

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO

WALANE MARIA PEREIRA DE MELLO IVO

**DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA EM ÁREAS DE PRODUÇÃO  
DE CANA-DE-AÇÚCAR COLHIDA CRUA E QUEIMADA,  
NO NORDESTE DO BRASIL**

RECIFE  
2012

WALANE MARIA PEREIRA DE MELLO IVO

**DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA EM ÁREAS DE PRODUÇÃO  
DE CANA-DE-AÇÚCAR COLHIDA CRUA E QUEIMADA,  
NO NORDESTE DO BRASIL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Pernambuco como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares para obtenção do título de Doutor em Tecnologias Energéticas e Nucleares, Área de Concentração: Aplicação de Radioisótopos na Agricultura e Meio Ambiente.

RECIFE  
2012

Catálogo na fonte  
Bibliotecário Rosineide Mesquita Gonçalves Luz, CRB-4 / 1361

M527d Mello Ivo, Walane Maria Pereira de.  
Dinâmica da matéria orgânica em áreas de produção de cana-de-açúcar colhida crua e queimada, no Nordeste do Brasil / Walane Maria Pereira de Mello Ivo. - Recife: O Autor, 2012.  
143f., il., gráfs. tabs.

Orientador: Prof. Dr. Ignacio Hernán Salcedo.  
Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco.  
CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2012.

Inclui Referências e Anexos.

1. Energia nuclear. 2. Estoque de Carbono. 3. Respiração do Solo. 4. Tempo de Residência Média. 5. Comunidade Microbiana do Solo. 6. Ácidos Graxos. 7. <sup>13</sup>C. I. Salcedo, Ignacio Hernán (Orientador). II. Título.

221.48 CDD (22. ed.)

UFPE  
BCTG/2011-277

**DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA EM ÁREAS DE PRODUÇÃO  
DE CANA-DE-AÇÚCAR COLHIDA CRUA E QUEIMADA, NO  
NORDESTE DO BRASIL.**

Walane Maria Pereira de Mello Ivo

APROVADA EM: 21.08.2012

ORIENTADOR: Prof. Dr. Ignacio Hernán Salcedo

COMISSÃO EXAMINADORA:

---

**Prof. Dr. Ignacio Hernán Salcedo-DEN/UFPE**

---

**Prof. Dr. Everardo Valadares de Sá Barreto Sampaio-DEN/UFPE**

---

**Profa. Dra. Raffaella Rossetto-APTA/Instituto Agronômico de Campinas**

---

**Prof. Dr. Marcelo Ferreira Fernandes-CPATC/Embrapa**

---

**Profa. Dra. Euzelina dos Santos Borges Inácio-DB/UFPE**

Visto e permitida a impressão

---

**Coordenador do PROTEN/DEN/UFPE**

A Clara e Gabriel, por sobreviverem facilmente às minhas ausências, pelo apoio incondicional a esta parte do meu projeto de vida e por me provarem que “Qualquer amor já é um pouquinho de saúde, um descanso na loucura”.

A meus pais, Graziela e Waldemar, por sempre propiciarem o apoio material e imaterial para os meus estudos. Uma dívida eterna.

## AGRADECIMENTOS

Ao meu dileto orientador, prof. Ignacio Hernán Salcedo, pela constante solicitude na orientação e por suas indagações, que sempre me fizeram pensar um pouco mais, me mostrando que “Vivendo, se aprende; mas o que se aprende, mais, é só a fazer maiores perguntas”.

Ao governo brasileiro, por meio da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária — Embrapa, por ter financiado, mais uma vez, os meus estudos.

Ao pesquisador da Embrapa Tabuleiros Costeiros e amigo, Marcelo Ferreira Fernandes, por ter exercido verdadeiramente o papel de conselheiro acadêmico e por ter me permitido um segundo olhar sobre a microbiologia do solo, apresentando-me o mundo da diversidade microbiana.

Ao pesquisador da Embrapa, Antônio Dias Santiago, por sempre me lembrar da importância de “sair” para o doutorado e pelo apoio ao trabalho, como Coordenador da UEP.

Ao pesquisador da Embrapa Agrobiologia, Segundo Urquiaga, pela indispensável parceria nas análises de  $^{13}\text{C}$ .

Ao professor do Departamento de Energia Nuclear, Everardo Sampaio, pela sua participação no meu Comitê de Acompanhamento.

Aos técnicos da Embrapa Tabuleiros Costeiros, José Carlos Santos e Diógenes dos Anjos, pela inestimável ajuda nos trabalhos de campo.

Às Usinas Coruripe e Triunfo, pela disponibilização das áreas experimentais e pelo suporte nas atividades de campo. Especialmente ao agrônomo da Usina Coruripe, Dr. Laércio Vitorino da Silva, pelos importantes relatos do histórico de cada área estudada, feitos de forma tão solícita e atenciosa.

Aos técnicos agrícolas Eraldo Barros Júnior (Usina Coruripe) e Manoel Gomes (Usina Triunfo), a quem não posso deixar de agradecer eternamente pelo profissionalismo, responsabilidade e atenção com que atenderam a cada uma de minhas infinitas demandas.

A todos os trabalhadores de campo das duas usinas acima citadas, aos quais presto minha homenagem nas pessoas de “Seu” Zé Francisco e de Silaelson, sem os quais eu não conseguiria realizar este trabalho.

Aos profissionais da Embrapa Tabuleiros Costeiros, que exercendo de forma extremamente eficiente as suas funções, me permitiram a realização deste curso:

- Paulo Albuquerque e Ronaldo Resende, como Coordenador da UEP e Chefe de P&D, respectivamente.

- Imperatriz Melo e Edgard Sarmiento, com o cuidadoso suporte na Gestão de Pessoas.
- Guedes, Daise, Robinson, Roberto, Robson, Ítalo, Diva e Daniel, em cada laboratório onde fui carinhosamente recebida.
- Carlos Alberto e Cida, “suportando-me” sempre de forma acolhedora na informática e editoração; da mesma forma que Josete e Tácia, na biblioteca.
- Severino, Edilson e Messias, principalmente pela boa conversa durante a preparação das amostras.

Ao estagiário da Embrapa Tabuleiros Costeiros, Elienai Ferreira da Silva, pelo inestimável apoio na realização das análises.

Aos colegas da Embrapa Solos/UEP Recife, Dr. José Coelho de Araújo Filho e Aldo Pereira Leite, pela classificação dos perfis de solo.

Ao Nivaldo, Tais, Bryane, Tadeu, Lucas e Marcelo, pelo suporte com as amostras de <sup>13</sup>C, nitrogênio e microbiologia.

Aos amigos Priscila, Laerte, Dario, Patrícia, Sandra, Fábio, Ângelo e Tâmara, por terem feito do Recife um bom lugar para se estar.

À Claudenice, Gilberto, Pedrinho, Magali e Nilvânia, pela forma acolhedora com que me receberam no Departamento de Energia Nuclear da UFPE.

Ao meu primo Denis e a tia Angelita, pelo carinho nos momentos de saída de Maceió e chegada ao Recife.

Comovo-me bestamente nesta campina  
com o mugido de um boi que ignora  
pastar para ser matéria do meu pasto.

Há cem anos era aqui densa mata,  
e um outro humano se comovia  
com o canto de pássaros sem conta  
luzindo na sombra das copas.

Outros cem anos decorrerão  
até que em deserto se converta esta campina. Pouco importa.  
Alguém, então, celebrará a seiva e a beleza  
que há nos danos e nas dunas  
e nas perdas e nas pedras  
e nas ruínas.

(Sidney Wanderley, *Ecologia*, em *Dias de Sim*)

## SUMÁRIO

RESUMO.....	10
ABSTRACT.....	12
<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>18</b>
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>21</b>
2.1 O ciclo global do carbono.....	21
2.2 Mudanças de uso da terra e o C do solo.....	22
2.3 Abundância natural do <sup>13</sup> C nos estudos de mudança de uso da terra.....	24
2.4 Mecanismos de estabilização do C no solo.....	26
2.5 Emissão de CO <sub>2</sub> do solo: Respiração autotrófica x heterotrófica.....	29
2.5.1. A respiração do solo .....	29
2.5.2 Partição do carbono da respiração do solo.....	31
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>33</b>
3.1 <i>Experimento 1: Impacto da mudança do uso do solo no estoque e na dinâmica do carbono orgânico em solos de mata atlântica, cultivados com cana-de-açúcar, no Nordeste do Brasil.....</i>	33
3.1.1 Local e desenho experimental.....	33
3.1.2 Amostragem e análises do solo e da planta.....	34
3.1.3 Cálculos.....	35
3.1.4 Estatística .....	37
3.2 <i>Experimento 2: Efeito do manejo dos resíduos da cana-de-açúcar no estoque de carbono em solos do Nordeste do Brasil.....</i>	37
3.2.1 Local e desenho experimental.....	37
3.2.2 Amostragem do solo.....	42
3.2.2.1 Estoque de carbono.....	42
3.2.3 Matéria orgânica particulada leve (MOPL).....	42
3.2.4 Carbono da biomassa microbiana e carbono solúvel no solo.....	43
3.2.5 Coeficiente metabólico.....	43
3.2.6 Estrutura taxonômica da comunidade microbiana.....	44
3.2.7 Agregação do solo.....	45
3.2.8 Estatística.....	46
3.3 <i>Experimento 3: Balanço de carbono e emissão sazonal de CO<sub>2</sub> influenciados pelo manejo dos resíduos da cana-de-açúcar.....</i>	46
3.3.1 Local e desenho experimental.....	46
3.3.2 Produção e decomposição da parte aérea da cana.....	46
3.3.3 Produção e decomposição de raízes da cana.....	47
3.3.4 Fluxo de CO <sub>2</sub> do solo em campo.....	48
3.3.5 Temperatura e umidade do solo.....	49
3.3.6 Produtividade da cana-de-açúcar e balanço de carbono.....	49
3.3.7 Estatística.....	50
<b>4. RESULTADOS.....</b>	<b>51</b>
4.1 Impacto da mudança do uso do solo no estoque e na dinâmica do carbono orgânico em solos de mata atlântica, cultivados com cana-de-açúcar, no Nordeste do Brasil.....	51
4.1.1 Características do solo.....	51

4.1.2	Concentração e estoque de carbono no solo.....	53
4.1.3	Análises do $\delta^{13}\text{C}$ e o tempo de residência do carbono no solo.....	55
4.2	Efeito do manejo dos resíduos da cana-de-açúcar no estoque de carbono em solos do Nordeste do Brasil.....	59
4.2.1	Características do solo.....	59
4.2.2	Características microbiológicas: CBM, respiração e estrutura da comunidade microbiana.....	64
4.2.3	Agregação do solo.....	69
4.2.4	Estoques e taxas de sequestro de C no solo.....	75
4.3	Emissão de $\text{CO}_2$ e balanço de carbono influenciados pelo manejo dos resíduos da cana-de-açúcar.....	75
4.3.1	Produção de palhada, raízes e colmos da cana.....	75
4.3.2	Decomposição de palhada e raízes da cana-de-açúcar.....	77
4.3.3	Temperatura e umidade do solo em áreas de cana colhida crua e queimada.....	79
4.3.4	Emissões autotróficas e heterotróficas de $\text{CO}_2$ do solo.....	83
4.3.5	Balanço de C.....	88
<b>5.</b>	<b>DISCUSSÃO.....</b>	<b>89</b>
5.1	Impacto da mudança do uso do solo no estoque e na dinâmica do carbono orgânico em solos de mata atlântica, cultivados com cana-de-açúcar, no Nordeste do Brasil.....	89
5.1.1	Características do solo.....	89
5.1.2	Concentração e estoque de carbono no solo.....	91
5.1.3	Análises do $\delta^{13}\text{C}$ e o tempo de residência do carbono no solo.....	97
5.2	Efeito do manejo dos resíduos da cana-de-açúcar no estoque de carbono em solos do Nordeste do Brasil.....	105
5.2.1	Características do solo.....	105
5.2.2	Características microbiológicas: CBM, respiração e estrutura da comunidade microbiana.....	108
5.2.3	Agregação do solo.....	111
5.2.4	Estoques e taxas de sequestro de C no solo.....	114
5.3	Emissão de $\text{CO}_2$ e balanço de carbono influenciados pelo manejo dos resíduos da cana-de-açúcar.....	116
5.3.1	Produção de palhada, raízes e colmos da cana.....	116
5.3.2	Decomposição de palhada e raízes da cana-de-açúcar.....	117
5.3.3	Temperatura e umidade do solo em áreas de cana colhida crua e queimada.....	119
5.3.4	Emissões autotróficas e heterotróficas de $\text{CO}_2$ do solo.....	119
5.3.5	Balanço de C.....	123
<b>6.</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>125</b>
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>126</b>
	<b>APÊNDICE</b>	

# DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA EM ÁREAS DE PRODUÇÃO DE CANA-DE-AÇÚCAR COLHIDA CRUA E QUEIMADA, NO NORDESTE DO BRASIL

WALANE MARIA PEREIRA DE MELLO IVO

## RESUMO

As mudanças de uso do solo afetam a dinâmica do carbono (C), podendo causar diminuição significativa do estoque deste elemento no solo, refletindo-se em aumento de emissões de gases de efeito estufa e diminuição da fertilidade. Desta forma, o desenvolvimento de sistemas de produção da cana-de-açúcar que permitam evitar a perda de C do solo, ou até sequestrar C, deverá aumentar a competitividade agrícola e ambiental desta cultura. O objetivo deste trabalho foi estudar a dinâmica da matéria orgânica dos solos dos tabuleiros costeiros do Nordeste cultivados com cana-de-açúcar colhida crua e queimada. De forma mais específica, buscou-se: (1) Quantificar o estoque do carbono orgânico do solo em cronosequência de cultivo de cana-de-açúcar colhida queimada e do solo sob o ecossistema florestal de Mata Atlântica, determinando o tempo de residência média (TRM) do carbono orgânico originário da floresta; (2) Quantificar a variação do estoque da carbono orgânico do solo em sistemas de produção da cana-de-açúcar submetida à colheita crua e queimada; (3) Quantificar as variações de alguns atributos do solo decorrentes da mudança do manejo da colheita de cana queimada para cana crua; (4) Quantificar a entrada de material orgânico (palhada e raízes) e a taxa de decomposição destes em sistemas de produção da cana-de-açúcar submetida à colheita com e sem despalha a fogo; (5) Determinar a emissão de C-CO<sub>2</sub> do solo e construir um balanço anual de carbono para a socaria da cana-de-açúcar. Para este estudo, foi utilizada uma cronosequência com mata nativa e cana-de-açúcar colhida queimada por cinco, 15 e 35 anos, fazendo-se uso da determinação da abundância natural do <sup>13</sup>C para o cálculo do TRM. Áreas sob colheita de cana crua por três e oito anos também foram estudadas. O cultivo da cana modificou alguns atributos do solo, provocando aumento da densidade do solo e do fósforo disponível, redução dos teores de cálcio e magnésio, carbono orgânico e capacidade de troca de cátions do solo. O estoque de C do solo, até 100 cm de profundidade, foi reduzido de 259 Mg ha<sup>-1</sup>, sob mata, para 148 Mg ha<sup>-1</sup>, sob cana queimada, depois de 35 anos de cultivo; com taxa de perda anual de C de 3,0% (k = 0,308 ano<sup>-1</sup>) para os primeiros 20 cm do solo e de 1,9% (k = 0,019 ano<sup>-1</sup>) para todo o perfil (100 cm). Os TRM do C da mata nos Argissolos dos tabuleiros costeiros, cultivados com cana-de-açúcar, situaram-se nas faixas de: (1) 20,1 a 28,8 anos para as camadas de 0-5 a 20-30 cm; (2)

43,7 a 73,7 anos para as de 30-40 a 60-80 cm; (3) e na casa dos milhares de anos na camada de 80-100 cm. Para os primeiros vinte centímetros do perfil, este tempo foi 1,6 vezes menor que o tempo médio que o C reside nos solos cultivados com cana, na região Sudeste do Brasil. A implementação da colheita da cana crua alterou alguns atributos do solo, levando à diminuição da densidade e da temperatura do solo, aumento do potássio trocável, do diâmetro médio ponderado e da estabilidade de agregados e da umidade na superfície do solo. Também modificou a estrutura da comunidade microbiana, associando este tipo de colheita aos ambientes com menor grau de estresse microbiano. Em relação ao solo sob cana colhida queimada, o aumento do estoque de C nos Argissolos Amarelos dos tabuleiros costeiros, cultivados com cana colhida crua, foi de 10,6 Mg ha<sup>-1</sup>, com taxas anuais de sequestro de C iguais a 1,3 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Os balanços de C negativos estimados sob cana colhida queimada (-2,9 e -2,2 Mg de C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) sugeriram que, para as socarias, o solo sob este tipo de colheita atuou como uma fonte de C-CO<sub>2</sub>. Por outro lado, os balanços foram positivos sob cana crua (+1,1 e + 0,7 Mg de C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), com o solo apresentando-se como um possível sumidouro de C. Estes resultados mostraram que os estoques de C no solo sob Mata Atlântica são altos e muito susceptíveis ao cultivo do solo, uma vez que a estabilização do carbono nestes solos arenosos reside, principalmente, em mecanismos de proteção física. Os resultados também demonstram que algumas práticas de manejo do solo podem aumentar os níveis de carbono, mediante a adição de grandes quantidades de biomassa e a minimização do revolvimento do solo.

**PALAVRAS-CHAVES:** estoque de carbono, respiração do solo, tempo de residência média, comunidade microbiana do solo, ácidos graxos, <sup>13</sup>C.

## **ORGANIC MATTER DYNAMICS IN BURNED AND UNBURNED SUGARCANE AREAS, IN NORTHEAST OF BRAZIL**

WALANE MARIA PEREIRA DE MELLO IVO

### **ABSTRACT**

Land use changes affect carbon dynamics, and may thus significantly reduce the stock of this element in the soil, increasing greenhouse gas emissions and reducing soil fertility. Therefore, the development of sugarcane production systems that permit to avoid soil C loss, or even rise the carbon storage, would increase the competitiveness for this specific crop from both agricultural and environmental perspectives. The objective of this work was to study the dynamics of organic matter in soils cultivated with burned and unburned sugarcane, in the Brazilian Northeast. More specifically, the aims were to: (1) To quantify soil carbon stocks in a chronosequence of burned sugarcane and to determine the carbon mean residence time (MRT); (2) To quantify the variation of soil carbon stocks in burned and unburned sugarcane production systems; (3) To assess the variations of some soil attributes resulting from changing the type of sugarcane harvest; (4) To quantify the input of organic material (straws and roots) and its decomposition rate in burned and unburned sugarcane areas; (5) To determine the soil C-CO<sub>2</sub> emission and create an annual carbon balance for sugarcane ratoon. The chronosequence used in this study consisted of a native forest and burned sugarcane areas with five, 15 and 35 years of cultivation. MRT was determined using the <sup>13</sup>C natural abundance method. Sugarcane areas harvested without burning for three and eight years were also studied. Sugarcane cultivation changed some soil attributes, increasing soil density and available phosphorus, reducing calcium and magnesium levels, organic carbon and cation exchange capacity. The soil C stock, down to 100 cm of depth, was reduced from 259 Mg ha<sup>-1</sup>, under the forest, to 148 Mg ha<sup>-1</sup>, under sugarcane areas harvested with the use of fire, after 35 years of cultivation. Annual C loss rates of 3.0% ( $k = 0.308 \text{ year}^{-1}$ ), for the first 20 cm of soil, and of 1.9% ( $k = 0.019 \text{ year}^{-1}$ ), for the whole profile (100 cm) were measured. The MRT of soil forest C in the coastal tablelands soils cultivated with sugarcane, ranged between: (1) 20.1 and 28.8 years for the layers of 0-5 to 20-30 cm; (2) 43.7 to 73.7 years for those of 30-40 to 60-80 cm; (3) and in the thousands of years for the layer of 80-100 cm. In the first twenty centimeters of the profile, MRT was 1.6 times smaller than that from soils cultivated with sugarcane, in Southern Brazil. The implementation of unburned sugarcane harvest changed some soil attributes, reducing soil density and temperature, and increasing exchangeable

potassium, aggregate mean weight diameter and stability, and soil surface moisture. It also changed the microbial community structure, associating this type of harvest to environments with a smaller degree of microbial stress. Regarding the soil under areas harvested with the use of fire, the increase in C stocks in the coastal tablelands soils cultivated with unburned sugarcane was  $10.6 \text{ Mg ha}^{-1}$ , with annual sequestration rate of C equal to  $1.3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ . The negative C balances of the soil under burned sugarcane ( $-2.9$  and  $-2.2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ) suggested that, for ratoon, the soil in areas with this type of harvesting acted as a source of C- $\text{CO}_2$ . On the other hand, the balances were positive for soils under unburned areas ( $+1.1$  and  $+0.7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ), with the soil being a possible C sink. These results showed that the soil C stocks under the Atlantic Forest are high and very susceptible to soil cultivation, as C stabilization in these sandy soils lies, mainly, in physical protection mechanisms. Furthermore, the results also show that some soil management practices may increase C levels, by adding a large amount of biomass and minimizing soil tillage.

**KEYWORDS:** carbon stock, soil respiration, mean residence time, soil microbial communities, fatty acids,  $^{13}\text{C}$ .

