; BIGGS, J. S. The impact of trash management on sugarcane production and nitrogen management: a simulation study. In: CONFERENCE OF THE AUSTRALIAN SOCIETY OF SUGAR CANE TECHNOLOGISTS, 2004, Brisbane, Queensland, Australia. **Proceedings...** Brisbane, Queensland, Australia: Australian Society of Sugar Cane Technologists, 2004. p. 1-12.

THORBURN, P. J.; KEATING, B. A.; ROBERTSON, F. A.; WOOD, A. W.; HOGARTH, D. M. Long-term changes in soil carbon and nitrogen under trash blanketing. In: CONFERENCE OF THE AUSTRALIAN SOCIETY OF SUGAR CANE TECHNOLOGISTS, 2000, Bundaberg, Queensland, Australia. **Proceedings...** Bundaberg, Queensland, Australia: Australian Society of Sugar Cane Technologists, 2000. p. 217-224.

THORBURN, P. J.; MEIER, E. A.; COLLINS, K.; ROBERTSON, F. A. Changes in soil carbon sequestration, fractionation and soil fertility in response to sugarcane residue retention are site-specific. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 120, p. 99-111, 2012.

TORQUATO, S. A.; MARTINS, R.; RAMOS, F. S. Cana-de-açúcar no Estado de São Paulo: eficiência econômica das regiões novas e tradicionais de produção. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 39, n. 5, p. 92-99, 2009.

TRIVELIN, P. C. O.; VITTI, A. C.; OLIVEIRA, M. D.; GAVA, G. J. C.; SARRIÉS, G. A. Utilização de nitrogênio e produtividade da cana-de-açúcar (cana-planta) em solo arenoso com incorporação de resíduos da cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 3, p. 637-646, 2002.

UNICA – União das Indústrias de Cana-de-Açúcar. Disponível em: Unica.com.br/download.php?idSecao=17&id=29534473. Acesso em: 27 ago. 2014.

URQUIAGA, S.; BODDEY, R.; OLIVEIRA, O. C.; LIMA, E.; GUIMARÃES, D. H. V. **A importância de não queimar a palha na cultura da cana-de-açúcar**. Seropédica: EMBRAPA, CNPDS, 1991. 6 p. (Comunicado Técnico, 5).

USELMAN, S. M.; QUALLS, R. G.; LILIENFEIN, J. Contribution of root vs. leaf litter to dissolved organic carbon leaching through soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 71, p. 1555-1563, 2007.

VAN SOEST, P. J.; ROBERTSON, J. B.; LEWIS, B. A. Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and non-starch polysaccharides in relation to animal nutrition. **Journal of Dairy Science**, Lancaster, v. 74, n. 10, p. 3583-3597, 1991.

VEZZANI, F. M. **Qualidade do sistema solo na produção agrícola**. 2001. 184 p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

VITORELLO, V. A.; CERRI, C. C.; ANDREUX, F.; FELLER, C.; VICTORIA, R. L. Organic matter and natural carbon-13 distribution in forested and cultivated Oxisols. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 53, p. 773-778, 1989.

VITTI, A. C.; TRIVELIN, P. C. O.; CANTARELLA, H.; FRANCO, H. C. J.; FARONI, C. E.; OTTO, R.; TRIVELIN, M. O.; TOVAJAR, J. G. Mineralização da palhada e crescimento de raízes de cana-de-açúcar relacionados com a adubação nitrogenada de plantio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2757-2762, 2008.

VITTI, A. C.; TRIVELIN, P. C. O.; GAVA, G. J. C.; PENATTI, C. P.; BOLOGNA, I. R.; FARONI, C. E.; FRANCO, H. C. J. Produtividade da cana-de-açúcar relacionada ao nitrogênio residual e do sistema radicular. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 42, n. 2, p. 249-256, 2007.

WATSON, R. T. **Climate Change 2001**: Synthesis report third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge: Cambridge University Press, 2001. 397 p.

YANO, Y.; LAJTHA, K.; SOLLINS, P.; CALDWELL, B.A. Chemistry and dynamics of dissolved organic matter in a temperate coniferous forest on Andic soils: effects of litter quality. **Ecosystems**, Heidelberg, v. 8, n. 3, p. 286-300, 2005.

ZOTELLI, L. C. **Palha e vinhaça**: emissões de CO₂, N₂O e CH₄ em solos com cana-de-açúcar. 2012. Dissertação (Gestão de Recursos Ambientais) – Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, 2012.

APÊNDICES

Apêndice B - Croqui do experimento 2 de coleta do COD nos tratamentos com diferentes doses de palhada depositada sobre o solo e duas práticas de manejo com a dose padrão (14 Mg ha^{-1}) irrigado com vinhaça (14 Mg ha^{-1} vin) e incorporada ao solo (14 Mg ha^{-1} inc)

Carreador				
187 21,0 t/ha	194 21,0 t/ha	201 14 t/ha inc	208 0 t/ha	215 7,0 t/ha
186 3,5 t/ha	193 14 t/ha vin	200 0 t/ha	207 21,0 t/ha	214 3,5 t/ha
185 14 t/ha vin	192 14,0 t/ha	199 21,0 t/ha	206 14 t/ha inc	213 14 t/ha vin
184 0 t/ha	191 7,0 t/ha	198 14,0 t/ha	205 7,0 t/ha	212 14,0 t/ha
183 14 t/ha inc	190 0 t/ha	197 3,5 t/ha	204 14,0 t/ha	211 0 t/ha
182 7,0 t/ha	189 3,5 t/ha	196 7,0 t/ha	203 14 t/ha vin	210 14 t/ha inc
181 14,0 t/ha	188 14 t/ha inc	195 14 t/ha vin	202 3,5 t/ha	209 21,0 t/ha
entrelinha	entrelinha	entrelinha	entrelinha	entrelinha
Experimento 1 (decomposição palhada)				

Apêndice C - Croqui do experimento de diferentes doses de palhada depositadas sobre o solo em ciclos agrícolas consecutivos para avaliação do C e N do solo