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	Precipitação pluviométrica do município de Boca da Mata, Alagoas, nos anos de 2009 e 2010. Fazenda Sossego.....	39
Figura 2	Precipitação pluviométrica do município de Boca da Mata, Alagoas, nos anos de 2009 e 2010. Fazenda Alvorada.....	41
Figura 3	Concentrações de carbono orgânico ( $\text{g kg}^{-1}$ ) em Argissolos Amarelos fragipânicos sob Mata Atlântica e sob cultivo com cana-de-açúcar colhida queimada, por cinco, 15 e 35 anos.....	54
Figura 4	Abundância natural do $^{13}\text{C}$ em Argissolos Amarelos fragipânicos sob Mata Atlântica e sob cultivo com cana-de-açúcar colhida queimada, por cinco, 15 e 35 anos.....	56
Figura 5	Proporção de originário da mata e de carbono derivado da cana em Argissolos Amarelos fragipânicos sob cultivo com cana-de-açúcar colhida queimada, por cinco (A), 15 (B) e 35 (C) anos.....	57
Figura 6	Dinâmica do carbono total do solo (Ct), do carbono derivado da Mata Atlântica (Cdm) e do C derivado da cana-de-açúcar (Cdc) colhida queimada e cultivada, por 5, 15 e 35 anos, nas camadas de 0-20 cm (A) e 0-100 cm (B).....	58
Figura 7	Concentrações de carbono orgânico ( $\text{g kg}^{-1}$ ) em Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar submetida à colheita com (queima) e sem (crua) despalha a fogo, por três anos. ....	63
Figura 8	Concentrações de carbono orgânico ( $\text{g kg}^{-1}$ ) em Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar submetida à colheita com (queima) e sem (crua) despalha a fogo, por oito anos. ....	63
Figura 9	Respiração basal do solo em áreas de cana-de-açúcar colhida crua e queimada, por três (A, ano 2011) e oito anos (B, ano 2009). Barras indicam o erro padrão da média.....	66
Figura 10	Gráfico de escalonamento multidimensional não métrico (NMS) representando diferenças na estrutura da comunidade microbiana de amostras de solo de áreas com sistema de colheita de cana-de-açúcar crua e queimada, nas fazendas Sossego ( três anos) e Alvorada (oito anos), no Estado de Alagoas.....	67
Figura 11	Distribuição de tamanho de agregados do solo em área de cana-de-açúcar colhida crua e queimada, por três anos, para as profundidades de 0-5 cm, 5-10 cm e 10-15 cm.....	70
Figura 12	Distribuição de tamanho de agregados do solo em área de cana-de-açúcar colhida crua e queimada, por oito anos, para as profundidades de 0-5 cm, 5-10 cm e 10-15 cm. ....	72
Figura 13	Diâmetro médio ponderado de agregados do solo em área de cana-de-açúcar colhida crua e queimada, por três (A) e oito anos (B), para as profundidades de 0-5 cm, 5-10 cm e 10-15 cm.....	73
Figura 14	Decomposição da palhada de cana-de-açúcar colhida crua, em Argissolo Amarelo, nos anos de 2008 e 2009.....	77

Figura 15	Decomposição de raízes de cana-de-açúcar colhida crua e queimada, em Argissolo Amarelo, nos anos de 2009 (A) e 2010 (B).....	79
Figura 16	Temperatura do solo (5 cm) sob cana colhida crua e queimada, com a presença de plantas (RM). (A) Área com três anos e (B) Área com oito anos.....	80
Figura 17	Umidade volumétrica do solo (0-10 cm) sob cana colhida crua e queimada, com (RM) e sem (M) a presença de plantas, na área com três anos. (A) Queima com planta (RM) x Crua com planta (RM); (B) Queima sem planta (M) x Crua sem planta (M).....	81
Figura 18	Umidade volumétrica do solo (0-10 cm) sob cana colhida crua e queimada, com (RM) e sem (M) a presença de plantas, na área com oito anos. (A) Queima com planta (RM) x Crua com planta (RM); (B) Queima sem planta (M) x Crua sem planta (M).....	82
Figura 19	Árvore de regressão multivariada de dados de fluxo de C-CO <sub>2</sub> em Argissolos cultivados com cana-de-açúcar. Os valores dos fluxos são uma combinação de parcelas com plantas (raízes) (RM) e sem plantas (M), temperaturas e tipos de colheita (crua (c) e queimada (q)).....	83
Figura 20	Fluxo de C-CO <sub>2</sub> em um Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar colhida crua e queimada. (A) fluxo de raízes e micro-organismos, parcelas com plantas (RM) e (B) fluxo só dos micro-organismos (M), parcelas sem plantas. Área com três anos.....	84
Figura 21	Fluxo de C-CO <sub>2</sub> em um Argissolo Amarelo com (RM) e sem plantas (M) de cana-de-açúcar. (A) cana crua e (B) queimada. Área com três anos.....	85
Figura 22	Fluxo de C-CO <sub>2</sub> em um Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar colhida crua e queimada. (A) fluxo de raízes e micro-organismos, parcelas com plantas (RM) e (B) fluxo só dos micro-organismos (M), parcelas sem plantas. Área com oito anos.....	86
Figura 23	Fluxo de C-CO <sub>2</sub> em um Argissolo Amarelo com (RM) e sem plantas (M) de cana-de-açúcar. (A) cana crua e (B) queimada. Área com oito anos.....	87

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Composição granulométrica de Argissolos Amarelos fragipânicos sob Mata Atlântica e sob cultivo com cana-de-açúcar colhida queimada, por cinco, 15 e 35 anos.....	51
Tabela 2	Densidade do solo de perfis (0-100 cm) de Argissolos Amarelos fragipânicos sob Mata Atlântica e sob cultivo com cana-de-açúcar colhida queimada, por cinco, 15 e 35 anos.....	52
Tabela 3	Características químicas de Argissolos Amarelos fragipânicos sob Mata Atlântica e sob cultivo com cana-de-açúcar colhida queimada, por cinco, 15 e 35 anos.....	53
Tabela 4	Estoques de C do solo, em diferentes intervalos de profundidade de Argissolos Amarelos fragipânicos sob Mata Atlântica e sob cultivo com cana-de-açúcar colhida queimada, por cinco, 15 e 35 anos.....	55
Tabela 5	Tempo de residência média do carbono orgânico de Argissolo Amarelo fragipânico cultivado com cana-de-açúcar por 35 anos, na região dos tabuleiros costeiros do Nordeste do Brasil.....	59
Tabela 6	Composição granulométrica e densidade de Argissolos Amarelos cultivados com cana-de-açúcar, submetida à colheita com (queima) e sem (crua) despalha a fogo, por três e oito anos.....	60
Tabela 7	Características químicas de um Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar, submetida à colheita com (queima) e sem (crua) despalha a fogo, por três anos.....	61
Tabela 8	Características químicas de um Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar, submetida a colheita com (queima) e sem (crua) despalha a fogo, por oito anos.....	62
Tabela 9	Matéria orgânica particulada do solo (MOP $d < 1 \text{ kg dm}^{-3}$ ), em áreas de cana-de-açúcar colhida crua e queimada, por três e oito anos, e em área de mata.....	64
Tabela 10	Carbono na biomassa microbiana e C solúvel do solo, em áreas de cana-de-açúcar colhida crua e queimada, por três e oito anos.....	65
Tabela 11	Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre os escores das amostras nos Eixos 1 e 2 do gráfico de NMS e as concentrações relativas de biomarcadores de ácidos graxos de diferentes grupos microbianos, relação 19:0cy/18:1 $\omega$ 7c e relação fungo/ bactéria .....	68
Tabela 12	Porcentagem de agregados na massa do solo e macroagregados (>2mm) estáveis em água, em áreas de cana-de-açúcar colhida crua e queimada e em área de Mata Atlântica.....	74
Tabela 13	Estoque de C em diferentes intervalos de profundidade de Argissolos Amarelos cultivados com cana-de-açúcar, submetida à colheita com (queima) e sem (crua) despalha a fogo, por três e oito anos.....	75
Tabela 14	Massa seca de palhada, raízes e de touceira de cana-de-açúcar, variedades RB86 7515 e RB92 579, submetidas a três e oito anos de colheita sem despalha a fogo.....	76

Tabela 15	Produtividade da cana-de-açúcar, variedades RB 86-7515 e RB 92-579, colhidas com (queima) e sem (crua) despalha a fogo.....	77
Tabela 16	Entradas e saídas de C do sistema de produção da cana-de-açúcar em Argissolos no Nordeste do Brasil.....	88

## 1 INTRODUÇÃO

O Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar. Na safra 2010/2011 produziu 603 milhões de toneladas dessa cultura, transformadas em 35 milhões de toneladas de açúcar e 26 milhões de metros cúbicos de álcool (MAPA, 2012). A utilização desse álcool como combustível e a queima do bagaço da cana, para produção de energia, também possibilitam ao país um reforço na construção de uma matriz energética baseada em fontes renováveis, sendo 17,8% da oferta de energia renovável originária de derivados da cana-de-açúcar (BEN, 2012). O etanol produzido a partir da cana-de-açúcar mostra-se bastante eficiente, apresentando um balanço energético de 9,3:1, ou seja, para cada 1 MJ de energia fóssil consumida são produzidas 9,3 MJ de energia total ou 8,3 MJ de energia renovável (Macedo, 1998; Macedo, 2005; Macedo et al., 2008, Soares et al., 2009), com previsão para alcançar 11,6 MJ em 2020. A partir desse balanço energético, determinou-se que as emissões de gases de efeito estufa (GEE) evitadas, na safra 2005/2006, estariam entre 2.181 e 2.323 kg CO<sub>2</sub> eq m<sup>-3</sup> de etanol (Macedo et al., 2008).

Os números expostos acima são consequência de uma mudança de uso do solo que se intensificou ao final da década de 70, principalmente nas áreas de Mata Atlântica nas regiões Nordeste e Sudeste; e, mais recentemente, nas áreas de Cerrado nas regiões Centro-Oeste e Sudeste (Santiago et al., 2011). Os efeitos de mudanças de uso do solo nos estoques de carbono, quando florestas são convertidas em cultivos, têm ocorrido, na maioria das vezes, no sentido de diminuição dos estoques (Guo & Gifford, 2002), ou seja, aumentos de emissão de CO<sub>2</sub> para a atmosfera. Desta forma, os valores de emissões de GEE citados anteriormente são resultado, principalmente, de emissões evitadas. São as emissões que ocorreriam se, na ausência do etanol e do bagaço excedente, a demanda de combustíveis fosse satisfeita por gasolina e óleo combustível (Macedo, 2005). Porém, esses valores podem ainda ser melhorados se o sistema de produção da cana-de-açúcar for trabalhado no sentido de reduzir as emissões reais. Neste caso, preparo do solo e sistema de cultura devem ser implementados visando aumentar o estoque de carbono do solo, já que essas são as duas principais práticas agrícolas que causam impacto nos estoques de carbono (Bayer et al., 2011).

Historicamente, a mudança de uso do solo, com a substituição da Mata Atlântica pela cana-de-açúcar, trouxe a implantação de um sistema de produção com o uso de preparo convencional do solo e um sistema de cultura onde a cana, em monocultivo, é a base deste sistema, incluindo, até recentemente, a prática da queimada antes da colheita, e, por vezes, depois. Porém, a mudança no padrão do manejo, prevista por leis que regulamentam o fim das

queimadas, deverá influenciar os teores de carbono orgânico nos solos, já que todo o resíduo da cana, antes queimado, permanecerá na superfície do solo. Sistemas de cultura com aumento de aporte de material orgânico e diminuição do revolvimento do solo têm demonstrado que são capazes de aumentar o estoque de C (Dieckow et al., 2005, Campos et al., 2011), inclusive em áreas de cultivo de cana crua, na região Sudeste do Brasil (Lucca, 2002, Campos, 2003). Assim, estudos no sentido de decifrar a dinâmica da matéria orgânica do solo, em áreas com e sem queima da cana, e de quantificar possível armazenamento (sequestro) de carbono servirão como lastro na definição da sustentabilidade dos sistemas de produção. A realização destes estudos em escala regional é de grande importância, já que poucas informações existem para a cana colhida crua nos solos dos Tabuleiros Costeiros do Nordeste (Ball-Coelho et al., 1993), onde a dinâmica da matéria orgânica poderá diferir da observada nos solos da região de produção da cana-de-açúcar do Centro-Sul do Brasil. Isto em função, principalmente, das diferenças de temperatura e do regime de umidade e das características dos solos dos Tabuleiros Costeiros. Tais estudos ampliam o entendimento dos fatores que controlam a dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS) nos trópicos, contribuindo para determinar como estes são influenciados pelas práticas de manejo e uso do solo.

Para a realização da presente pesquisa foram levantadas as seguintes hipóteses: (1) O tempo de residência média do carbono do solo originário da vegetação nativa  $C_3$  (Mata Atlântica), nos Tabuleiros Costeiros do Nordeste, é menor que o tempo determinado para a região Sudeste do Brasil; (2) O sistema de produção da cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo — cana crua — aumenta a entrada de material orgânico no solo, determinando maior atividade biológica, maior umidade e melhoria dos atributos de solo relacionados à agregação, com reflexo na produtividade vegetal; (3) O sistema de produção da cana-de-açúcar colhida crua aumenta a matéria orgânica do solo, devido ao maior aporte de resíduos e às menores taxas de decomposição da matéria orgânica fisicamente protegida, ou seja, localizada nos agregados do solo formados sob este sistema de manejo.

O objetivo deste trabalho foi estudar a dinâmica da matéria orgânica dos solos dos tabuleiros costeiros do Nordeste cultivados com cana-de-açúcar colhida crua e queimada. De forma mais específica, buscou-se: (1) Quantificar o estoque do carbono orgânico do solo em cronossequência de cultivo de cana-de-açúcar colhida queimada e do solo sob o ecossistema florestal de Mata Atlântica, determinando o tempo de residência média (TRM) do carbono orgânico originário da floresta; (2) Quantificar a variação do estoque de carbono orgânico do solo em sistemas de produção da cana-de-açúcar submetida à colheita crua e queimada; (3)

Quantificar as variações de atributos físicos, químicos e biológicos do solo decorrentes da mudança do manejo da colheita de cana queimada para cana crua; (4) Quantificar a entrada de material orgânico (palhada e raízes) e sua taxa de decomposição em sistemas de produção da cana-de-açúcar submetida à colheita com e sem despalha a fogo; (5) Determinar a emissão de CO<sub>2</sub> do solo e construir um balanço anual de carbono para a socaria da cana-de-açúcar.

Os resultados da tese serão apresentados em experimentos distribuídos da seguinte forma: o primeiro, **Impacto da mudança do uso do solo no estoque e na dinâmica do carbono orgânico em solos de mata atlântica, cultivados com cana-de-açúcar, no Nordeste do Brasil**, trata dos efeitos da mudança do uso do solo, por meio da conversão de um ecossistema florestal de Mata Atlântica em cultivo com cana-de-açúcar colhida queimada, no estoque de carbono do solo, determinando-se o TRM deste carbono nativo para as condições do Nordeste do Brasil. O segundo, **Efeito do manejo dos resíduos da cana-de-açúcar no estoque de carbono em solos do Nordeste do Brasil**, apresenta os valores do estoque de carbono e de outros atributos dos solos sob cana colhida crua e queimada. O terceiro experimento, **Emissão de CO<sub>2</sub> e balanço de carbono influenciados pelo manejo dos resíduos da cana-de-açúcar**, traz os valores das entradas e saídas do material orgânico produzido pela cana (palhada e raízes) colhida crua e queimada, bem como os valores de emissão de CO<sub>2</sub> provenientes da mineralização da matéria orgânica do solo, construindo-se um balanço anual de carbono para a cultura. Por fim, nas **Conclusões**, faz-se uma interligação dos experimentos acima referidos.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 O ciclo global do carbono

O armazenamento total de carbono na Terra é determinado pelo balanço entre a produção primária e a decomposição, a qual retorna o carbono para a atmosfera na forma de  $\text{CO}_2$  (Schlesinger, 1997). A cada ano, a fotossíntese das plantas terrestres capta aproximadamente 120 Pg ( $10^{15}$ g) C da atmosfera, e uma quantidade similar de carbono é liberada para a atmosfera, por meio da respiração dos ecossistemas. Os oceanos absorvem perto de 92 Pg C  $\text{ano}^{-1}$  e liberam 90,6 Pg C  $\text{ano}^{-1}$  por meio de trocas físico-químicas do  $\text{CO}_2$  na superfície do mar e através da fotossíntese e respiração dos organismos marinhos (Luo & Zhou, 2006). Este equilíbrio do ciclo global do carbono vem sofrendo interferências de atividades humanas, como a queima de combustíveis fósseis e a derrubada de florestas, as quais liberam  $\text{CO}_2$  adicional para a atmosfera.

Nas últimas décadas, o ciclo global do carbono tem recebido atenção particular porque 60% do aquecimento global observado são atribuídos ao aumento da concentração do dióxido de carbono na atmosfera, de 280  $\mu\text{mol mol}^{-1}$ , no período pré-industrial, para 395  $\mu\text{mol mol}^{-1}$ , nos dias de hoje (Grace, 2004;  $\text{CO}_2\text{Now}$ , 2012). Apesar desse aumento, estimativas dos fluxos de carbono, baseadas em medições na terra, na atmosfera e em modelos matemáticos, têm apresentado dados da seguinte magnitude: 7 a 8,8 Pg C são emitidos anualmente pela queima de combustíveis fósseis e remoção de florestas; destes, de 3 a 4,1 Pg C  $\text{ano}^{-1}$  permanecem na atmosfera. Assim, valores próximos a 5 Pg C  $\text{ano}^{-1}$  são retirados da atmosfera por sumidouros terrestres e pelo oceano (Grace, 2004; Canadell et al., 2007; Global Carbon Project, 2010), diminuindo o aumento da concentração de  $\text{CO}_2$ . Canadell et al. (2007) ressaltam, porém, que o potencial desses sumidouros é altamente variável, ano após ano, oscilando de 0,3 a 5 Pg C  $\text{ano}^{-1}$ . Os mesmos autores afirmam que existe um entendimento esparso dos múltiplos processos responsáveis pelo sumidouro terrestre de carbono, da importância relativa de cada um deles e suas dinâmicas futuras; e que há indicações de que os sumidouros biológicos irão zerar o seu potencial de remover carbono, pois ficarão saturados.

Vários são os processos responsáveis pelo sumidouro de C, como aqueles controlados pela mudança da composição da atmosfera (efeito da fertilização de  $\text{CO}_2$ , fertilização pela deposição de nitrogênio, poluição do ar), os controlados pela mudança do clima (efeitos da precipitação e temperatura na produção primária líquida, efeitos da

temperatura e da água na respiração heterotrófica, descongelamento do *permafrost*, mudanças nos tipos de vegetação) e processos controlados pela mudança de uso e manejo da terra (reflorestamento, crescimento de florestas em áreas de culturas, espessamento e invasão da vegetação, mudanças nos regimes do fogo, erosão do solo e enterrio de carbono, manejo das culturas, derrubada de florestas, drenagem de *peatlands*). Para os processos que ocorrem diretamente nos solos, vale destacar que pequenas mudanças na intensidade de ciclagem da MOS do solo podem alterar significativamente a concentração do CO<sub>2</sub> da atmosfera (Grace, 2004), bem como as concentrações da matéria orgânica dos solos, interferindo, assim, no equilíbrio do ciclo biogeoquímico do C.

## **2.2 Mudanças de uso da terra e o C do solo**

Vários estudos mostram que a mudança de uso do solo, com a conversão da vegetação nativa para agricultura, afeta a dinâmica do C, causando diminuição significativa da concentração deste elemento no solo (Guo & Gifford, 2002; Galdo et al., 2003; Dieckow et al., 2009; Sleutel et al., 2010), sendo esta, também, a realidade nas áreas de produção da cana-de-açúcar (Blair, 2000; Dominy et al., 2002, Silva, 1998). Tal redução mostra-se mais acentuada quando no solo sob agricultura utiliza-se o preparo convencional (Sá et al., 2001; Jantalia et al., 2007). Quando floresta é convertida para agricultura, o declínio no estoque de C na superfície dos solos tem sido em torno de 42%; porém, quando a profundidade de amostragem é ampliada para > que 60 cm, o declínio detectado é diminuído (Guo & Guiford, 2002), indicando que C é adicionado ao solo em profundidade ou que as perdas em profundidade são menores ou mais lentas. No entanto, nem todas as categorias de mudanças de uso do solo envolvem diminuição do C no solo. A meta-análise feita por Guo & Guiford (2002) mostra que os estoques de C do solo aumentam significativamente depois da conversão de floresta para pastagem, agricultura para reflorestamento, agricultura para floresta secundária e agricultura para pastagem. Porém, como destacou Aduan (2003) em estudo sobre a conversão de Cerrado para pastagem, apesar de algumas destas categorias aumentarem o C no solo, não se pode negligenciar a perda do C armazenado na vegetação nativa, o que faz com que algumas das mudanças de uso do solo sejam um importante fator de emissão de carbono para a atmosfera (Cerri et al., 2007).

Dentro desta perspectiva, algumas das conversões acima citadas não só aumentam o C no solo, como também são vistas como possibilidade de funcionar como sumidouro de C por meio da própria vegetação. É o caso de áreas de reflorestamentos e espessamento de vegetação (Canadell et al., 2007). Outras possibilidades de aumento de sequestro ou redução

de emissões de gases de efeito estufa (GEE) dão-se pela utilização de práticas de manejo melhoradas, como plantio direto e redução do uso do fogo em áreas agrícolas, que devem possibilitar maior aporte de C ao solo e redução do tempo de ciclagem da MO, refletindo-se, conseqüentemente, na melhoria da fertilidade do solo (Canadell et al., 2007; Canellas et al., 2007).

As mudanças de uso da terra, pelo cultivo da cana-de-açúcar, no Brasil ocorreram inicialmente em decorrência da colonização do país, e a primeira vegetação a ser substituída foi a de floresta tropical atlântica. Neste caso, grandes emissões ocorreram, uma vez que a vegetação exuberante da Mata Atlântica, com grande quantidade de C armazenado na biomassa florestal acima do solo (45 a 282 Mg ha<sup>-1</sup> (Lima, 2010)) e, também, no solo, foi substituída pela cana-de-açúcar colhida queimada. Recentemente, com o aumento das demandas externa e interna pelo etanol brasileiro, uma nova onda de expansão da cana-de-açúcar ocorreu no Brasil, traçando outra distribuição espacial para esta cultura. Grande parte do aumento de produção da cana aconteceu na região Centro-Sul do Brasil (Nassar et al., 2009), e a ampliação de área se deu pela substituição de pastagens, outras culturas e vegetação de Cerrado. Visando o ordenamento desta expansão, foi feito o Zoneamento Agroecológico da Cana-de-açúcar (Manzatto et al., 2009), o qual demonstrou que o país dispõe de cerca de 64,7 milhões de hectares de áreas aptas à expansão do cultivo da cana-de-açúcar; destes, 19,3 milhões de hectares foram considerados de alto potencial produtivo, 41,2 milhões como médio e 4,3 milhões como de baixo potencial para o cultivo. As áreas aptas à expansão, cultivadas com pastagens, representam cerca de 37,2 milhões de hectares. Reforçando esta análise, documento produzido pela WWF (2009) destaca que, no Brasil, somente com a recuperação de pastagens degradadas para uso agrícola poderíamos dobrar a área da agricultura nacional. Neste sentido, projeção feita por Macedo & Seabra (2009) mostra que, para as condições do ano de 2020, a área adicional para a produção de cana-de-açúcar necessária para atender aos mercados internos e externos será de aproximadamente 5,1 milhões de hectares. Esta nova área necessária para a cana-de-açúcar é apenas 8% de toda a área com culturas hoje, ou 2,5% da área cultivada com pastagens atualmente.

Se esses dados se confirmarem, observa-se que a expansão da cana-de-açúcar no Brasil tem a grande possibilidade de ser conduzida de uma maneira menos danosa ao meio ambiente, com mudanças de uso da terra que possibilitem menores emissões de GEE e maior sustentabilidade dos sistemas de produção adotados (Santiago et al., 2010). Além disto, espera-se, para 2020, uma redução líquida de aproximadamente 100 kg CO<sub>2</sub> eq m<sup>-3</sup> de etanol (Macedo e Seabra, 2009) nas emissões associadas com a mudança de uso da terra no Brasil,

para um sistema de produção sem despalha a fogo. Segundo os referidos autores, isto seria esperado, uma vez que as expansões de área para cana-de-açúcar podem incluir uma fração muito pequena de terras nativas, com altos estoques de carbono e alguma terra degradada.

### **2.3 O uso da variação da abundância natural do $^{13}\text{C}$ nos estudos de mudança de uso da terra**

O carbono ocorre na natureza sob três formas isotópicas: duas estáveis,  $^{12}\text{C}$  (98,89%) e  $^{13}\text{C}$  (1,11%), e uma radioativa,  $^{14}\text{C}$  ( $<10^{-10}\%$ ). Tais isótopos são muitas vezes utilizados para traçar o destino e as transformações do elemento quando este participa de processos físicos, químicos e biológicos. Entre os processos que ocorrem no solo, pode-se destacar a respiração das raízes, a rizodeposição, a absorção de compostos das plantas por micro-organismos, respiração microbiana, humificação ou estabilização de compostos orgânicos e outros processos indiretamente relevantes, como o transporte de assimilados da parte aérea para as raízes das plantas (Werth & Kuziakov, 2010). Estes isótopos também possibilitam calcular o tempo de residência média (TRM) do carbono do solo (Six & Jastrow, 2006), sendo esta uma importante informação nos estudos de dinâmica de C. Os métodos isotópicos envolvidos nos estudos de tais processos são divididos, basicamente, em dois tipos de aplicação: (a) marcação artificial (enriquecimento e empobrecimento em  $^{13}\text{C}$  e  $^{14}\text{C}$ ) e (b) variações na abundância natural.

Na técnica da variação da abundância natural, nenhuma marcação no material é introduzida. A técnica baseia-se em mudanças na abundância isotópica, induzidas pelo fracionamento isotópico que ocorre nos materiais experimentais durante processos físicos, químicos e biológicos da natureza (Andreux et al., 1996). A maioria dos estudos com o uso de abundância natural do carbono no solo tem sua base estabelecida sobre os fracionamentos isotópicos que ocorrem durante o processo da fotossíntese. É a partir destes que as diferenças entre todos os outros fracionamentos se sucedem.

De acordo com Park & Epstein (1961), um dos mais importantes processos na natureza que causam fracionamento do carbono é a assimilação fotossintética do carbono pelas plantas. Durante a fixação fotossintética do  $\text{CO}_2$  existe uma utilização preferencial do  $^{12}\text{C}$  e exclusão do  $^{13}\text{C}$  pelas plantas, tornando-se estas relativamente menos enriquecida em  $^{13}\text{C}$  que a atmosfera. Porém, esta utilização preferencial do  $^{12}\text{C}$  em detrimento do  $^{13}\text{C}$  é mais ou menos acentuada, dependendo da espécie (Smith & Epstein, 1970). Nestes casos, a diferença de eficiência fotossintética é que leva à maior ou menor discriminação do  $^{13}\text{C}$ , gerando uma variação na proporção  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  entre algumas espécies vegetais. Como explicam

Urquiaga et al. (2006), as plantas do tipo C<sub>3</sub> fixam o CO<sub>2</sub> atmosférico através da enzima RUBISCO (ribulose bifosfato carboxilase/oxigenase), enquanto as C<sub>4</sub> contam com o processo enzimático de fixação do CO<sub>2</sub> da enzima PEP carboxilase (fosfoenolpiruvato carboxilase). A PEP carboxilase apresenta uma alta afinidade pelo CO<sub>2</sub>, enquanto a RUBISCO apresenta uma menor afinidade e, por isto, esta última discrimina muito mais o isótopo pesado de carbono, <sup>13</sup>C, em relação ao isótopo leve, <sup>12</sup>C, do que a PEP carboxilase. Assim, as plantas do ciclo C<sub>3</sub> acumulam menos <sup>13</sup>C. Além desta seletividade na carboxilação, Taiz & Zeiger (2009) destacaram que a difusão do CO<sub>2</sub> para o interior das folhas e a pressão parcial de CO<sub>2</sub> nos espaços intercelulares destas folhas também fazem parte da base fisiológica para o esgotamento de <sup>13</sup>C de plantas, em relação ao CO<sub>2</sub> da atmosfera.

Mudanças na abundância do marcador isotópico são acessadas por comparação com a abundância em um material padrão determinado. Como a abundância natural dos isótopos é muito baixa e varia dentro de uma faixa estreita, expressa-se a abundância natural destes em relação a um padrão arbitrário, usando unidade δ, em ‰. Para o carbono, o padrão original é um fóssil calcário de *Belemnitella americana* (PDB), proveniente da formação cretácea Pee Dee, da Carolina do Sul, EUA. A notação δ da abundância do isótopo estável é obtida como uma variação da proporção isotópica da amostra em relação àquela do padrão arbitrário (Bernoux et al., 1998):

$$\delta^{13}\text{C} = [(R_{\text{AMOSTRA}} - R_{\text{PADRÃO}})/R_{\text{PADRÃO}}] * 1000$$

onde  $R_{\text{AMOSTRA}} = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$  da amostra e  $R_{\text{PADRÃO}} = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$  do padrão PDB ( $R_{\text{PDB}} = 0,0112372$ ).

Em um estudo pioneiro, Smith & Epstein (1971) determinaram as relações <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C em 104 espécies de plantas de um grupo de 60 famílias. Os valores de δ<sup>13</sup>C encontrados variaram de -5,6 a -18,6, na classificação de plantas com alta relação <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C; já nas plantas com baixa relação <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C, a variação foi de -24,2 a -34,3. Como os valores do δ<sup>13</sup>C da liteira e das raízes são semelhantes ao da vegetação que se desenvolve sobre o solo, isto também se reflete na matéria orgânica deste solo.

Para fazer uso da diferença nos δ<sup>13</sup>C, os estudos lançam mão da substituição do tipo de vegetação em determinadas áreas. Esta se apresenta como uma importante ferramenta metodológica para os estudos de partição da respiração do solo e do próprio C nos diferentes compartimentos da MOS (Balestend & Mariotti, 1996; Hanson et al., 2000; Werth & Kuziakov, 2008). Como descrito por Luo & Zhuo (2006), quando um ecossistema

experimenta uma mudança na vegetação de plantas  $C_3$  para  $C_4$  ou vice-versa, o valor do  $\delta^{13}C$  da respiração das raízes e da rizosfera é diferente daquele da respiração microbiana da matéria orgânica antiga do solo. Crescendo plantas  $C_4$  em solo  $C_3$  ou vice-versa pode-se prover uma diferença de 15‰ entre as contribuições da planta e a MOS, que pode ser usada como um traçador de fluxos entre componentes da biota do solo, MOS e respiração do solo (Paterson et al., 2009). Trabalhos também podem ser feitos em áreas onde existem gradientes naturais do tipo de vegetação, como em savanas com diferentes proporções de plantas  $C_3$  e  $C_4$  (Millard et al., 2008).

Além da fotossíntese, muitos dos processos que ocorrem no solo também podem favorecer a incorporação inicial do isótopo mais leve em um produto, deixando um substrato enriquecido em isótopo mais pesado. Assim sendo, teoricamente, durante as reações químicas, um fracionamento isotópico ocorre entre o substrato ( $\delta_{\text{substrato}}$ ) e o produto ( $\delta_{\text{produto}}$ ). Neste caso, os fracionamentos deveriam ser determinados em uma simples reação ( $\Delta = \delta_{\text{substrato}} - \delta_{\text{produto}}$ ). Porém, como nos estudos do solo e da rizosfera a tendência é utilizar valores de  $\delta^{13}C$  de toda a raiz, da MOS e/ou da biomassa microbiana, e as diferenças entre os  $\delta^{13}C$  refletem vários processos, usa-se a diferença isotópica entre dois reservatórios (Werth & Kuzyakov, 2010). Tais discriminações devem ser levadas em conta nos cálculos das partições de carbono que ocorrem no solo. Outras possibilidades de marcação de materiais orgânicos podem ser conseguidas com o uso combinado da marcação com  $^{14}C$  e abundância natural do  $^{13}C$ . Tal ferramenta metodológica tem se mostrado eficiente para a partição do C em até três diferentes fontes (Blagodatskaya et al., 2011).

#### **2.4 Mecanismos de estabilização do C no solo**

A MOS pode ser agrupada quanto à sua localização no solo, sendo designada como matéria orgânica particulada (MOP), matéria orgânica associada a minerais (MOAM) e matéria orgânica dissolvida (MOD) (Dick et al., 2010). De acordo com estes autores, “a MOP corresponde ao material orgânico pouco decomposto que ainda apresenta vestígios da estrutura celular ou tecidual do organismo que lhe deu origem. Os constituintes desta fração são fragmentos vegetais e animais, que são formados, basicamente, por biomoléculas, por estarem em estádios iniciais de decomposição... A MOAM é formada, principalmente, por substâncias húmicas que interagem com a superfície de minerais por meio de seus variados grupos funcionais, formando complexos organominerais.. A MOD constitui a fração orgânica solúvel do solo e é composta por uma variedade de compostos orgânicos que compreende desde ácidos simples e polissacarídeos a substâncias húmicas complexas”.

A integração desta localização no solo e da complexidade estrutural da MO estabelece diferentes graus de proteção para esta MOS, gerando maior ou menor suscetibilidade à degradação. Neste sentido, três mecanismos principais de estabilização da MOS foram propostos por Six et al. (2002), quais sejam: (1) estabilização química, (2) proteção física e (3) estabilização bioquímica. De acordo com as definições destes autores, a “estabilização química da MOS é entendida como resultado da ligação química ou físico-química entre a MOS e os minerais do solo. A proteção física pelos agregados é indicada pela influência positiva da agregação na acumulação da MOS. Os agregados protegem fisicamente a MOS pela formação de barreiras físicas entre os micro-organismos e enzimas e seus substratos e pelo controle das interações da teia alimentar e o consequente turnover dos microorganismos. A estabilização bioquímica é entendida como a estabilização da MOS devido a sua própria composição química (recalcitrância dos compostos) e por meio de processos de complexação química no solo.”

A partir dos conceitos dos mecanismos de estabilização da MOS, a sustentabilidade dos sistemas agrícolas pode ser buscada pela implementação de manejos que potencializem o aumento de C no solo, bem como os mecanismos para sua proteção. Assim, um aspecto importante do aumento da transferência de C atmosférico para o solo, por meio de práticas de manejo específicas, é o fato de esse conceito apenas ser aplicado quando o C adicional permanecer armazenado e não ser rapidamente perdido. Por isto é crucial estimar a duração do armazenamento ou o tempo de residência média (TRM) do C (Derrien & Amelung, 2011), ou seja, estimar a eficiência dos mecanismos de estabilização. No entanto, também é fundamental a compreensão da importância da mineralização da matéria orgânica para a sustentabilidade dos sistemas agrícolas, pelo fornecimento de nutrientes às plantas e micro-organismos.

O TRM do C geralmente apresenta diferentes valores e depende, entre outros fatores, da sua localização no solo e da própria composição química da MOS. A MOP, se não for constituída por partículas de carvão, normalmente apresenta TRM menores, principalmente quando se encontra na forma de MOP livre. Quando passa a se caracterizar como MOP intra-agregado, tem seu TRM consideravelmente elevado; já a MOAM apresenta os TRM mais altos (Galdo et al., 2003; Lisboa et al., 2009). Neste sentido, Liao et al. (2006) isolaram 12 diferentes frações do solo, em áreas onde plantas C<sub>3</sub> substituíram vegetação de gramíneas (C<sub>4</sub>). O trabalho teve como objetivo avaliar os mecanismos de armazenamento de carbono e as mudanças na sua dinâmica, em relação à estrutura física. Neste caso, a mudança de vegetação resultou em aumento do carbono orgânico do solo e do N total. Estes aumentos

ocorreram em razão de dois mecanismos: a retenção da MO derivada da C<sub>4</sub> pela proteção dentro dos microagregados e pela associação com a fração silte + argila; e uma acumulação da nova MO derivada das plantas C<sub>3</sub> nos macroagregados e nas frações da matéria orgânica particulada (MOP). O tempo de residência média (TRM) das frações do solo indicou que o C associado com as frações de microagregados (222 anos) e silte + argila (360 anos) estava fisicamente protegido da decomposição e/ou bioquimicamente recalcitrante. Muito do C nas áreas de C<sub>3</sub> estava armazenado na fração livre particulada (MOP livre), com TRM de 30 anos. A textura do solo também teve um importante papel no sequestro da matéria orgânica, independentemente da estrutura do solo, uma vez que a associação da MO com silte e argila levou a TRM longos, independentemente do posicionamento (dentro ou fora) nos agregados do solo. Valores bem mais elevados também são encontrados em frações da MOS, como os 1.290 anos para MOP relatados por Lisboa et al. (2009), sendo esta função da presença de finas partículas de carvão ou da presença de C recalcitrante nesta fração, indicando que a estabilização bioquímica estaria atuando.

Com relação às áreas agrícolas, evitar a conversão de áreas de vegetação nativa para agricultura e pecuária é um aspecto importante a ser considerado, uma vez que, como visto, esta é uma prática responsável por considerável perda de C dos ecossistemas terrestres para a atmosfera. Além disto, segundo Bayer et al. (2011), diversos estudos têm demonstrado que as duas principais práticas agrícolas que impactam os estoques de C do solo são o preparo do solo e o sistema de cultura. Estes autores destacam que o não revolvimento do solo ou a sua mínima mobilização intensifica a estabilização do C no solo, e os sistemas de cultura, por sua vez, promovem variação no aporte de C fotossintetizado ao solo. Isto porque os aumentos nos reservatórios de carbono orgânico do solo (COS) podem ser atribuídos tanto a uma diminuição nos fluxos de CO<sub>2</sub>, como a um aumento nas adições de C no solo. E a diminuição do fluxo se dá, também, pelo aumento da proteção da MOS. Desta forma, a redução do preparo do solo, evitando a inversão e a mistura das camadas do solo, impede a quebra da estrutura dos macroagregados e a exposição da MOS protegida fisicamente. Ou seja, o sistema de plantio direto tem a capacidade de promover o aumento do TRM (Collins et al., 2000), por meio da formação e conservação de agregados, que são estimuladas pela deposição de resíduos sobre o solo (Cambardella & Elliot, 1993; Six et al., 2000) e pelo não revolvimento do solo, respectivamente. De acordo com Bayer et al. (2011), a proteção física (agregação) é considerada o principal mecanismo de estabilização de C em sistemas conservacionistas em solos temperados, bem como na maioria dos solos tropicais e subtropicais. Tal afirmação está de acordo com o que foi encontrado por Dieckow et al.

(2009). Os autores determinaram aumentos nos estoques de C, depois da conversão de preparo convencional para plantio direto, e estes estiveram associados com aumentos no potencial de labilidade da matéria orgânica do solo (C O-alquil), especialmente nos solos mais arenosos e, em certa tendência, nos solos argilosos, o que foi uma indicação clara de que a preservação seletiva não é o principal mecanismo que promove a acumulação de C nos solos sob o manejo conservacionista. Além disto, neste estudo, os solos mais argilosos não tiveram incrementos de C relativamente maiores do que os solos mais arenosos, sendo razoável admitir que a interação com as superfícies (interação organomineral) também não foi o mecanismo mais importante de acumulação do C nos solos sob plantio direto, como explicaram os autores. Portanto, havia indicações de que a inacessibilidade espacial (proteção física), melhorada pelos agregados estáveis, estava tendo o papel mais importante na estabilização do C nos solos sob plantio direto.

## **2.5 Emissões de CO<sub>2</sub> do solo: respiração autotrófica x heterotrófica**

### **2.5.1 A respiração do solo**

A respiração do solo ( $R_s$ ) responde por uma grande parte da respiração total da biosfera. Sua contribuição para a respiração de todo o ecossistema é bastante significativa, podendo alcançar até 80% (Luo & Zhou, 2006) da respiração total de ecossistemas florestais. Este fluxo de CO<sub>2</sub> do solo para a atmosfera resulta da respiração das raízes das plantas, incluindo micorrizas e micro-organismos da rizosfera associados às raízes (respiração autotrófica,  $R_A$ ), e da respiração dos micro-organismos do solo (respiração heterotrófica,  $R_H$ ). Assim, a ciclagem rápida do carbono derivado da planta é representada pela respiração autotrófica, enquanto a heterotrófica representa a ciclagem mais lenta dos maiores reservatórios de carbono do solo (Paterson et al., 2009). Essa separação é fundamental para saber se um solo é uma fonte ou um sumidouro de carbono. Por meio desse fluxo podem-se obter informações sobre: (1) o estado fisiológico ou potencial catabólico das populações microbianas do solo; (2) a decomposição de substratos orgânicos específicos no solo; (3) a biomassa do solo e (4) a contribuição relativa dos micróbios, fauna, raízes de plantas e fontes abióticas para o fluxo total do C advindo do solo (Zibilske, 1994).

A  $R_s$  é o segundo maior fluxo de CO<sub>2</sub> dos ecossistemas terrestres. Em escala global, libera C numa taxa que é mais do que uma ordem de magnitude maior do que as emissões antropogênicas. Adicione-se a esta informação o fato de que o reservatório do solo, de onde a respiração do solo libera C, é mais ou menos quatro vezes maior que o reservatório da

atmosfera (450 Pg C em terras alagadas, 400 Pg C em solos congelados e 2.300 Pg C em outros ecossistemas (Lou & Zhou, 2006). Assim, uma pequena mudança na respiração do solo pode alterar seriamente o balanço da concentração do CO<sub>2</sub> na atmosfera (Luo & Zhou, 2006). Neste sentido, os modelos têm sugerido grandes retroalimentações positivas para o clima devido a uma alta sensibilidade assumida da respiração heterotrófica do solo ao aquecimento (Boone et al., 1998; Canadell et al., 2007). Segundo estes autores, tal sensibilidade à temperatura tem variado de coeficiente de temperatura ( $Q_{10}$ ) maior que 8, em baixas temperaturas, a  $Q_{10}$  próximo a 2, sob elevadas temperaturas. Porém, a produtividade primária líquida (PPL) também está em crescimento por causa da fertilização pelo CO<sub>2</sub> e da deposição de nitrogênio, mas a respiração heterotrófica, a qual está relacionada com a temperatura também em ascensão, não mantém o mesmo ritmo da PPL, devido ao tempo de residência do carbono na vegetação e no solo. O sumidouro ocorre porque a respiração heterotrófica fica para trás na quebra da matéria orgânica, especialmente em ecossistemas onde existem armazenamentos significativos de carbono. Assim, quanto maior for o tempo de residência do carbono armazenado na vegetação e no solo, maior a força dos sumidouros de carbono. Daí por que os dados de produtividade global sugerem que os sumidouros estão predominantemente em florestas e savanas (Grace, 2004). Desta forma, a importância da respiração do solo aumenta ou diminui, a depender do ecossistema em análise, passando a ter uma interferência maior em sistemas agrícolas.

Se por um lado existe este descompasso da respiração heterotrófica em relação à PPL, há fortes evidências de que os sumidouros de carbono não podem se sustentar indefinidamente sendo concebível que até o fim deste século, ou antes, o sumidouro terrestre diminua significativamente ou desapareça (Schlesinger, 1990; Canadell et al., 2007), devendo-se agir, também, no sentido da redução das emissões. Portanto, para que a dinâmica do ciclo do carbono seja mais bem compreendida, enfatizando-se o papel dos heterotróficos na robustez dos sumidouros de carbono, faz-se necessário destringir as partições deste elemento com maior exatidão. Neste sentido, Grace (2004) chamou a atenção para o fato de que, nas avaliações dos sumidouros terrestres de C, é a decomposição da matéria orgânica do solo, a qual se encontra estritamente ligada à respiração dos micro-organismos, que é menos entendida e a mais difícil de medir e modelar.

Os fatores que influenciam os processos biológicos envolvidos na respiração do solo são temperatura, umidade do solo, suprimento de substrato, oxigênio do solo, nitrogênio, textura do solo e pH. De acordo Luo & Zhou (2006), a respiração do solo é frequentemente afetada de forma interativa por esses múltiplos fatores, sendo difícil separar suas interações e,

como outros processos fisiológicos de plantas e micro-organismos, usualmente responde ao fator mais limitante.

### 2.5.2 Partição do carbono da respiração do solo

Uma vez que o  $\text{CO}_2$  derivado da raiz não faz parte da perda de C do solo, a partição do fluxo total do  $\text{CO}_2$  do solo é muito importante para identificar sumidouros ou fontes individuais de C (Werth & Kuziakov, 2008). Vários estudos relacionados à partição da respiração do solo em  $R_A$  e  $R_H$  vêm sendo conduzidos e as variações nas proporções encontradas podem estar relacionadas às espécies vegetais e seus estágios de desenvolvimento (Ding et al., 2007; Millard et al., 2008), ao método utilizado (Sapronov & Kuziakov, 2007; Werth & Kuziakov, 2008) ou às condições ambientais sob as quais as medições são feitas (Garten et al., 2000; Raich & Tufekcioglu, 2000). Tais contribuições de  $R_A$  e  $R_H$  para a respiração do solo estão presentes em algumas revisões sobre o tema. Hanson et al. (2000), considerando 50 trabalhos, sendo 37 em áreas de floresta (temperadas e tropicais) e o restante com vegetação não florestal, envolvendo os mais diversos métodos, encontraram valores de  $R_A$  que variaram de 5% a 95%, com uma média geral de 48%. Quando os autores analisaram espécies florestais e não florestais separadamente, a contribuição média das raízes foi de 48,6% para estas primeiras, com os dados apresentando uma distribuição normal. Já a contribuição das raízes de vegetação não florestal foi de 36,7%, com valores bem dispersos. Uma meta-análise mais recente (Subke et al., 2006) apresentou proporções de  $R_H:R_S$  variando de 0,03 a 1,0, ou seja, contribuições de raízes de 0% a 97%, não diferindo muito dos dados relatados anteriormente. Nesta análise os autores não encontraram diferenças significativas entre os métodos empregados e constataram que, além da perturbação física causada por alguns métodos, existem pressuposições ou correções que não são implementadas de uma maneira uniforme, dificultando comparações diretas de resultados obtidos com diferentes técnicas. No entanto, alegando que esta grande variação dos dados pode ser consequência dos diversos métodos utilizados nos trabalhos, Paterson et al. (2009) fizeram uma avaliação de dados gerados apenas pela ferramenta isotópica. Foram encontrados valores mínimos e máximos de relações  $R_H:R_S$  de 0,01 a 0,92, porém as médias de mínimas e máximas variaram de 0,21 a 0,65, traduzindo-se em uma contribuição das raízes de 79% a 35%. Mesmo diante de certa redução da variabilidade, a faixa de valores ainda permaneceu bem ampla, o que indica a necessidade de se buscar certa padronização metodológica, considerando-se, inclusive, fracionamentos isotópicos mais específicos. Além disso, a seleção de dados cada vez mais uniformes, em relação às possíveis variações dos trabalhos (tipo de vegetação,

ambiente, método etc), pode ser buscada quando da utilização dos dados na alimentação de modelos.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 *Experimento 1: Impacto da mudança do uso do solo no estoque e na dinâmica do carbono orgânico em solos de mata atlântica, cultivados com cana-de-açúcar, no Nordeste do Brasil*

##### 3.1.1 Local e desenho experimental

O estudo foi conduzido na Usina Coruripe, município de Coruripe, Estado de Alagoas, Nordeste do Brasil (10° 03' S, 36° 18'). A vegetação nativa é a Mata Atlântica, classificada como floresta ombrófila densa. O clima da região é tropical chuvoso com verão seco (As', classificação de Koppen), precipitação média de 1.830 mm e temperatura média de 27° C (Filizola et al., 2001). A altitude em relação ao nível do mar fica em torno de 100 m. Para realização do presente estudo, foram selecionadas áreas com vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica (**MATA**) e áreas com cana-de-açúcar cultivadas por cinco (**CANA 5**), 15 (**CANA 15**) e 35 anos (**CANA 35**). Os solos dessas quatro áreas foram classificados como Argissolos Amarelos distróficos fragipânicos, ocupavam a mesma posição na paisagem e possuíam textura semelhante. Estes solos desenvolveram-se sobre sedimentos do Grupo Barreiras, mineralogicamente constituídos, principalmente, por caulinita e quartzo (Filizola et al., 2001).

Nas áreas cultivadas, grande parte da vegetação nativa foi substituída pela cana-de-açúcar, durante a década de 70, com a criação do Proálcool — Programa Nacional do Álcool (Santiago et al., 2011). A área com 35 anos de cultivo foi adquirida pela usina no ano de 1978, e o antigo proprietário já plantava cana-de-açúcar havia cinco anos. Nas primeiras renovações feitas pela usina, foram utilizadas, no preparo do solo, grade pesada, grade leve e, em seguida, feito o sulcamento para o plantio dos rebolos da cana. A partir da década de 90, as gradagens pesadas foram abolidas, sendo substituídas por uma subsolagem, seguida de gradagem leve.

Da mesma forma, após o desmatamento da área com 15 anos, foi feita gradagem pesada e, nas renovações seguintes, a usina optou pela subsolagem, seguida de gradagem leve, como relatado anteriormente. Uma área contígua a esta de 15 anos também foi desmatada, permanecendo durante 10 anos com os resíduos da vegetação de mata atlântica sobre sua superfície. Em 2003, os resíduos foram queimados e a área foi cultivada com cana-de-açúcar, tendo, por ocasião da amostragem, cinco anos de cultivo. Nesta área, era clara a presença de

carvão na superfície do solo, bem como de raízes das espécies florestais, em decomposição, na parede das trincheiras. Estas áreas com cinco e 15 anos podem ter recebido aplicações de vinhaça.

Tanto na implantação do canavial quanto nas renovações das áreas foram feitas calagens, aplicando-se duas toneladas de calcário dolomítico por hectare. A última calagem foi feita no ano de 2002, nas áreas com cinco e 15 anos de cultivo, e no ano de 2004, na área com 35 anos. Por ocasião do plantio, foram aplicadas no fundo do sulco entre 15 e 20 toneladas de composto à base de torta de filtro. As quantidades de N adicionadas na socaria, a cada ano, estavam em torno de 70 a 80 kg ha<sup>-1</sup>; para o P, entre 36 e 62 kg ha<sup>-1</sup>, e para o K, entre 110 e 144 kg ha<sup>-1</sup>. A produtividade média da cana foi de 72 t ha<sup>-1</sup> para a área com 35 anos de cultivo e de 80 t ha<sup>-1</sup> para as outras duas áreas.

### 3.1.2 Amostragem e análises do solo e da planta

O solo foi amostrado em agosto de 2008. Em cada área, três trincheiras (1,0 m x 1,2 m x 1,5 m), distanciadas entre 20 e 40 metros, foram abertas até 100 cm de profundidade, e as amostras coletadas nos intervalos de 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm. Nas camadas de 0-5 e 5-10 cm, mais dois pontos foram coletados, totalizando cinco repetições. Nas áreas de cana, as amostras localizavam-se sempre a 10 cm da linha de plantio. Amostras indeformadas foram retiradas para determinação da densidade do solo, com trado e anéis metálicos de 3,0 cm de altura e 5,5 diâmetro interno (volume 68,71 cm<sup>3</sup>). Em seguida, coletaram-se as amostras deformadas. Estas últimas foram secas ao ar, passaram por uma limpeza para a retirada de raízes e resíduos de parte aérea, sendo, em seguida, acondicionadas em recipientes plásticos. Em seguida, parte dessas amostras foi destorroada com um rolo e passada em uma peneira de 2 mm de abertura. Nessas foram determinados pH (água), Ca, Mg, Al (KCl, 1 M), K e P (Mehlich I) e H + Al (Acetato de cálcio, pH 7), usando-se técnicas padrão descritas em Embrapa (1999). A textura do solo foi determinada pelo método do densímetro (Embrapa, 1997)

Subamostras do material peneirado a 2 mm foram moídas em almofariz até passar por peneira de 0,10 mm, visando a determinação do carbono orgânico do solo, por meio da oxidação por via úmida, método de Walkley-Black com aquecimento externo (Embrapa, 1999), bem como a determinação do  $\delta^{13}\text{C}$ . A abundância isotópica do <sup>13</sup>C do solo foi determinada em subamostras contendo entre 200 e 400 µg de carbono total, usando-se um espectrômetro de relação de massa isotópica de fluxo contínuo (Finnigan DeltaPlus, Bremen, Germany), no laboratório da Embrapa Agrobiologia. A abundância isotópica do <sup>13</sup>C também

foi determinada em amostras de parte aérea e raízes da cana-de-açúcar e de espécies florestais, bem como na serrapilheira da mata. Esses materiais foram secos em estufa a 60°C, finamente moídos e encaminhados para determinação do  $\delta^{13}\text{C}$ . A quantidade de serrapilheira presente na superfície do solo sob mata foi determinada, coletando-se sete repetições de 0,163 m<sup>2</sup>. Na área com cinco anos, a partir dos 20 cm, o  $\delta^{13}\text{C}$  representa apenas um dos perfis estudados, o que impossibilitou a inclusão deste tratamento na análise estatística, para as profundidades de 20-30 a 80-100 cm.

### 3.1.3 Cálculos

#### *Estoque do carbono*

A densidade do solo foi utilizada para calcular a massa de solo de cada camada avaliada e, em seguida, a quantidade de C em cada profundidade. Para a comparação do estoque de carbono no solo sob vegetação nativa e sob cultivo da cana-de-açúcar, procedeu-se a um ajuste nas quantidades de solo até as profundidades avaliadas. Tal processo é feito para corrigir o efeito da compactação do solo causada pelo cultivo e tráfego de máquinas (Ellert & Bettany, 1995). Foi assumido que a compactação do solo devido às operações mecânicas é mais significativa nas camadas superficiais do perfil, e assim, o estoque do C nos tratamentos agrícolas foi calculado subtraindo-se da camada mais profunda o conteúdo de carbono contido na massa extra desta profundidade. Sisti et al. (2004) expressaram este ajuste da seguinte forma:

$$C_s = \sum CT_i + [ MT_n - (\sum MT_i - \sum MS_i) ] CT_n, \quad (1)$$

em que:

$C_s$  é o estoque de carbono total (Mg C ha<sup>-1</sup>) no solo até uma profundidade equivalente a mesma massa de solo do perfil de referência;  $\sum CT_i$  é a soma do conteúdo de carbono total (Mg ha<sup>-1</sup>) da camada 1 (superfície) até a camada n-1 (penúltima) no perfil do solo sob o tratamento;  $MT_n$ , massa do solo (Mg ha<sup>-1</sup>) na última camada do perfil do solo sob tratamento;  $\sum MT_i$  é a soma da massa do solo (Mg ha<sup>-1</sup>) da camada 1 (superfície) a n (última) no perfil do tratamento;  $\sum MS_i$  é a soma da massa do solo (Mg ha<sup>-1</sup>) da camada 1 (superfície) a n (última camada) no perfil do solo referência; e  $CT_n$ , a concentração de carbono (Mg C Mg solo<sup>-1</sup>) na última camada do perfil do solo sob tratamento.

### *Carbono derivado da floresta e da cana-de-açúcar*

Equações de balanço de massa foram utilizadas para calcular a contribuição de distintas fontes ( $C_3$  ou  $C_4$ ) para um compartimento ou fluxo de carbono misto (Bernoux et al., 1998). A partir destas equações, chega-se à equação de mistura estrita utilizada, a qual relaciona a fração do C de uma fonte B de um determinado reservatório com  $\delta$ :

$$f = [(\delta_T - \delta_{ref A}) / (\delta_{veg B} - \delta_{ref A})],$$

em que,  $f$  é a fração do C da fonte B (no presente caso, a contribuição do C da cana-de-açúcar ( $C_4$ ) para a MOS);  $\delta_T$ , composição isotópica deste reservatório ( $\delta$  do solo sob cana);  $\delta_{ref A}$ , composição isotópica do carbono na área de referência ( $\delta$  do solo sob mata);  $\delta_{veg B}$ , composição isotópica da vegetação B ( $\delta$  da vegetação cana (parte aérea e raízes)).

Porém, quando são feitos os cálculos da contribuição de uma fonte para um reservatório misto, devem ser considerados os fracionamentos isotópicos, ou seja, tem de ser considerada a mudança do  $\delta^{13}C$  entre os substratos e o próximo nível trófico para as duas fontes ( $\delta_{ref A} = \delta_{veg A} - \epsilon_{veg A}$  e  $\delta_{ref B} = \delta_{veg B} - \epsilon_{veg B}$ , sendo  $\epsilon$  o fracionamento) (Werth e Kuziakov, 2010). Como no presente trabalho, bem como na maioria dos estudos desse tipo, já se tem o  $\delta$  do solo da área de referência, ou seja, da área de mata, o  $\delta_{ref A}$  já tem incorporado nele próprio o fracionamento isotópico que ocorre entre os reservatórios da vegetação e da MOS, durante o processo de decomposição. Já no caso da cana-de-açúcar, em vez de utilização direta do  $\delta_{veg B}$  (parte aérea + raiz) no cálculo de  $f$ , considerou-se sobre este  $\delta_{veg B}$  um fracionamento isotópico de -3,37‰, sendo este o valor do fracionamento da área referência. A proporção do C derivado da Mata Atlântica ( $C_{dm}$ ) foi obtida pela equação:

$$C_{dm} = 1 - f$$

### *Tempo de residência média do carbono*

A partir dos dados de  $\delta^{13}C$  foi calculado o tempo de residência média do carbono derivado da floresta. A ciclagem de um elemento é geralmente quantificada como o seu tempo de residência média (TRM) ou sua meia-vida ( $T_{1/2}$ ). O TRM de um elemento em um reservatório é definido como o tempo médio que o elemento reside no reservatório no estado de equilíbrio ou o tempo médio requerido para renovar completamente o conteúdo do

reservatório no estado de equilíbrio (Six & Jastrow, 2006). O TRM foi calculado para o C da área com 35 anos de cultivo, onde é esperado que uma situação de equilíbrio tenha sido atingida, ou esteja próxima a tal condição. A equação utilizada foi:

$$\text{TRM} = -t / \ln (C_t/C_0),$$

em que:

t é o tempo de conversão da área de floresta, ou seja, 35 anos;  $C_t$ , o conteúdo de carbono remanescente da floresta ( $C_3$ ) no solo sob cana com 35 anos; e  $C_0$ , o conteúdo do carbono do solo sob floresta.

### 3.1.4 Estatística

Em função das semelhanças entre as áreas amostradas, do ponto de vista de posição na paisagem, classe de solo e textura, o delineamento experimental foi considerado como inteiramente casualizado. Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância e a comparação das médias realizada pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade, com o programa Sisvar. Os dados de fósforo, alumínio e magnésio trocáveis sofreram transformação do tipo  $\sqrt{x+1}$ . Análises de regressão foram feitas para avaliar o efeito do tempo de cultivo da cana sobre o C do solo.

## 3.2 *Experimento 2: Efeito do manejo dos resíduos da cana-de-açúcar no estoque de carbono em solos do Nordeste do Brasil*

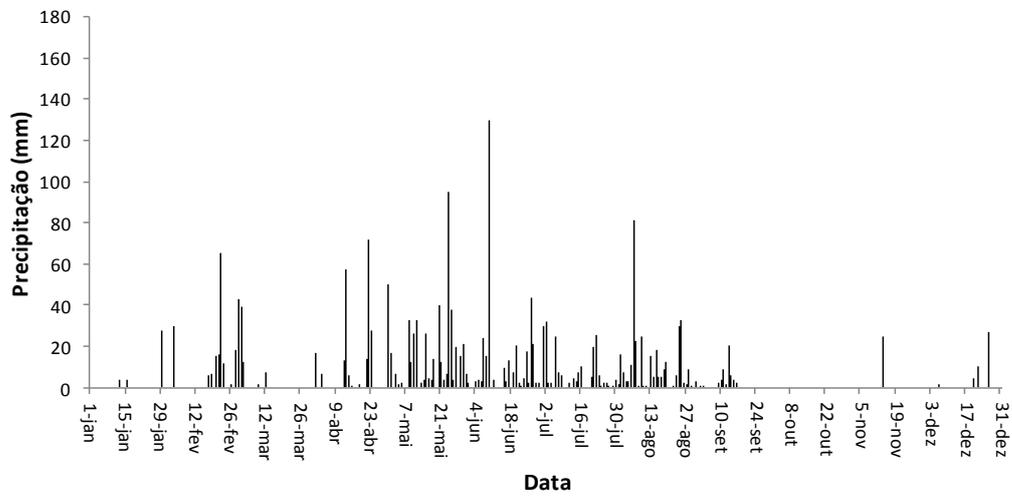
### 3.2.1 Local e desenho experimental

#### *Área 1 (Fazenda Sossego)*

O experimento foi instalado em área pertencente à Usina Triunfo, município de Boca da Mata, Alagoas (09° 35' 53''S, 36° 06' 06''W). O clima da região é do tipo tropical chuvoso, com verão seco ( $As'$  na classificação de Koppen); a precipitação média é de 1.700 mm e a temperatura média mensal varia de 23 a 29°C. A precipitação nos anos de 2007, 2008, 2009 e 2010 foi de 2.049 mm, 2.041 mm, 2.030 mm e 1.886 mm, respectivamente (Figura 1). Esta área vem sendo cultivada com cana colhida queimada desde a década de 80, com renovações a cada cinco anos, em média. A variedade utilizada foi a RB 86-7515, plantada com espaçamento de 1,0 m entre fileiras. O solo da área foi classificado como um Argissolo Amarelo distrocoeso epiáquico latossólico (Apêndice 1), desenvolvido sobre sedimentos do Grupo Barreiras. Os tratamentos estudados foram cana colhida crua (CC) e cana colhida

queimada (CQ), estabelecidos há três anos, em experimento em faixas, com quatro blocos, cada um com duas parcelas, sendo uma crua e uma queimada, com 50 linhas de 12 m de comprimento cada uma. A cana foi cultivada em rotação com a cultura da soja. Por ocasião do plantio da cana-de-açúcar, que ocorreu em 11/10/2007, foram aplicados 133 kg de K ha<sup>-1</sup> e 78 kg de P ha<sup>-1</sup>. O nitrogênio na dose de 120 kg de N ha<sup>-1</sup> foi aplicado em cobertura, juntamente com 2,1 kg de Cu ha<sup>-1</sup>, 4,5 kg de Mn ha<sup>-1</sup> e 2,1 kg de Zn ha<sup>-1</sup>, além de 400 g ha<sup>-1</sup> de molibdato de amônio. Nas socarias, 70 kg de N ha<sup>-1</sup> e 90 kg de K ha<sup>-1</sup> foram adicionados em cobertura. O corte da cana foi manual e o carregamento mecanizado. As datas das colheitas foram: 27/11/2008, 30/11/2009 e 8/12/2010.

2009



2010

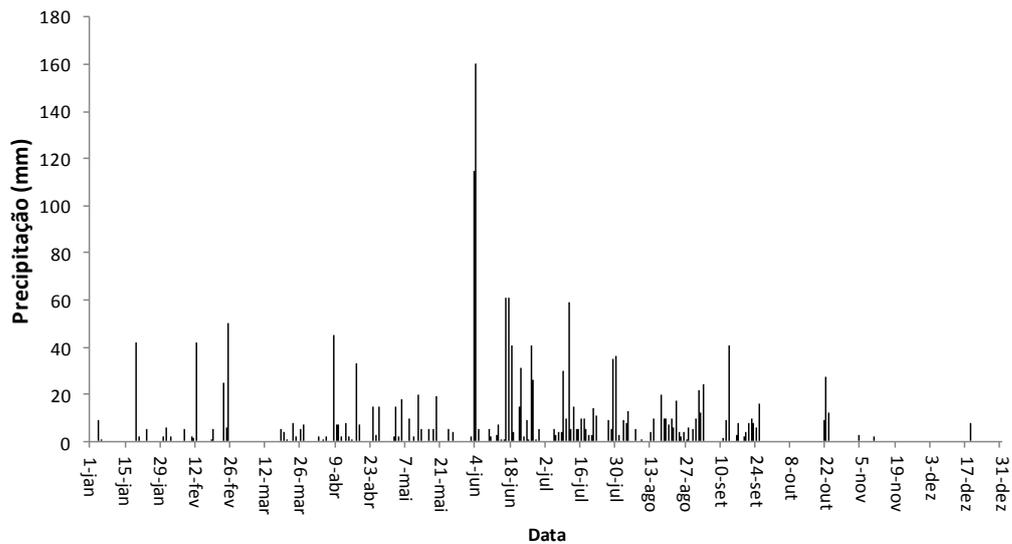
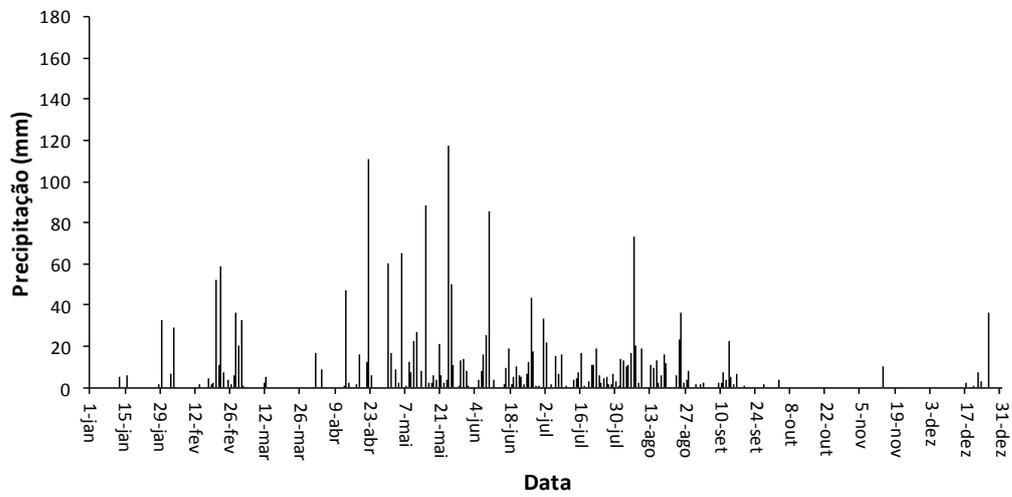


Figura 1 – Precipitação pluviométrica do município de Boca da Mata, Alagoas, nos anos de 2009 e 2010. Fazenda Sossego.

### *Área 2 (Fazenda Alvorada)*

O experimento também foi instalado na Usina Triunfo, município de Boca da Mata, Alagoas (09° 40' 58'' S, 36° 08' 43'' W), em área com condições climáticas semelhantes as do experimento 1 (Figura 2). Esta área também vem sendo cultivada com cana colhida queimada desde a década de 80. A variedade utilizada foi a RB 92-579, plantada com espaçamento de 1,0 m entre fileiras. O solo da área experimental foi classificado como Argissolo Amarelo eutrocoeso latossólico (Apêndice 2), também desenvolvido sobre sedimentos do Grupo Barreiras. Os tratamentos estabelecidos foram cana colhida crua (CC) e cana colhida queimada (CQ), estabelecidos há **oito anos**, em experimento em faixas, com quatro blocos, cada um com duas parcelas, uma crua e uma queimada, com 60 linhas de 30 m de comprimento cada uma. Nos primeiros quatro anos a variedade utilizada foi a RB 83-594. O replantio da cana-de-açúcar, com a substituição da variedade pela RB 92-579, ocorreu em 31/1/2007. Nas parcelas com cana queimada, o solo foi arado e sulcado, enquanto naquelas sob cana crua, só ocorreu o sulcamento sobre a palha da cana, com o resíduo do ciclo anterior da cultura permanecendo na superfície do solo. Por ocasião do plantio foram aplicadas 20 toneladas ha<sup>-1</sup> de composto à base de torta de filtro e 40 kg ha<sup>-1</sup> de fósforo no fundo do sulco. O nitrogênio, na dose de 80 Kg de N ha<sup>-1</sup>, foi aplicado 60 dias após o plantio, juntamente com 2,1 kg de Cu ha<sup>-1</sup>, 4,5 kg de Mn ha<sup>-1</sup> e 2,1 kg de Zn ha<sup>-1</sup>. A adubação das socarias foi feita por meio da aplicação, em cobertura, de duas lâminas de 50 mm de vinhaça diluída em água, calculada para atingir a dose de 250 kg de K ha<sup>-1</sup>, além da aplicação de 60 kg de N ha<sup>-1</sup>. O corte da cana foi manual, e o carregamento mecanizado. As datas das colheitas foram 31/12/2008, 11/1/2010 e 23/12/2010.

2009



2010

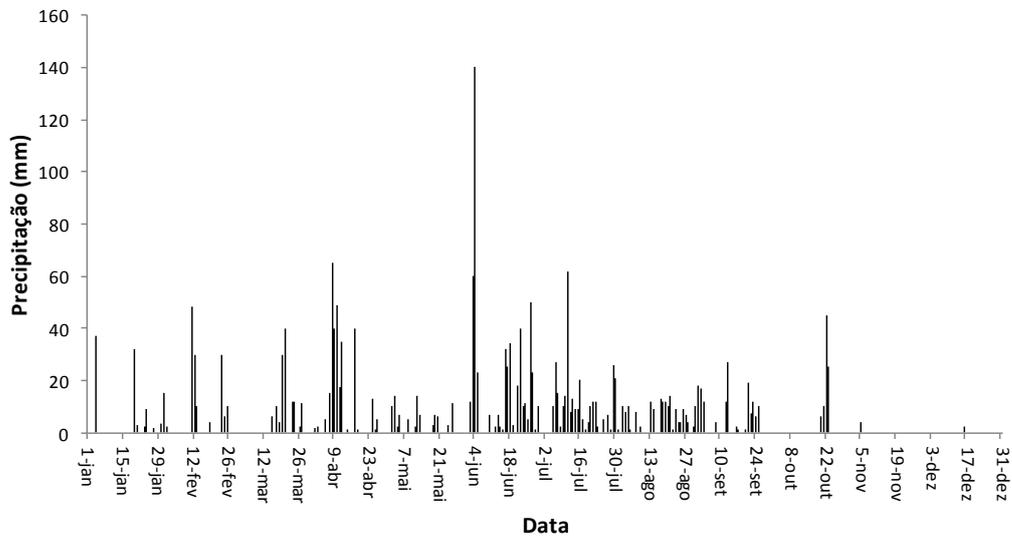


Figura 2 - Precipitação pluviométrica do município de Boca da Mata, Alagoas, nos anos de 2009 e 2010. Fazenda Alvorada.

### 3.2.2 Amostragem do solo

A amostragem do solo ocorreu nos dias 1 e 2/7/2010 na área 1 (três anos) e nos dias 18 e 19/8/2010 na área 2 (oito anos). Na área experimental com três anos, seis trincheiras (1,0 m x 1,20 m x 1,5 m) foram abertas, sendo três em parcelas sob cana crua e três sob cana queimada. Na área com oito anos, oito trincheiras (1,0 m x 1,20 m x 1,5 m) foram abertas, sendo quatro em parcelas sob cana crua e quatro sob cana queimada. As amostras foram coletadas nos intervalos de 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-30, 30-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, localizando-se sempre a 10 cm da linha de plantio. Em ambas as áreas, nas camadas de 0-5 e 5-10, mais um ponto foi amostrado, totalizando quatro e cinco repetições, respectivamente, para as duas primeiras profundidades e três e quatro para as demais. Amostras indeformadas foram retiradas para determinação da densidade do solo, com trado e anéis metálicos com 3,0 cm de altura e 5,5 cm diâmetro interno (68,71 cm<sup>3</sup>). Em seguida, coletaram-se amostras deformadas. Estas últimas foram secas ao ar, retiradas as raízes e os resíduos de parte aérea mais grosseiros, sendo, em seguida, acondicionadas em recipientes plásticos. Em seguida, parte dessas amostras foi destorroada com um rolo e passada em uma peneira de 2 mm. Nessas amostras foram determinados pH (água), Ca, Mg, Al (KCl, 1 M), K e P (Mehlich I) e H + Al (Acetato de cálcio, pH 7), usando técnicas padrão descritas em Embrapa (1997). A textura do solo foi encontrada pelo método do densímetro (Embrapa, 1999).

Subamostras foram retiradas do material peneirado a 2 mm, sendo moídas em almofariz até passar por uma peneira de 0,10 mm, visando a determinação do carbono orgânico do solo, por meio da oxidação por via úmida, método de Walkley-Black com aquecimento externo (Embrapa, 1999).

#### 3.2.2.1 Estoque de carbono

O cálculo para o estoque de carbono nas áreas com cana crua e queimada seguiu o que foi descrito para o experimento anterior. O perfil de referência utilizado foi o do tratamento da cana crua, já que este era o de menor massa de solo (Pinheiro et al., 2010).

#### 3.2.3 Matéria orgânica particulada leve (MOPL)

A matéria orgânica do solo com densidade inferior a 1 g cm<sup>-3</sup> (MOPL) foi obtida por flotação em água, de acordo com metodologia descrita por Gregorich & Ellert (1993) e adaptada por Fraga (2002). Subamostras de solo (50 g) foram trituradas em almofariz e peneiradas em malha de 0,5 mm. Em seguida foram colocadas em peneira de 0,053 mm e lavadas com água corrente até que toda a argila e o silte fossem excluídos. O material retido

na peneira foi colocado em reservatórios cilíndricos de PVC com 25 cm de altura e 7,5 cm de diâmetro, adaptado com uma entrada de água na parte média e uma saída na parte superior (23 cm). Depois de colocar água nos reservatórios, procedeu-se à separação do material leve por flotação, após três ciclos de agitação com bastão de vidro e sedimentação por tempo mínimo de 15 minutos. A cada ciclo, a entrada de água era cuidadosamente aberta para provocar o movimento ascendente do líquido, permitindo que o material em flotação saísse pelo tubo superior e fosse coletado em uma tela de 0,053 mm. Todo o material recolhido foi lavado em água destilada e pesado depois de seco em estufa a 60 °C até atingir peso constante.

#### 3.2.4 Carbono da biomassa microbiana e carbono solúvel no solo

Para determinação do carbono na biomassa microbiana (CBM) amostras de solo foram retiradas nas profundidades de 0-5, 5-20 e 20-40 cm, durante as estações chuvosa e seca, na área com três anos (23/8/2010 e 4/4/2011), e, em decorrência de um incêndio na área do experimento, apenas na estação chuvosa, na área com oito anos (17/8/2009 e 23/8/2010). Foram coletadas dez repetições por tratamento, sendo cada uma destas formadas por três amostras simples. No momento da coleta as amostras foram colocadas em sacos plásticos, sob refrigeração e, em seguida, conduzidas para o laboratório e peneiradas a 2 mm, para serem analisadas.

O CBM foi determinado pelo método da fumigação-extração (Vance et al., 1987), utilizando-se o sulfato de potássio ( $K_2SO_4$ ) 0,5 mol L<sup>-1</sup> como extrator do C nas amostras (10 g) fumigadas e não fumigadas, as quais foram agitadas a 150 rpm, por uma hora. Em seguida, a quantificação do carbono da biomassa nos extratos das amostras foi feita utilizando-se o procedimento colorimétrico de Bartlett and Ross (1988), com a determinação da absorbância no comprimento de ondas de 490 nm, em espectrofotômetro. Estas análises foram realizadas em duplicatas. Os valores de carbono das amostras não fumigadas foram utilizados como carbono solúvel em  $K_2SO_4$  do solo.

#### 3.2.5 Coeficiente metabólico

O coeficiente metabólico ( $qCO_2$ ), representado pela quantidade de C-CO<sub>2</sub> respirado por unidade de CBM, foi quantificado uma vez, em cada uma das áreas estudadas. O C-CO<sub>2</sub> respirado foi determinado em amostras de solo coletadas conforme descrição no item anterior e incubadas por 13 dias. As amostras (30 e 50g) foram colocadas em potes de vidro, com umidade corrigida para 60% do volume de poros, juntamente com recipientes contendo 40 ml de NaOH (0,5 mol L<sup>-1</sup>). Logo após, os potes foram fechados e as amostras colocadas para

incubar, em ambiente escuro. Três dias depois os potes foram abertos e o NaOH trocado para que o efeito inicial do revolvimento do solo na respiração fosse minimizado. Passados dez dias, os potes foram reabertos, o NaOH coletado e encaminhado para titulação com HCl 0,1 mol L<sup>-1</sup>.

### 3.2.6 Estrutura taxonômica da comunidade microbiana

Perfis de ácidos graxos foram utilizados para a investigação da estrutura das comunidades microbianas no solo, com base no fato de que alguns grupos microbianos são relativamente enriquecidos em tipos químicos específicos destes compostos (Fernandes & Chaer, 2010). Para a obtenção destes perfis utilizou-se a metodologia de extração de ácidos graxos de ligação éster (EL-FA), a qual consiste na reação de metanólise alcalina branda diretamente na amostra do solo, seguida da análise dos extratos por cromatografia gasosa (Fernandes & Chaer, 2010). A nomenclatura para os EL-FA seguiu o formato padrão de X:Y $\omega$ Z, em que X é o número de átomos de carbono na molécula, Y é o número de ligações duplas e Z marca a localização da primeira ligação dupla a partir da extremidade alifática da molécula, representada por  $\omega$ . A configuração cis ou trans é representada pelos sufixos ‘c’ ou ‘t’, respectivamente. Ramificações com radical metil ocorrendo no segundo ou terceiro carbono a partir da extremidade alifática da molécula são designadas pelos prefixos ‘i’ e ‘a’, respectivamente. A existência de um grupo ciclopropil ocorrendo ao longo da cadeia de carbono é indicada pelo prefixo ‘cy’. O prefixo ‘10Me’ indica um grupo metil localizado no décimo carbono da extremidade carboxílica da molécula (Swallow et al., 2009).

O solo foi submetido à metanólise alcalina branda (0,2 N KOH em metanol, 40°C, 15 min) para a produção dos ésteres metílicos de ácidos graxos. Estes compostos foram recuperados por aspiração da fase orgânica após partição da mistura de reação pela adição de hexano. Esta operação foi repetida três vezes, sendo os volumes da fase orgânica transferidos para um tubo limpo e secos sob N<sub>2</sub> ultrapuro, a 38°C. Os EL-FAs foram ressuspensos em 250  $\mu$ l de hexano e transferidos para frascos de GC, com redutores de volume (“inserts”), para a análise por cromatografia gasosa. As configurações empregadas para a análise por cromatografia gasosa e os métodos para a identificação e quantificação dos ácidos graxos nos cromatogramas foram descritas em detalhes por Fernandes e Chaer (2010). Os dados analisados corresponderam às percentagens molares (% mol) de cada ácido graxo em relação à quantidade total destes compostos, em cada amostra. Para a caracterização das variações nas estruturas das comunidades utilizaram-se os seguintes ácidos graxos como biomarcadores dos grupos microbianos: 15:0i, 15:0a, 16:0i, 17:0i e 17:0a para bactérias gram-positivas (BGP);

17:0cy, 19:0cy e 18:1 $\omega$ 7c para bactérias gram-negativas (BGN); 16:0-10Me, 17:0-10Me e 18:0-10Me para actinomicetos; 16:1 $\omega$ 5c, para fungos micorrízicos arbusculares; e 18:1 $\omega$ 9c e 18:2 $\omega$ 6c, para fungos em geral (Zelles, 1999; Kaiser et al., 2010). As análises foram feitas na profundidade de 0-5 cm, utilizando-se sete repetições para a área com três anos, e oito para a área com oito anos. A relação fungo:bactéria (F:B) foi expressa pela divisão das massas molares dos biomarcadores fúngicos (18:1 $\omega$ 9c + 18:2 $\omega$ 6c) pela das dos grupos bacterianos (BGP + BGN + actinomicetos). A proporção entre o EL-FA 19:0cy e seu precursor (18:1 $\omega$ 7c) foi usada para avaliar o estado de estresse das comunidades bacterianas (Fernandes et al., 2011).

### 3.2.7 Agregação do solo

Subamostras do solo seco ao ar e armazenado em recipientes plásticos (50g), para preservação da sua estrutura, foram peneiradas cuidadosamente a 7 mm e utilizadas para determinação da distribuição do tamanho de agregados do solo. As profundidades selecionadas foram 0-5, 5-10 e 10-15 cm, analisando-se três repetições por tratamento, por profundidade (cana crua, cana queimada e mata nativa). Essas profundidades foram selecionadas por sofrerem maior influência da palhada, da serrapilheira e das raízes. Foi utilizado o método do peneiramento úmido, em um aparelho de oscilação vertical, do tipo Yoder, ajustado para realizar 35 ciclos por minuto, com altura de oscilação das peneiras de 4 cm, por um período de 15 minutos. Peneiras com malhas de 2; 1; 0,25 e 0,053 mm de abertura foram usadas, sendo as amostras (50g) umedecidas, por capilaridade, antes do peneiramento. O conteúdo de cada peneira foi seco em estufa a 105°C, pesado e, em seguida, descontada a massa de areia retida na respectiva peneira depois da dispersão com NaOH. O diâmetro médio ponderado dos agregados (DMP) foi calculado pela equação:

$$DMP = \sum (X_i \times W_i),$$

em que:  $W_i$  é a proporção de cada classe em relação ao total e  $X_i$  o diâmetro médio das classes de agregados (baseado no tamanho médio entre as peneiras consecutivas, em mm) .

Outra parte das amostras de solo foi peneirada entre 7 e 2 mm, conservando-se apenas os macroagregados > 2 mm. Estes (40g) também sofreram peneiramento úmido em peneiras de 2mm, para avaliação da percentagem dos macroagregados estáveis em água.

### 3.2.8 Estatística

Os dados das características químicas e físicas do solo, do estoque de carbono, MOPL, CBM e agregados foram submetidos à análise de variância e a comparação das médias realizada pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade, por meio do Sisvar. A estrutura taxonômica das comunidades microbianas, analisada pelo método do EL-FAME, foi descrita por ordenações multivariadas pela técnica do “non-metric multidimensional scaling” (NMS) (Sokal, 1979), utilizando-se distâncias de Sorensen. Correlações de Pearson entre os escores das amostras nos eixos NMS e os dados de EL-FAME, agrupados por grupos microbianos (Zelles, 1999), foram realizadas para caracterizar as alterações ocorridas nas estruturas microbianas em resposta aos tipos de colheita. Um procedimento de permutação multirresposta (MRPP, Mielke e Berry, 2000) foi utilizado para testar hipóteses de efeito das diferentes tipos de colheita sobre estas estruturas microbianas. Todos os testes multivariados foram realizados utilizando o programa estatístico PC-ORD versão 6.0 (McCune e Mefford, 2011).

## 3.3 *Experimento 3: Emissão de CO<sub>2</sub> e balanço de carbono influenciados pelo manejo dos resíduos da cana-de-açúcar*

### 3.3.1 Local e desenho experimental

Os locais onde as amostragens foram realizadas são os mesmos do experimento 2, acima descrito.

### 3.3.2 Produção e decomposição da parte aérea da cana

#### *Palhada remanescente no solo*

A matéria seca da palhada da cana-de-açúcar que permaneceu sobre o solo foi determinada logo após o carregamento dos colmos, quando os resíduos foram redistribuídos nas parcelas e 12 repetições por tratamento foram coletadas, utilizando-se um quadrado vazado de 0,4 x 0,4 m. Em seguida, as amostras foram limpas, secas em estufa a 65°C e pesadas.

#### *Taxa de decomposição dos resíduos superficiais da cana*

Para o estudo de decomposição dos resíduos culturais da cana foi utilizada a metodologia dos sacos de náilon (*litter bags*), descrita por Luizão & Schubart (1987). Após a

colheita da cana, resíduos remanescentes das áreas colhidas sem despalha a fogo foram coletados e colocados em sacos de náilon com malha de 1 mm e dimensões de 0,3 x 0,3 m (60 g). Em seguida, estes foram recolocados no campo, distribuídos nas parcelas da cana colhida crua, abaixo da palhada, em contato com o solo. A decomposição dos resíduos foi avaliada pela perda de peso em função do tempo, nos anos de 2008 e 2009. A massa seca referente ao tempo inicial foi obtida mediante um fator de correção, após secagem de amostras em estufa a 65°C, até peso constante. No primeiro ano, as coletas foram feitas aos 31, 65, 100, 157, 225 dias, e, no ano de 2009, aos 35, 63, 112, 160, 280 e 328 dias. Em cada data de coleta foram retiradas sete e nove amostras por tratamento, para os anos de 2008 e 2009, respectivamente. Depois de coletadas, as amostras foram colocadas em sacos plásticos individuais e transportadas ao laboratório. A palhada foi limpa e colocada em estufa à temperatura de 65°C, para determinação da massa seca.

A partir dos valores da constante de decomposição da matéria seca ( $k$ ), calculou-se o tempo de meia-vida, ou seja, o tempo necessário para que 50% da matéria seca daquele compartimento fosse decomposta, utilizando-se a seguinte fórmula  $t_{1/2}=0,693/k$  (Aita & Giacomini, 2003).

### 3.3.3 Produção e decomposição de raízes da cana

#### *Produção de raízes e touceira da cana-de-açúcar*

As amostragens das raízes foram feitas na socaria, no dia 1/7/2010, ou seja, sete meses (210 dias) após o corte da cana no experimento 1, e no dia 19/8/2010, oito meses (240 dias) após o corte, no experimento 2. Foram escolhidas touceiras com nove a 10 plantas, a parte aérea foi cortada rente ao chão e, em seguida, as raízes foram coletadas. O método utilizado foi o do monólito (placa com pregos) (Bohm, 1979), coletando-se três repetições por tratamento, para cada área experimental. As dimensões dos monólitos foram de 0,45 de comprimento x 0,60 de altura (profundidade) x 0,15 m de largura. Esses foram lavados, para retirada do solo, e as raízes separadas por profundidades, recolhidas com pinças e congeladas. Nesta mesma ocasião, as touceiras também foram recolhidas. Depois, foram descongeladas, passaram por uma limpeza, para retirada de impurezas, e foram levadas à estufa, a 60°C, até peso constante, para determinação da massa seca. Em seguida, as raízes foram encaminhadas para análise de carbono orgânico, de acordo com metodologia descrita por Embrapa (1999).

### *Decomposição de raízes de cana-de-açúcar*

Os dados de decomposição das raízes também foram obtidos por meio da metodologia de sacos de náilon, os quais foram preenchidos com amostras de raízes de cana-de-açúcar (1,0 g em 2009 e 2 g em 2010), misturadas a uma pequena quantidade de solo. No campo, os sacos de náilon foram colocados em microparcelas (2m x 3m), isoladas até 60 cm de profundidade por chapas galvanizadas. Nessas parcelas, as plantas de cana foram erradicadas com o uso de herbicida, para que raízes não penetrassem nos sacos. Estes foram enterrados a 5 cm de profundidade e retirados, no ano de 2009, depois de 21, 42, 90, 215, 260 e 373 dias; e, no ano de 2010, aos 41, 81, 137, 254 e 326 dias. Foram coletadas oito repetições por tratamento (crua e queimada), por data de amostragem, em 2009, e sete em 2010. Depois das coletas, procedeu-se à lavagem das raízes, sendo estas, em seguida, colocadas em estufa, a 65°C, até peso constante, para posterior pesagem, moagem e determinação do carbono de acordo com Embrapa (1999).

### 3.3.4 Fluxo de CO<sub>2</sub> do solo em campo

A captura do CO<sub>2</sub> foi feita por meio de armadilhas alcalinas estáticas, utilizando-se o hidróxido de sódio (NaOH) como o meio de retenção do gás (Zibilske, 1994). As armadilhas foram instaladas em áreas com e sem plantas, com o objetivo de determinar a contribuição de cada fonte de CO<sub>2</sub> da respiração do solo, ou seja, o CO<sub>2</sub> proveniente das raízes (autotrófico) e o CO<sub>2</sub> originário da decomposição da matéria orgânica do solo pelos microorganismos (heterotrófico). Para tal, microparcelas de 3 m x 2 m foram isoladas com folhas de zinco até a profundidade de 60 cm, dentro de cada parcela, em três blocos de cada tratamento (três cruas e três queimadas). Nestas, as plantas foram eliminadas com herbicida e, quando surgiam plantas invasoras, eram eliminadas mecanicamente. Três câmaras foram instaladas em cada uma destas microparcelas, totalizando nove repetições por tratamento, por data de amostragem. Paralelamente, outras nove câmaras foram instaladas nas parcelas adjacentes, com presença das plantas de cana-de-açúcar. Em algumas datas, o número de repetições não foi o mesmo para os tratamentos em virtude de imprevistos como amostras perdidas ou presença de mato em algumas das microparcelas. Desta forma, as médias foram apresentadas acompanhadas dos erros padrões, e não dos desvios.

A câmara para medição do fluxo de C-CO<sub>2</sub> possuía uma área de captação de 346,2 cm<sup>2</sup> (21 cm de diâmetro e 9 cm de altura). Esponjas com 17 cm de diâmetro e 3 cm de altura foram embebidas com 40 ml de NaOH, 2 mol L<sup>-1</sup> (Yim et al., 2002), e colocadas sobre um

suporte de arame fincado no solo, ficando a esponja a 2 cm da superfície do solo. Tais câmaras foram colocadas na superfície do solo, cobrindo as armadilhas alcalinas, fixadas por hastes de metal e, em seguida, vedadas lateralmente com o próprio solo. As coletas foram feitas, aproximadamente, a cada quinze dias. As medições foram feitas por 24 horas, para evitar qualquer influência diurna na estimativa do fluxo de C-CO<sub>2</sub>. Por ocasião da coleta, o NaOH foi colocado em tubos plásticos do tipo falcon com tampas reforçadas por veda-rosca, e conduzido ao laboratório para análise.

A determinação do C-CO<sub>2</sub> total foi feita por titulação com HCl, medindo-se o volume gasto do ácido no intervalo de pH 8,3 a 3,7 (Sampaio & Salcedo, 1982). A quantidade de C-CO<sub>2</sub> retida nas armadilhas foi corrigida, considerando-se o C-CO<sub>2</sub> do ambiente das câmaras, utilizando-se armadilhas em câmaras fechadas, não expostas ao solo. O total anual de C-CO<sub>2</sub> emitido foi obtido pela integração da área dos gráficos de fluxo de C-CO<sub>2</sub> no tempo.

### 3.3.5 Temperatura e umidade do solo

Nos dias de leitura do CO<sub>2</sub>, dados de temperatura e umidade do solo também foram coletados. A temperatura do solo foi medida com termômetros de mercúrio, colocados nos primeiros 5 cm do perfil. As leituras foram feitas nas microparcelas sem plantas e nas parcelas com plantas, nas áreas de cana crua e queimada, com três repetições por tratamento.

Paralelamente às medições de temperatura, a umidade do solo também foi quantificada a 0,1 m, de profundidade. Para tal, utilizou-se uma sonda de capacitância, ligada por um cabo a uma unidade de leitura portátil (marca Sentek, modelo Diviner2000). Com este aparelho, o conteúdo volumétrico da umidade é medido por respostas a mudança na constante dielétrica do solo, uma vez que a capacitância do solo aumenta consideravelmente com o aumento do número das moléculas de água. Para efetuar as leituras, a sonda era inserida em tubos de acesso instalados no solo, próximo aos termômetros, obtendo-se três repetições por tratamento. Nas parcelas sem planta da área com oito anos a umidade foi monitorada em um perfil de referência para cana crua e um para a queimada.

### 3.3.6 Produtividade da cana-de-açúcar

Dados de produtividade foram obtidos ao final de cada ciclo da cana, com a coleta e pesagem dos colmos das 10 linhas centrais do experimento.

### 3.3.7 Estatística

Os dados de produção de palhada, raízes, CO<sub>2</sub> e produtividade da cana-de-açúcar foram analisados por meio de análises de variância, e a comparação de médias por meio do teste de Tukey a 5% de probabilidade. As taxas de decomposição da matéria seca foram estimadas ajustando-se modelos de regressão não lineares aos valores observados, conforme Wieder & Lang (1982). As relações, no tempo, do CO<sub>2</sub> com a temperatura, a umidade do solo e o tipo de colheita foram avaliadas pela técnica de modelos de regressão em árvore (De'ath, 2002).

## 4 RESULTADOS

### 4.1 Impacto da mudança do uso do solo no estoque e na dinâmica do carbono orgânico em solos de mata atlântica, cultivados com cana-de-açúcar, no Nordeste do Brasil

#### 4.1.1. Características do solo

Os dados de composição granulométrica do solo (Tabela 1) mostram que estes são mais arenosos em superfície, formando um gradiente textural ao longo do perfil, com os teores de silte + argila aumentando em profundidade. Diferenças significativas entre a composição granulométrica das áreas foram encontradas apenas para as camadas 40-60 e 60-80 cm, desaparecendo na profundidade seguinte. Nestas camadas, o solo da área com 15 anos apresentou maior teor de silte+argila que o solo das demais áreas.

Tabela 1 – Composição granulométrica de Argissolos Amarelos fragipânicos sob Mata Atlântica e sob cultivo com cana-de-açúcar colhida queimada, por 5, 15 e 35 anos.

	Mata	5 anos	15 anos	35 anos
Profundidade	AREIA			
Cm	g kg <sup>-1</sup>			
0-5	924	892	887	907
5-10	881	861	886	895
10-20	872	846	891	890
20-30	840	829	857	863
30-40	798	799	763	789
40-60	774	761	663	762
60-80	719	655	651	711
80-100	615	629	638	617
	ARGILA + SILTE			
0-5	76	108	113	92
5-10	119	139	114	105
10-20	128	154	109	110
20-30	160	171	143	137
30-40	202	202	236	211
40-60	226 b	239 b	336 a	238 b
60-80	281 c	345 ab	349 a	289 bc
80-100	385	371	362	383

Médias seguidas de mesmas letras, dentro de cada profundidade, não diferem pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

Os valores de densidade do solo das áreas estudadas foram significativamente diferentes apenas nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm (Tabela 2). Na primeira profundidade, as maiores densidades foram encontradas nas áreas cultivadas por 15 e 35 anos, seguidas pela

área com cinco anos de cultivo e pela mata. Na camada seguinte, 5-10 cm, dois grupos diferenciaram-se, com as áreas cultivadas por mais tempo, 15 e 35 anos, com valores de 1,55 e 1,54 kg dm<sup>-3</sup>, e as áreas com cinco anos de cultivo e a mata, de 1,33 e 1,36 kg dm<sup>-3</sup>. A partir deste ponto do perfil, as diferenças não foram significativas; no entanto, a área de mata guardou uma tendência em apresentar menores densidades até os 30 cm de profundidade.

Tabela 2 – Densidade do solo de perfis (0-100 cm) de Argissolos Amarelos fragipânicos sob Mata Atlântica e sob cultivo com cana-de-açúcar colhida queimada, por 5, 15 e 35 anos.

Profundidade	Mata	Cana 5	Cana 15	Cana 35
kg dm <sup>-3</sup>				
0-5	1,20 (0,08) c	1,25 (0,13) b	1,44 (0,04) a	1,43 (0,03) ab
5-10	1,36 (0,07) b	1,33 (0,07) b	1,55 (0,06) a	1,54 (0,05) a
10-20	1,50 (0,05)	1,56 (0,05)	1,59 (0,05)	1,63 (0,05)
20-30	1,49 (0,04)	1,58 (0,04)	1,62 (0,04)	1,61 (0,00)
30-40	1,56 (0,02)	1,53 (0,02)	1,58 (0,04)	1,52 (0,04)
40-60	1,60 (0,05)	1,55 (0,05)	1,49 (0,02)	1,48 (0,07)
60-80	1,52 (0,04)	1,46 (0,04)	1,43 (0,05)	1,57 (0,06)
80-100	1,55 (0,01)	1,41 (0,01)	1,41 (0,03)	1,53 (0,06)

Médias seguidas de mesmas letras, dentro de cada profundidade, não diferem pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ). Valores entre parênteses indicam o erro padrão da média.

As características químicas dos solos encontram-se na tabela 3. Nas áreas de mata destacam-se os elevados teores de cálcio nas profundidades de 0-5 cm, 5-10 cm e 10-20 cm, bem como a CTC, que chegou a 10,3 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> solo. A área com cinco anos de cultivo apresentou um padrão bastante peculiar, em função do histórico relatado na secção de Material e Métodos. O fato de a área ter ficado com resíduos da copa das árvores originárias da Mata Atlântica, sobre a superfície do solo, por um período de dez anos, seguido de queima, levou à ocorrência de valores significativamente mais elevados de pH, até os 40-60 cm; Ca<sup>+2</sup>, até 20-30 cm; K<sup>+</sup>, até os 5-10 cm; e CTC, até 10-20 cm.

O cultivo da cana afetou fortemente a quantidade de fósforo no solo, de modo que a área com 35 anos de cultivo apresentou teores significativamente maiores que as outras áreas até a camada de 40-60 cm. Apesar de os teores na área de 15 anos não serem significativamente diferentes em relação à mata, já se percebe a tendência de estabelecimento de maiores valores de P na área cultivada.

Tabela 3 – Características químicas de Argissolos Amarelos fragipânicos sob Mata Atlântica e sob cultivo com cana-de-açúcar colhida queimada, por 5, 15 e 35 anos.

Prof cm	pH	Ca	Mg	Al cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	H + Al	K	P mg kg <sup>-1</sup>	CTC cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>
<b>Mata</b>								
0-5	5,9	6,1 a	1,8	0,0	2,2	0,13 b	8,7 b	10,3 a
5-10	5,9 b	4,0 b	1,1	0,1	2,3 a	0,09 b	6,7 b	7,6 ab
10-20	5,7 b	3,1 ab	1,1	0,1	2,3 a	0,07	5,1 b	6,6 ab
20-30	5,8 b	1,9	0,6	0,1	1,8 ab	0,05	3,1 b	4,4
30-40	5,8 b	1,4	0,7	0,1	1,7 b	0,05	2,1 b	3,9
40-60	5,7 ab	1,3	0,8	0,2 ab	1,9	0,05	2,3 ab	4,1
60-80	5,7	1,1	0,8	0,2	1,9 b	0,04	2,1	3,9
80-100	5,5ab	0,9	0,8	0,3 b	2,2	0,05	2,2	3,9
<b>Cana 5 anos</b>								
0-5	6,4	6,4 a	1,4	0,0	2,0	0,31 a	32,8 b	10,0 a
5-10	6,6 a	6,8 a	1,0	0,0	1,7 ab	0,29 a	29,6 b	10,0 a
10-20	6,5 a	5,2 a	0,8	0,0	1,5 b	0,19	5,6 b	7,4 a
20-30	6,6 a	3,7	0,7	0,0	1,1 b	0,11	1,9 b	5,3
30-40	6,6 a	2,3	0,7	0,0	1,1 b	0,09	1,0 b	4,0
40-60	6,4 a	2,3	0,8	0,0 b	1,7	0,12	1,0 b	5,0
60-80	5,9	1,0	1,0	0,1	2,4 b	0,10	1,0	4,0
80-100	5,8 a	1,3	0,5	0,4 b	2,7	0,08	1,0	5,0
<b>Cana 15 anos</b>								
0-5	5,9	2,8 b	0,8	0,1	2,1	0,09 b	19,9 b	5,8 b
5-10	6,0 ab	2,2 c	0,8	0,1	2,2 a	0,10 b	40,8 b	5,2 b
10-20	5,8 b	1,8 b	0,6	0,1	2,4 a	0,10	14,5 b	5,2 ab
20-30	5,7 b	1,0	1,0	0,3	2,0 a	0,11	9,4 b	4,0
30-40	5,7 b	1,0	0,7	0,3	2,5 a	0,12	4,0 b	4,3
40-60	5,3 b	0,7	0,4	0,9 a	3,2	0,10	1,9 b	4,7
60-80	5,4	1,7	0,7	0,8	3,0 a	0,09	3,3	5,0
80-100	5,5 ab	0,7	0,4	0,6 a	3,0 a	0,05	1,2	4,0
<b>Cana 35 anos</b>								
0-5	6,2	3,2 b	0,8	0,0	1,7	0,07 b	118,5 a	5,8 b
5-10	6,4 ab	3,0 bc	1,2	0,0	1,3 b	0,07 b	141,9 a	5,6 b
10-20	6,3 ab	2,0 b	1,0	0,0	1,7 ba	0,05	81,8 a	4,8 b
20-30	5,7 b	1,3	0,7	0,2	2,4 a	0,13	51,5 a	4,5
30-40	5,7 b	1,3	0,4	0,2	2,3 ab	0,12	39,2 a	4,2
40-60	5,3 b	1,3	0,7	0,5 ab	2,2	0,09	31,3 a	4,3
60-80	5,3	1,3	1,0	0,4	2,2 b	0,07	3	4,5
80-100	5,0 b	1,0	0,4	0,6 a	2,8 a	0,05	2	4,2

Médias de sítios amostrais da cronossequência, para cada característica química, seguidas de mesmas letras, dentro de cada profundidade, não diferem pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

#### 4.1.2 Concentração e estoque de carbono no solo

A distribuição do carbono em profundidade seguiu o padrão de redução da concentração ( $\text{g kg}^{-1}$ ) com o aumento da profundidade do perfil, principalmente na área de mata e com menor tempo de cultivo. Nas áreas com 15 e 35 anos percebe-se um leve aumento do carbono na profundidade de 10 cm, voltando os valores a diminuir logo em seguida. O efeito da mudança de uso do solo também é claramente percebido nas concentrações de carbono orgânico até a profundidade de 20 cm (Figura 3). Na superfície (0-5 cm), o carbono da mata e da área com cinco anos de cultivo foi significativamente mais elevado que o C das

áreas com 15 e 35 anos de cultivo. A partir daí, uma diminuição gradual da diferença da concentração de C entre as áreas é percebida dentro das profundidades, ou seja, aos 5-10 cm e 10-20 cm, as áreas com 15 e 35 anos de cultivo são iguais entre si, porém aquela com 15 anos ainda guarda valor de carbono semelhante ao da mata. Nas camadas seguintes, até os 100 cm de profundidade, não houve diferenças significativas nas concentrações de carbono orgânico do solo, entre as diferentes áreas. Destaca-se a alta variabilidade das concentrações do C na superfície do solo (0-5 cm), na área com cinco anos de cultivo (CV= 49,9 %).

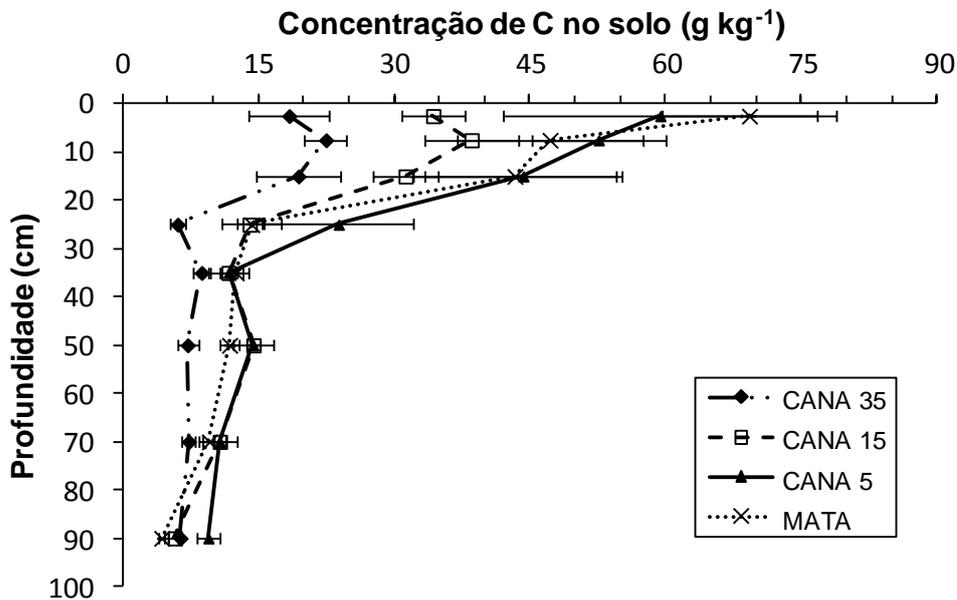


Figura 3 – Concentrações de carbono orgânico ( $\text{g kg}^{-1}$ ) em Argissolos Amarelos fragipânicos sob Mata Atlântica e sob cultivo com cana-de-açúcar colhida queimada, por 5, 15 e 35 anos. Barras indicam o erro padrão da média.

A partir dos dados de densidade do solo e das concentrações de carbono orgânico, estoques de carbono orgânico foram calculados, com as devidas correções da massa do solo (Tabela 4). Com exceção da área com cinco anos de manejo, o estoque de carbono do solo diminuiu fortemente com o aumento dos anos sob cultivo de cana-de-açúcar. Em todos os intervalos de profundidade estudados, o solo com 35 anos de uso agrícola apresentou estoques significativamente menores que a área de mata e com cinco anos, só apresentando diferenças significativas em relação à área com 15 anos quando o intervalo considerado foi de 0-30 cm e 0-100 cm. As maiores perdas ocorreram na profundidade de 0-10 cm ( $27 \text{ Mg de C ha}^{-1}$  aos 15 anos, e  $48 \text{ Mg de C ha}^{-1}$  aos 35 anos), seguidas daquelas da camada de 10-20 cm ( $17 \text{ Mg de C ha}^{-1}$  aos 15 anos, e  $35 \text{ Mg de C ha}^{-1}$  aos 35 anos). Quando mais 10 centímetros são incorporados ao perfil (20-30 cm), a diminuição do estoque é bastante reduzida, sendo de

apenas 8 Mg de C ha<sup>-1</sup> aos 35 anos, chegando a haver um pequeno aumento de C na área com 15 anos. Ou seja, nesta profundidade, a quantidade de C derivado da mata que foi perdida na área com 15 anos foi compensada por aquela incorporada pela cana.

Tabela 4 – Estoques de C do solo, em diferentes intervalos de profundidade de Argissolos Amarelos fragipânicos sob Mata Atlântica e sob cultivo com cana-de-açúcar colhida queimada, por 5, 15 e 35 anos.

Profundidade (cm)	Mata	Cana 5	Cana 15	Cana 35
	Mg C ha <sup>-1</sup>			
0-10	73,6 a	74,8 a	46,3 ab	25,9 b
0-20	138,6 a	141,3 a	94,7 b	55,6 b
0-30	159,9 ab	178,3 a	120,9 b	69,2 c
0-100	259,2 ab	302,6 a	232,3 b	147,5 c

Médias, seguidas de mesmas letras, em cada intervalo de profundidade, não diferem pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

Para todo o perfil do solo, 0-100 cm, as diferenças totais em relação à área de vegetação nativa foram de 27 Mg de C ha<sup>-1</sup>, aos 15 anos, e 112 Mg de C ha<sup>-1</sup>, aos 35 anos. Esta diferença de 27 Mg de C ha<sup>-1</sup> é menor que a relatada acima para a camada de 0-20 cm (27 + 17 Mg de C ha<sup>-1</sup>). Tal fato demonstra que houve certo aumento do estoque de C em profundidade nas áreas com 15 anos de cana-de-açúcar, o qual compensou parte da diminuição do estoque ocorrida nas camadas mais superficiais do perfil (0-20 cm).

#### 4.1.3 Análises do <sup>13</sup>C e tempo de residência do carbono

A origem deste carbono estocado e alguns processos que ocorrem no solo podem ser percebidos por meio da abundância natural do <sup>13</sup>C (Figura 4). Os  $\delta^{13}\text{C}$  da parte aérea e da serrapilheira da vegetação C<sub>3</sub> foram de  $-31,81 \pm 0,44 \text{ ‰}$  e  $-28,77 \pm 0,32 \text{ ‰}$ , respectivamente. Já a parte aérea e a raiz da cana-de-açúcar apresentaram valores de  $-11,84 \pm 0,13 \text{ ‰}$  e  $10,22 \pm 0,33 \text{ ‰}$ .

O  $\delta^{13}\text{C}$  do solo sob vegetação nativa mostrou um leve enriquecimento em <sup>13</sup>C ao longo do perfil, com valores passando de  $-28,44 \text{ ‰}$  na superfície para  $-26,27 \text{ ‰}$  aos 100 cm de profundidade. Também houve aumento do  $\delta^{13}\text{C}$  com a conversão de vegetação nativa para cana-de-açúcar, sendo este aumento maior à medida que o tempo de cultivo da cana progrediu. Nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, a diferença ocorreu de forma gradativa, com a mata sendo significativamente menos enriquecida em <sup>13</sup>C que as áreas de cinco e 15 anos, e estas menos enriquecidas que a área com 35 anos de cultivo. A partir dos

20-30 cm, a área com 15 anos não apresentou diferença significativa em relação à mata, apresentando, apenas, uma leve tendência a maiores valores de  $\delta^{13}\text{C}$ . Isto também deve valer para a área com cinco anos, mesmo sem a análise estatística para estas profundidades, uma vez que os valores dos  $\delta^{13}\text{C}$  foram muito semelhantes entre cinco e 15 anos. Já a área com 35 anos de cultivo mostrou-se significativamente enriquecida em  $^{13}\text{C}$ , em relação a todas as outras áreas, até a profundidade de 100 cm.

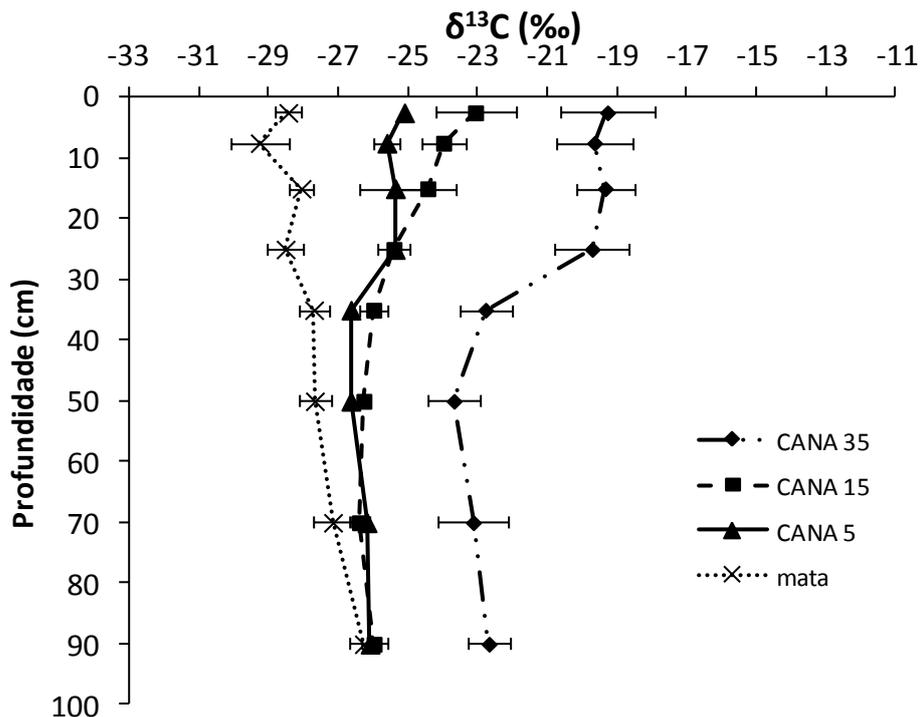


Figura 4 – Abundância natural do  $^{13}\text{C}$  em Argissolos Amarelos fragipânicos sob Mata Atlântica e sob cultivo com cana-de-açúcar colhida queimada, por 5, 15 e 35 anos. Barras indicam o erro padrão da média.

As proporções de perda do C do solo derivado da mata e de ganho do C derivado da cana na concentração deste elemento encontram-se na figura 5. O carbono orgânico derivado da mata diminuiu com o tempo, e a maior perda proporcional deste C localizou-se nas camadas superficiais do solo (0-30 cm), onde o manejo do solo foi mais intensivo. Nesta região do perfil, em torno de 56% do C das áreas cultivadas por 35 anos derivam do C estável da área da mata, enquanto 44% advêm da cana. Com o aumento do tempo de uso do solo pela cana-de-açúcar, o percentual do carbono derivado da cana aumentou nestas camadas e estendeu-se em profundidade, passando de 1 a 2% do carbono total do solo na camada de 80-100 cm, aos cinco e 15 anos de cultivo, para 20%, nas áreas onde a cana foi implementada há 35 anos.

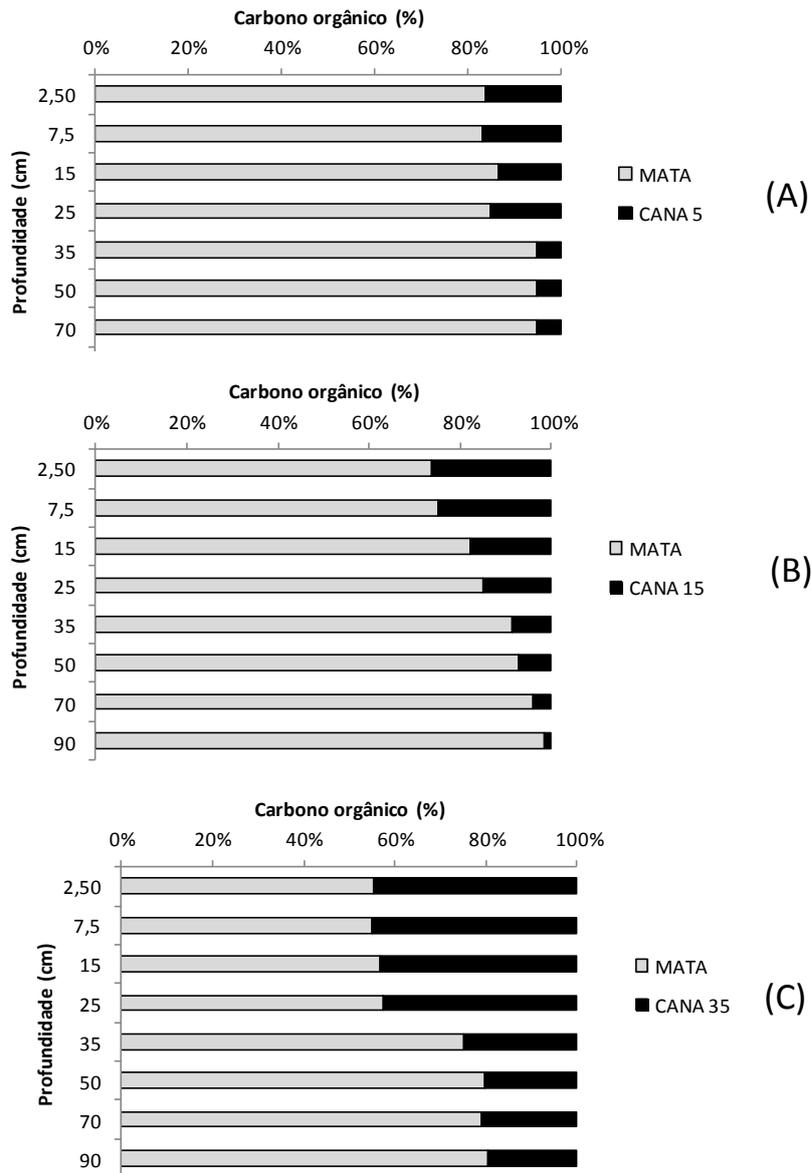


Figura 5 – Proporção de carbono derivado da mata e carbono derivado da cana em Argissolos Amarelos fragipânicos sob cultivo com cana-de-açúcar colhida queimada, por 5 (A), 15 (B) e 35 (C) anos.

Estas proporções vão se refletir nas quantidades de C originário de cada tipo de vegetação,  $C_3$  ou  $C_4$  (Figura 6). Tanto nos primeiros 20 cm do solo, como em todo o perfil (0-100 cm), o declínio do C derivado da mata ( $C_3$ ) foi representado por um modelo exponencial, enquanto o acúmulo do C oriundo da cana ( $C_4$ ) apresentou-se logarítmico. Observa-se que a taxa de perda do C da mata ( $C_d$  mata) na camada de maior intensidade de manejo do solo (0-20 cm) foi 1,5 vez maior que aquela determinada para todo o perfil do solo. Para os primeiros 20 cm do solo, as taxas de decomposição anual do carbono total e do C derivado da mata foram de 3,0% ( $k = 0,030$ ) e 4,6% ( $k = 0,046$ ), respectivamente. Quando todo o perfil foi

considerado, estas passaram a ser de 1,9% ( $k = 0,019$ ) para o C total e 2,9% ( $k = 0,029$ ) para o C derivado da mata (Figura 6).

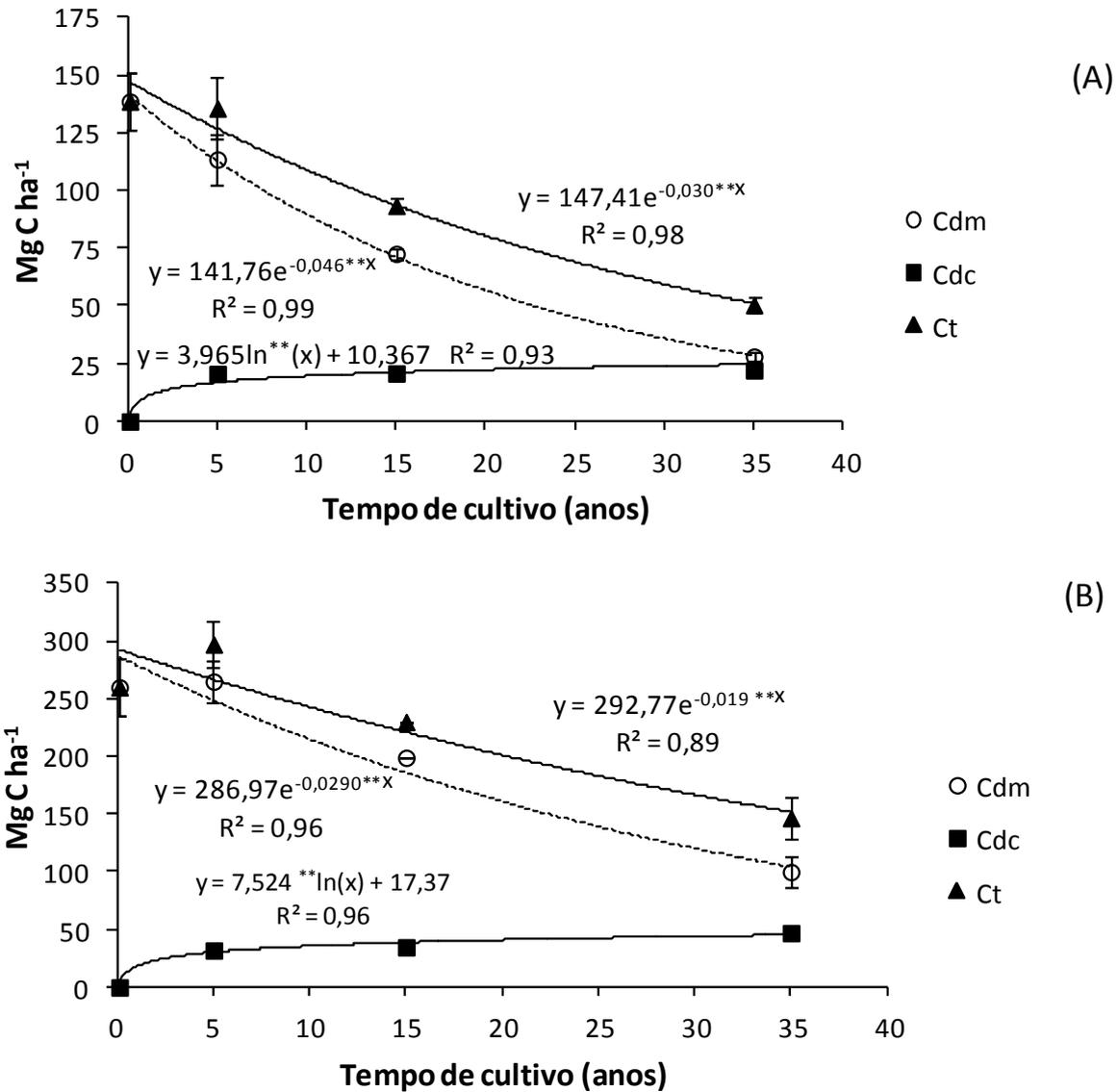


Figura 6 – Dinâmica do carbono total do solo, do carbono derivado da Mata Atlântica (Cdm) e do C derivado da cana-de-açúcar (Cdc) colhida queimada e cultivada por 5, 15 e 35 anos, nas camadas de 0-20 cm (A) e 0-100 cm (B). As barras indicam o desvio padrão da média. \*\* significativo pelo teste F a 1%.

A maior taxa da perda do C derivado da mata nos primeiros 20 cm do perfil também é percebida no tempo de residência média (TRM) do carbono no solo (Tabela 5). Neste sentido, três grupos podem ser separados com relação ao TRM calculado na área com 35 anos de cultivo, quais sejam: (1) as camadas de 0-5 a 20-30 cm; (2) as camadas de 30-40 a 60-80 cm; e (3) a camada de 80-100 cm. O primeiro grupo apresentou TRM variando de 20,1 a 28,8

anos; já o segundo teve este tempo elevado para um intervalo de 43,7 a 73,5 anos. Comparado aos dois primeiros grupos, o terceiro grupo apresentou um TRM bem peculiar, com indicativo de que os valores podem estar na casa dos milhares de anos, dependendo do cálculo. No entanto, vale salientar que a elevada variação encontrada entre os TRM desta camada do solo, aliada ao pequeno número de repetições (três perfis), não permitiu estabelecer um tempo médio de renovação do C com elevada precisão. Outro aspecto a ser destacado é a diminuição do TRM na profundidade de 40-60 cm, fato que se repetiu nos três perfis estudados.

Tabela 5 – Tempo de residência média do carbono orgânico derivado da mata, de Argissolo Amarelo fragipânico, cultivado com cana-de-açúcar por 35 anos, na região dos tabuleiros costeiros do Nordeste do Brasil.

Profundidade (cm)	TRM (anos)*
0-5	20,1 ± 5,3
5-10	28,8 ± 1,8
10-20	27,3 ± 13,9
20-30	26,2 ± 5,8
30-40	54,6 ± 14
40-60	43,7 ± 14,7
60-80	73,5 ± 22
80-100	+ de 1000 anos

\*O valor representa média ± intervalo de confiança (5%).

## 4.2 Efeito do manejo dos resíduos da cana-de-açúcar no estoque de carbono em solos do Nordeste do Brasil

### 4.2.1 Características do solo

A composição granulométrica dos solos das duas áreas mostra que as mesmas são diferentes (Tabela 6). A área com três anos possui textura variando de franco arenosa, na superfície, chegando à argila, na camada de 80-100 cm. Já a área com oito anos varia de areia franca a franco-argiloarenosa, em profundidade. Por isso, as análises não serão feitas sob o ponto de vista de uma cronossequência de implantação do sistema de colheita, sendo os tratamentos (colheita crua e queimada) comparados dentro de cada área, separadamente.

Na área com três anos de implantação da colheita sem despalha a fogo, a densidade do solo foi significativamente maior sob cana crua, nas profundidades de 10-15 cm ( $p < 0,034$ ) e 15-20 cm ( $p < 0,018$ ) (Tabela 6). Um efeito mais superficial da implantação deste tipo de colheita foi encontrado na área com oito anos. Nesta, o solo sob cana crua apresentou valores

de densidade significativamente menores nas profundidades de 0-5 cm ( $p < 0,045$ ), 5-10 cm ( $p < 0,001$ ) e 10-15 cm ( $p < 0,001$ ).

Tabela 6 - Composição granulométrica e densidade de Argissolos Amarelos cultivados com cana-de-açúcar, submetida à colheita com e sem despalha a fogo, por três e oito anos.

Profundidade	Crua	Queima	Crua	Queima
	3 anos		8 anos	
	AREIA ( $\text{g kg}^{-1}$ )			
0-5	686	692	844	842
5-10	690	701	854	854
10-15	682	680	853	860
15-20	707	706	820	864
20-30	628	629	820	847
30-40	594	576	783	812
40-60	486	466	725	753
60-80	402	386	670	696
80-100	392	370	654	677
	ARGILA + SILTE ( $\text{g kg}^{-1}$ )			
0-5	314	307	156	158
5-10	310	298	146	146
10-15	319	320	147	140
15-20	293	293	180	136
20-30	372	371	180	153
30-40	406	424	217	188
40-60	514	534	275	247
60-80	598	614	326	304
80-100	608	626	349	323
	DENSIDADE DO SOLO ( $\text{g cm}^{-3}$ )			
0-5	1,41 (0,01)	1,43 (0,02)	1,44 (0,02) b	1,48 (0,01) a
5-10	1,49 (0,02)	1,49 (0,01)	1,49 (0,02) b	1,58 (0,01) a
10-15	1,56 (0,02) a	1,52 (0,01) b	1,42 (0,04) b	1,60 (0,01) a
15-20	1,58 (0,03) a	1,50 (0,02) b	1,50 (0,03)	1,55 (0,03)
20-30	1,55 (0,00)	1,52 (0,02)	1,64 (0,02)	1,59 (0,01)
30-40	1,57 (0,01)	1,56 (0,01)	1,53 (0,01)	1,50 (0,03)
40-60	1,53 (0,04)	1,59 (0,01)	1,59 (0,01)	1,53 (0,05)
60-80	1,52 (0,06)	1,60 (0,01)	1,46 (0,02)	1,52 (0,04)
80-100	1,60 (0,00)	1,57 (0,01)	1,57 (0,03)	1,57 (0,01)

Médias seguidas das mesmas letras, dentro de cada profundidade, para cada área (três e oito anos), não diferem pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

A tabela 7 apresenta as características químicas do solo na área com três anos de implementação dos tratamentos. Diferenças significativas só se estabeleceram para o potássio, na profundidade de 0-5 cm, com o solo sob cana colhida crua possuindo concentração mais elevada. Na área com oito anos (Tabela 8), as diferenças ocorreram para o pH, na profundidade de 30-40 cm, para o cálcio, aos 20-30 cm e 30-40 cm; para o potássio, aos 15-20 cm; e para o fósforo, nas camadas de 0-20 cm. Nessas profundidades, o solo sob cana colhida

crua apresentou menores valores de pH, de cálcio e de potássio. Em superfície, 0-5 cm, o P foi menor sob cana colhida crua. No entanto, esta tendência foi invertida entre 5 e 20 cm, com o solo sob este tratamento apresentando as maiores concentrações de P. Como esta é uma área que recebe aplicação de vinhaça todos os anos, os níveis de K foram altos sob os dois tipo de colheita. Destaca-se que o solo apresenta pH elevado, podendo influenciar na disponibilidade de alguns nutrientes.

Tabela 7 - Características químicas de um Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar, submetida à colheita com (queima) e sem (crua) despalha a fogo, por três anos.

Profundidade Cm	pH	Ca	Mg	Al cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	H + Al	P mg kg <sup>-1</sup>	K	CTC cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>
<b>Cana Queimada</b>								
0-5	5,6	1,6	0,6	0,1	3,2	24	42 b	5,5
5-10	5,5	1,8	0,5	0,1 b	3,1	11	37	5,5
10-15	5,9	1,7	0,5	0,2	3,6	9	26	5,9
15-20	5,8	1,8	0,7	0,1	2,9	10	16	5,5
20-30	5,5	1,3	0,4	0,2	3,3	9	10	5,1
30-40	5,1	1,0	0,3	0,2	2,4	3	5	3,8
40-60	5,3	1,0	0,3	0,2	2,0	1	5	3,4
60-80	5,3	1,3	0,4	0,2	1,6	2	5	3,4
80-100	5,2	1,4	0,5	0,3	2,1	1	4	4,0
<b>Cana crua</b>								
0-5	5,4	1,8	0,6	0,2	3,2	18	56 a	5,7
5-10	5,2	1,5	0,5	0,3 a	3,8	13	44	5,9
10-15	5,4	1,7	0,5	0,3	3,2	11	25	5,5
15-20	5,4	1,6	0,5	0,3	3,7	11	13	5,9
20-30	5,2	1,2	0,5	0,2	3,6	4	8	5,4
30-40	5,0	1,0	0,4	0,2	3,6	3	6	5,1
40-60	4,9	1,2	0,4	0,1	2,9	1	5	4,6
60-80	5,2	1,6	0,4	0,1	2,6	1	4	4,6
80-100	5,0					1		

Médias seguidas das mesmas letras, dentro de cada profundidade não diferem pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

Tabela 8 - Características químicas de um Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar, submetida a colheita com (queima) e sem (crua) despalha a fogo, por oito anos.

Profundidade	pH	Ca	Mg	Al	H + Al	P	K	CTC
Cm			cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>			mg kg <sup>-1</sup>		cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>
<b>Cana Queimada</b>								
0-5	7,1	4,1	1,1	0,0	0,8	67 a	94	6,2
5-10	7,2	3,2	1,1	0,0	1,3	29 b	188	6,2
10-15	7,0	3,4	1,1	0,0	1,4	31 b	154	6,4
15-20	7,2	2,9	1,0	0,0	1,5	23 b	189 a	6,0
20-30	6,8	2,3 a	0,9	0,0	1,8	16	178	5,4
30-40	6,7 a	2,0 a	0,8	0,0	2,0	6	151	5,3
40-60	6,1	0,9	0,7	0,0	3,0	3	143	5,0
60-80	5,9	0,6	0,5	0,4	2,9	1	143	4,5
80-100	5,3	0,6	0,3	0,6	3,2	1	91	4,4
<b>Cana crua</b>								
0-5	7,5	3,9	1,2	0,0	0,7	44 b	110	6,1
5-10	7,3	3,7	1,3	0,0	0,9	55 a	147	5,9
10-15	6,7	3,4	1,2	0,0	1,4	45 a	132	6,4
15-20	6,7	2,4	0,8	0,0	2,0	48 a	86 b	5,5
20-30	6,4	1,7 b	0,6	0,1	2,3	16	108	4,9
30-40	6,2 b	1,1 b	0,6	0,2	2,1	4	135	4,1
40-60	5,7	0,8	0,4	0,4	2,7	2	175	4,4
60-80	5,7	0,6	0,5	0,5	2,7	2	140	4,2
80-100	5,7	0,6	0,8	0,4	2,5	3	126	4,2

Médias seguidas das mesmas letras, dentro de cada profundidade não diferem pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

A permanência da palhada da cana-de-açúcar sobre o solo provocou efeitos significativos no C orgânico. Na área com três anos, o solo sob colheita sem despalha a fogo apresentou maiores valores de C nas profundidades de 0-5 cm, 5-10 cm e 10-15 cm (Figura 7). Da mesma forma, concentrações de C significativamente mais elevadas foram encontradas na área com oito anos sob cana crua, para as profundidades de 0-5 cm e 10-15 cm (Figura 8). Nessas camadas, as concentrações de C variaram de 15,9 e 16,6 g kg<sup>-1</sup>, no solo sob cana queimada, a 23,3 e 22,9 g kg<sup>-1</sup>, sob cana crua, respectivamente.

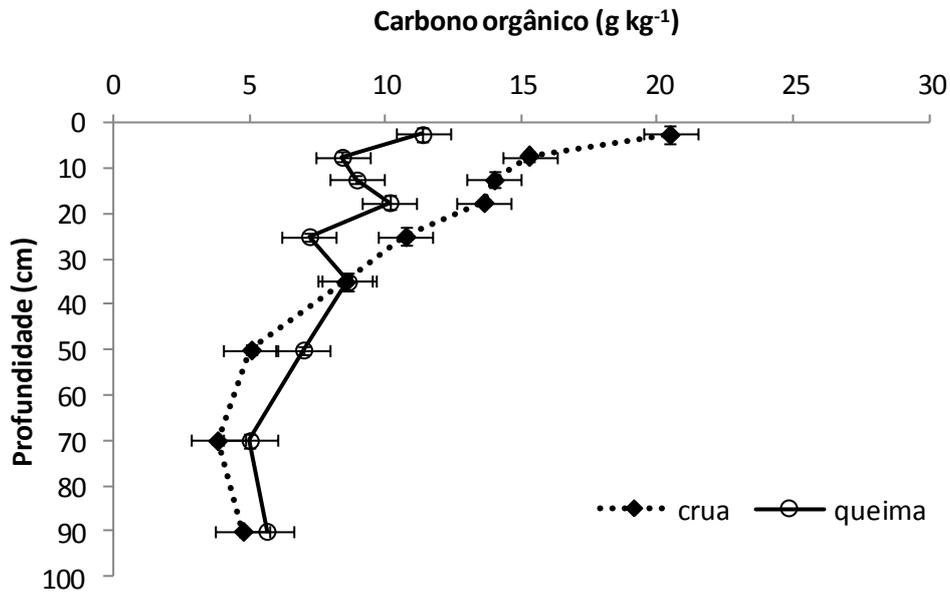


Figura 7 – Concentrações de carbono orgânico ( $\text{g kg}^{-1}$ ) em Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar, submetida à colheita com (queima) e sem (crua) despalha a fogo, por três anos. Barras indicam o erro padrão da média.

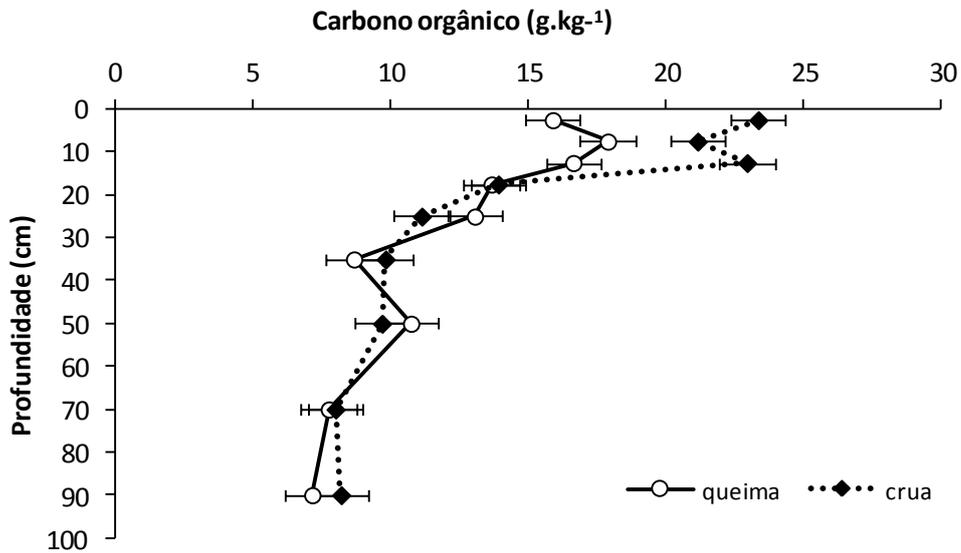


Figura 8 – Concentrações de carbono orgânico ( $\text{g kg}^{-1}$ ) em Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar, submetida à colheita com (queima) e sem (crua) despalha a fogo, por oito anos. Barras indicam o erro padrão da média.

O efeito da mudança de uso do solo e do manejo da palhada da cana também pode ser percebido na fração MOPL ( $d < 1 \text{ g L}^{-1}$ ) (Tabela 9). Como esperado, em uma área florestal, com solo de textura semelhante ao da área com oito anos, os valores de referência foram muito mais elevados do que nas áreas cultivadas com a cana. Da mesma forma, quando o resíduo da cana não foi eliminado pelo fogo, a acumulação da MOPL já pode ser percebida, principalmente na profundidade de 0-5 cm. Esta diferença entre os tratamentos foi significativa apenas para a área com oito anos.

Tabela 9 – Matéria orgânica particulada do solo (MOP  $d < 1 \text{ kg dm}^{-3}$ ), em áreas de cana-de-açúcar colhida crua e queimada, por três e oito anos, e em área de mata.

Prof.	Cana 3 anos		Cana 8 anos		Mata
	Crua	Queima	Crua	Queima	
(cm)	g MOP $\text{kg}^{-1}$ de solo				
0-5	0,876 (0,194)	0,538 (0,069)	0,301 (0,035) a	0,214 (0,024) b	4,420 (0,940)
5-10	0,266 (0,048)	0,337 (0,055)	0,089 (0,008)	0,075 (0,006)	1,695 (0,780)

Médias seguidas das mesmas letras, dentro de cada profundidade, para cada área, não diferem entre si ( $p < 0,05$ ). Valores entre parênteses representam o erro padrão da média.

#### 4.2.2 Características microbiológicas do solo: CBM, respiração e estrutura da comunidade microbiana

Embora sendo considerada uma variável mais sensível que o C total do solo, o CBM não foi significativamente diferente entre os tratamentos, para as duas áreas estudadas (tabela 10). Diferenças ocorreram entre datas de amostragem, e menores valores de CBM foram mais frequentes na amostragem feita na época seca (data 3, área três anos). Entre as profundidades, quando ocorreram diferenças significativas, o CBM foi menor na profundidade de 20-40 cm e, eventualmente, de 5-20 cm, indicando certo gradiente em profundidade.

Tabela 10- Carbono na biomassa microbiana (CBM) e C solúvel ( $C_{sol}$ ) do solo, em áreas de cana-de-açúcar colhida crua e queimada, por três e oito anos.

		Área 3 anos				Área 8 anos			
		Crua	Queima	Crua	Queima	Crua	Queima	Crua	Queima
		CBM		$C_{sol}$ ( $mg\ kg^{-1}$ de solo)		CBM		$C_{sol}$	
Data 1 chuvosa	0-5	-	-	-	-	111,2	93,0 B	59,5 a A	43,3 b A
	5-20	-	-	-	-	123,8	97,5	55,2 a A	43,2 b A
	20-40	-	-	-	-	78,1	76,5	36,6 A	29,8 A
Data 2 chuvosa	0-5	119,0	93,2	12,1 B	8,5 B	119,9	166,6 A	19,8 a B	1,5 b B
	5-20	123,9 A	117,3 A	10,9 B	7,8 B	96,4	80,5	6,1 B	6,1 B
	20-40	48,9 A	102,7 A	21,8 B	17,3 B	60,4	82,5	8,8 B	10,2 B
Data 3 seca	0-5	66,9	88,6	51,4 A	44,3 A	-	-	-	-
	5-20	35,1 B	40,7 B	48,8 A	49,4 A	-	-	-	-
	20-40	16,4 B	25,9 B	61,1 A	60,9 A	-	-	-	-

Médias seguidas de letras minúsculas iguais, para cada área, dentro de cada profundidade, não diferem (Tukey,  $p < 0,05$ ) entre os tratamentos (crua x queima). Médias seguidas de letras maiúsculas, para cada área e tratamento, dentro de cada profundidade, não diferem (Tukey,  $p < 0,05$ ) entre datas.

Efeitos do tipo de colheita também não foram percebidos para o C solúvel do solo, na área com três anos. Nesta área, o C solúvel foi afetado pela data de amostragem, com o solo possuindo valores mais elevados de C solúvel na segunda data, a qual, como referido, coincide com a estação seca. Já na área com oito anos, houve efeito dos tratamentos e o C solúvel foi maior nas áreas sob cana colhida crua, nas profundidades de 0-5 cm e 5-20 cm, no primeiro ano, e em 0-5 cm, no segundo ano. Este C também foi maior na primeira época de amostragem, em agosto de 2010 (Tabela 10).

Apesar de o CBM não ter diferido entre os tratamentos, a atividade e a estrutura da comunidade microbiana foram distintas. Na área com três anos, a respiração foi maior no tratamento da cana crua para as profundidades 0-5 e 5-20 cm (Figura 9 A), confirmando-se, também, esta diferença na profundidade de 5-20 cm, na área com oito anos (Figura 9 B). A partir destes dados e daqueles do CBM, o quociente metabólico ( $qCO_2$ ) foi calculado e, para esta variável, diferenças significativas não foram estabelecidas entre os tratamentos (Figura 9 A).

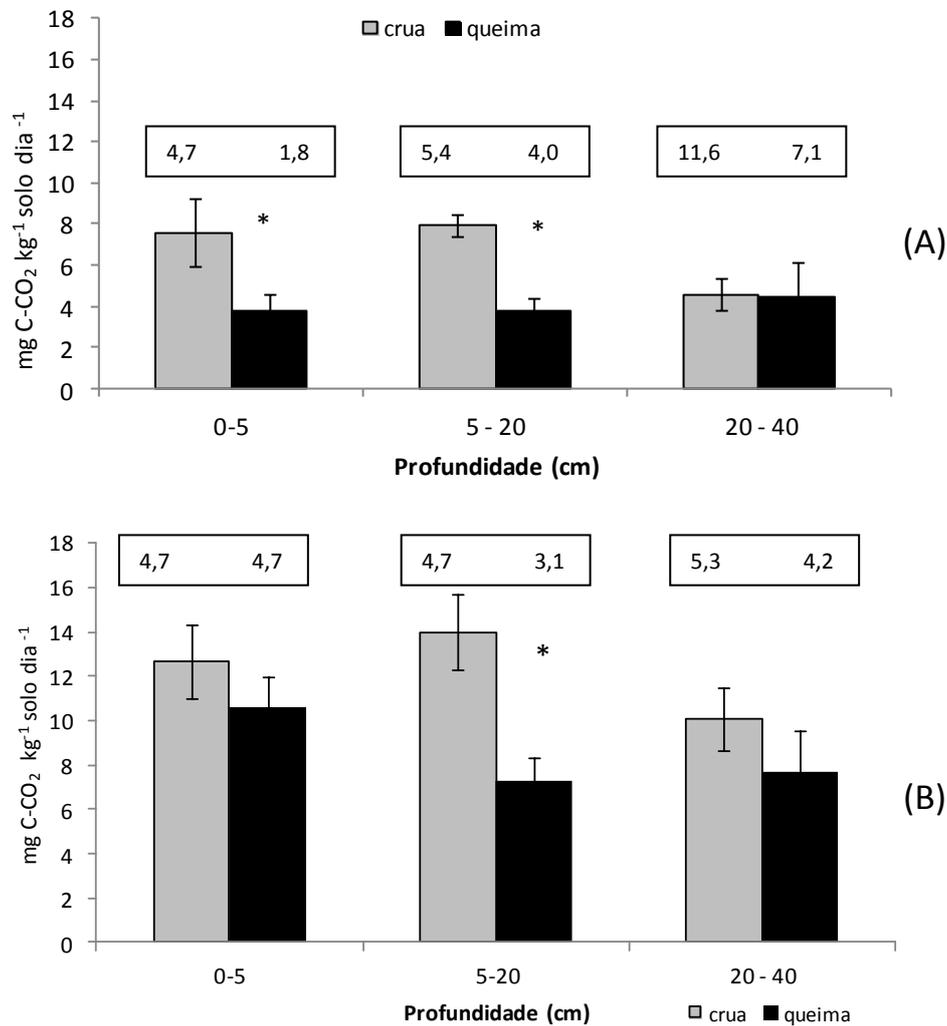


Figura 9 - Respiração basal do solo em áreas de cana-de-açúcar colhida crua e queimada, por três (A, ano 2011) e oito anos (B, ano 2009). Barras indicam o erro padrão da média. Valores nas caixas de texto equivalem aos  $qCO_2$  do solo ( $mg\ C-CO_2\ mg\ CBM^{-1}\ h^{-1}\ *10^{-3}$ ). \* indica diferença significativa entre os tratamentos.

No tocante à comunidade microbiana, na camada de 0-5 cm, 87% de toda a variabilidade nos dados dos perfis de ácidos graxos foram representados em um gráfico bi-dimensional, de acordo com a técnica de ordenação NMS (Figura 10). A maior parte desta variabilidade foi associada com o Eixo 1 (54%) e o Eixo 2 representou 33% da variabilidade dos perfis de ácidos graxos.

Análises de multiresposta de permutação (MRPP), a 5% de probabilidade, indicaram que a estrutura da comunidade microbiana difere entre o solo sob colheita de cana crua e o solo sob colheita de cana queimada, apenas na área com oito anos de implementação dos

tratamentos. Esta diferença entre os tipos de colheita é observada, principalmente, ao longo do Eixo 1. No solo onde os tratamentos foram implantados mais recentemente, a estrutura da comunidade microbiana sob os dois tratamentos foi semelhante, porém já se pode perceber certa variação em relação ao eixo 1.

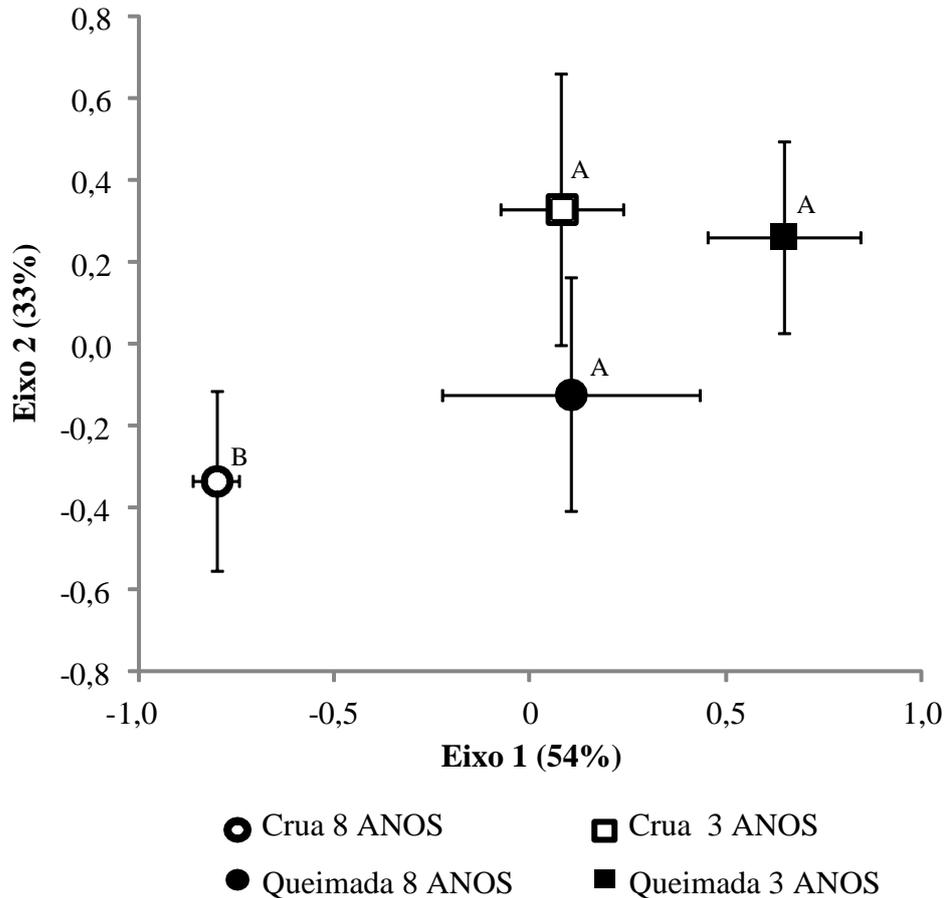


Figura 10 - Gráfico de escalonamento multidimensional não métrico (NMS) representando diferenças na estrutura da comunidade microbiana de amostras de solo de áreas com sistema de colheita de cana-de-açúcar crua e queimada, nas fazendas Sossego ( **3 anos**) e Alvorada (**8 anos**), no Estado de Alagoas. A estrutura da comunidade microbiana foi investigada pela técnica de perfis de ácidos graxos de ligação éster (EL-FAME). A distância entre os símbolos no gráfico são proporcionais às diferenças na composição da comunidade microbiana. Os valores entre parênteses após a designação dos Eixos 1 e 2 indicam a proporção da variabilidade da composição de 15 ácidos graxos representada ao longo dos respectivos eixos. Os símbolos representam os centroides das amostras de cada combinação entre os sistemas de colheita e das áreas avaliadas. As linhas horizontais e verticais associadas aos símbolos representam  $\pm 1$  E.P. relativo à distribuição das amostras de cada combinação ao longo dos Eixos 1 e 2, respectivamente. Centroides acompanhados da mesma letra maiúscula não

diferem entre si quanto ao sistema de colheita, dentro de cada área, de acordo com o procedimento multirresposta de permutação (MRPP) a 5% de probabilidade.

De acordo com a análise de correlação de Pearson foi observado um gradiente composicional ao longo do Eixo 1, caracterizado por decréscimos em biomarcadores de bactérias gram-negativas da esquerda para a direita (Figura 10), ou seja, na direção da cana crua oito anos para as demais áreas. Nesta mesma direção foram observados incrementos na relação entre as concentrações dos ácidos graxos 19:0cy e 18:1 $\omega$ 7c, indicadora da intensidade de estresses ambientais sofridos pela comunidade microbiana (Tabela 11). O gradiente composicional ao longo do eixo 2 foi caracterizado por aumento da relação 19:0cy/18:1 $\omega$ 7c e de bactérias gram-positivas da cana crua com oito anos para os demais tratamentos (de baixo para cima). Nesta mesma direção também foram encontrados decréscimos em biomarcadores de bactérias gram-negativas, além de biomarcadores de fungos MA. A área com 8 anos sob cana crua apresentou valores significativamente menores para o índice de estresse, medido pela relação entre o PLFA 19:0cy e o seu precursor 18:1  $\omega$ 7c.

Tabela 11 - Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre os escores das amostras nos Eixos 1 e 2 do gráfico de NMS e as concentrações relativas de biomarcadores de ácidos graxos de diferentes grupos microbianos, relação 19:0cy/18:1 $\omega$ 7c, relação fungo/ bactéria e índices de equitabilidade (E) e diversidade de Shannon (H).

	Coeficiente de correlação de Pearson (r)	
	Eixo 1	Eixo 2
Fungo <sup>1/</sup>	0,234 <sup>ns</sup>	-0,053 <sup>ns</sup>
Bactérias Gram-Positivas <sup>2/</sup>	0,189 <sup>ns</sup>	0,688 <sup>***</sup>
Bactérias Gram-Negativas <sup>3/</sup>	-0,829 <sup>***</sup>	-0,483 <sup>*</sup>
Fungos MA <sup>4/</sup>	-0,009 <sup>ns</sup>	-0,636 <sup>***</sup>
Relação 19:0cy/18:1 $\omega$ 7c <sup>5/</sup>	0,761 <sup>***</sup>	0,711 <sup>***</sup>
Relação fungo/bactéria <sup>6/</sup>	0,368 <sup>ns</sup>	-0,069 <sup>ns</sup>

<sup>1/</sup> Soma das concentrações molares percentuais dos ácidos graxos 18:1 $\omega$ 9c e 18:2 $\omega$ 6c; <sup>2/</sup> Soma das concentrações molares percentuais dos ácidos graxos 15:0i, 15:0a, 16:0i, 17:0i e 17:0a; <sup>3/</sup> Soma das concentrações molares percentuais dos ácidos graxos 16:1 $\omega$ 7c, 18:1 $\omega$ 7c e 19:0cy; <sup>4/</sup> Concentrações molares percentuais do ácido graxo 16:1 $\omega$ 5c; <sup>5/</sup> Relação entre as concentrações dos ácidos graxos 19:0cy e 18:1 $\omega$ 7c, indicadora da intensidade de estresses ambientais sofridos pela comunidade microbiana; <sup>6/</sup> Relação entre as concentrações dos ácidos graxos bioindicadores de fungos (18:1 $\omega$ 9c + 18:2 $\omega$ 6c) e de bactérias totais (15:0i + 15:0a + 16:0i + 17:0i + 17:0a + 16:1 $\omega$ 7c + 18:1 $\omega$ 7c + 19:0cy). ns: não significativa, \* significativa a 5%, \*\*\* significativa a 1%.

#### 4.2.3 Agregação

A manutenção da palhada da cana sobre o solo também influenciou a distribuição do tamanho de agregados, tanto na área com três anos (Figura 11), como na área com oito anos de implementação dos tratamentos (Figura 12). Na profundidade de 0-5 cm da área com três anos, a porcentagem de agregados da classe >2 mm foi significativamente maior no solo sob cana crua que no solo sob cana queimada. Neste último, houve o predomínio de agregados da classe 1-0,25 mm e 0,25-0,053 mm. Nas duas profundidades seguintes, não se observaram diferenças significativas para as classes >2 e 2-1 mm, porém já se pode notar uma tendência de aumento do percentual destas classes no tratamento com manutenção da palhada.

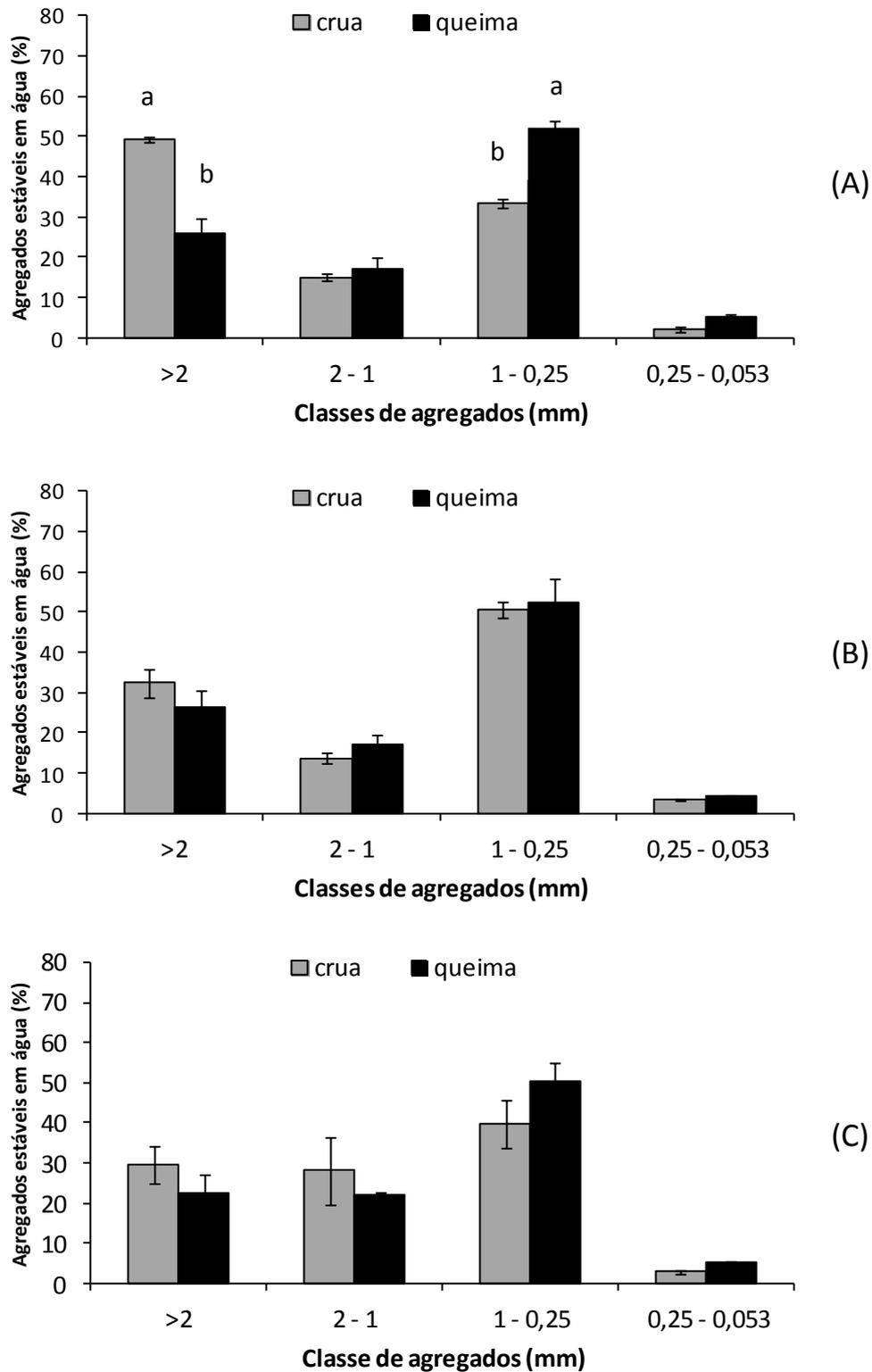


Figura 11 – Distribuição de tamanho de agregados do solo em área de cana-de-açúcar colhida crua e queimada por três anos, para as profundidades de 0-5 cm (A), 5-10 cm (B) e 10-15 cm (C). Barras indicam o erro padrão da média. Letras minúsculas diferentes, dentro de cada classe, indicam diferenças significativas entre os tratamentos ( $p < 0,05$ ).

Da mesma forma que para a MOPL, uma área de mata também foi incluída na comparação entre tratamentos, para a área com oito anos. A diferença entre os tratamentos na camada mais superficial do solo (0-5 cm) ocorreu nas classes  $> 2$  mm e 1- 0,25 mm (Figura 12 A). O solo sob mata apresentou maior porcentagem de agregados na classe de maior diâmetro, enquanto o solo sob cana queimada, na classe entre 1-0,25 mm. Nesta última classe, o solo sob cana crua esteve em uma situação intermediária entre o da mata e o da queimada. Já nas camadas de 5-10 e 10-15 cm, os maiores valores estiveram na classe  $>2$  mm, sob mata e cana crua, e continuou prevalecendo a maior porcentagem de agregados na classe de 1-0,25 mm, no solo sob cana queimada.

Como consequência desta distribuição de agregados concentrada em classes de maior diâmetro, as áreas submetidas à colheita sem despalha a fogo apresentaram diâmetro médio de agregados (DMP) maiores que aqueles das áreas sob cana queimada, em algumas das profundidades avaliadas (Figura 13 A e B). No solo com menos tempo de estabelecimento dos tratamentos, esta diferença foi significativa na profundidade de 0-5 cm, e na área com oito anos, aos 5-10 e 10-15 cm. Em um período de três anos com a palhada sobre o solo, o aumento do DMP foi de 59%, 18% e 11% para as profundidades de 0-5, 5-10 e 10-15 cm, respectivamente.

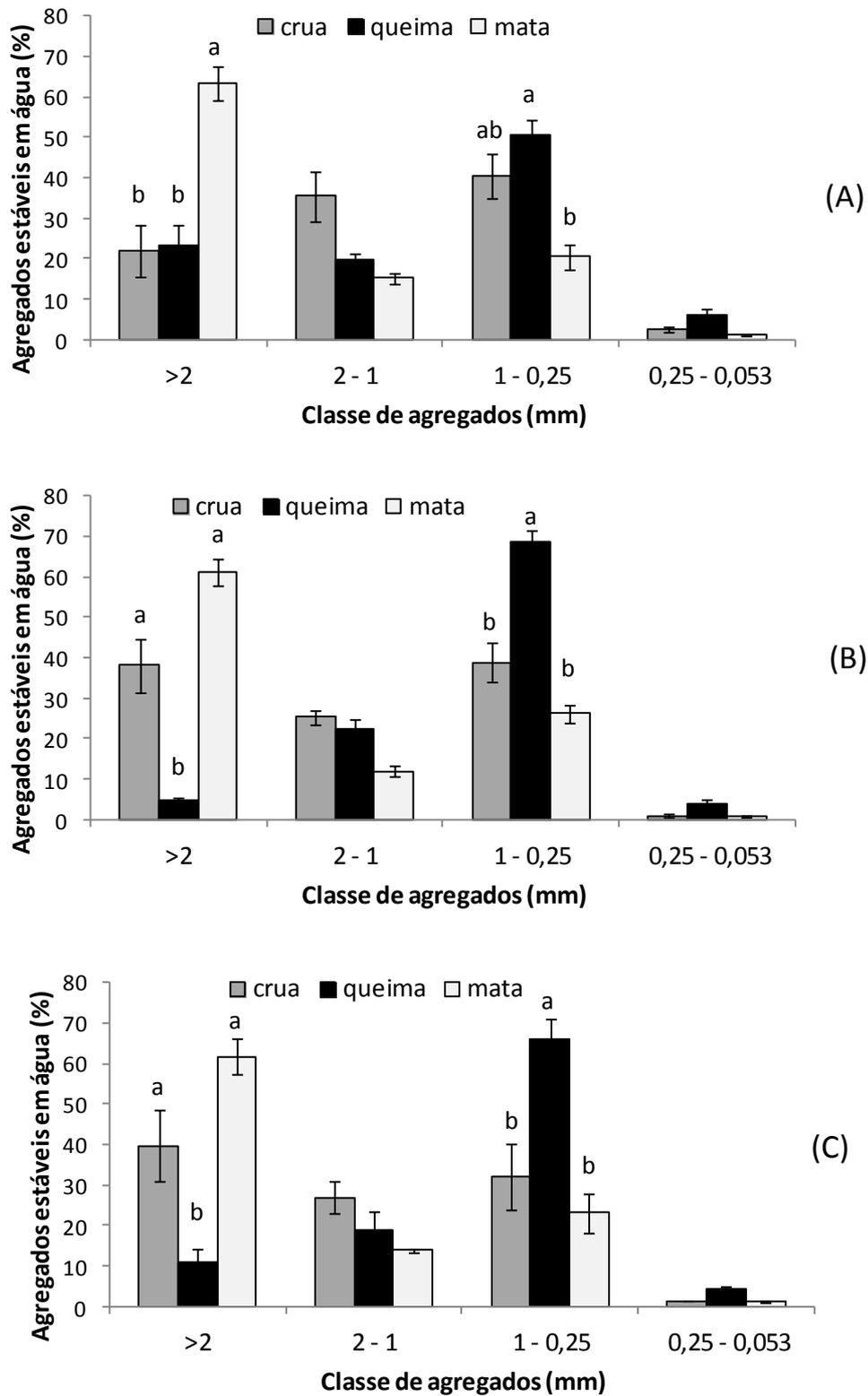


Figura 12 – Distribuição de tamanho de agregados do solo em área de cana-de-açúcar colhida crua e queimada por oito anos, para as profundidades de 0-5 cm (A), 5-10 cm (B) e 10-15 cm (C). Barras indicam o erro padrão da média. Letras minúsculas diferentes, dentro de cada classe, indicam diferenças significativas entre os tratamentos ( $p < 0,05$ ).

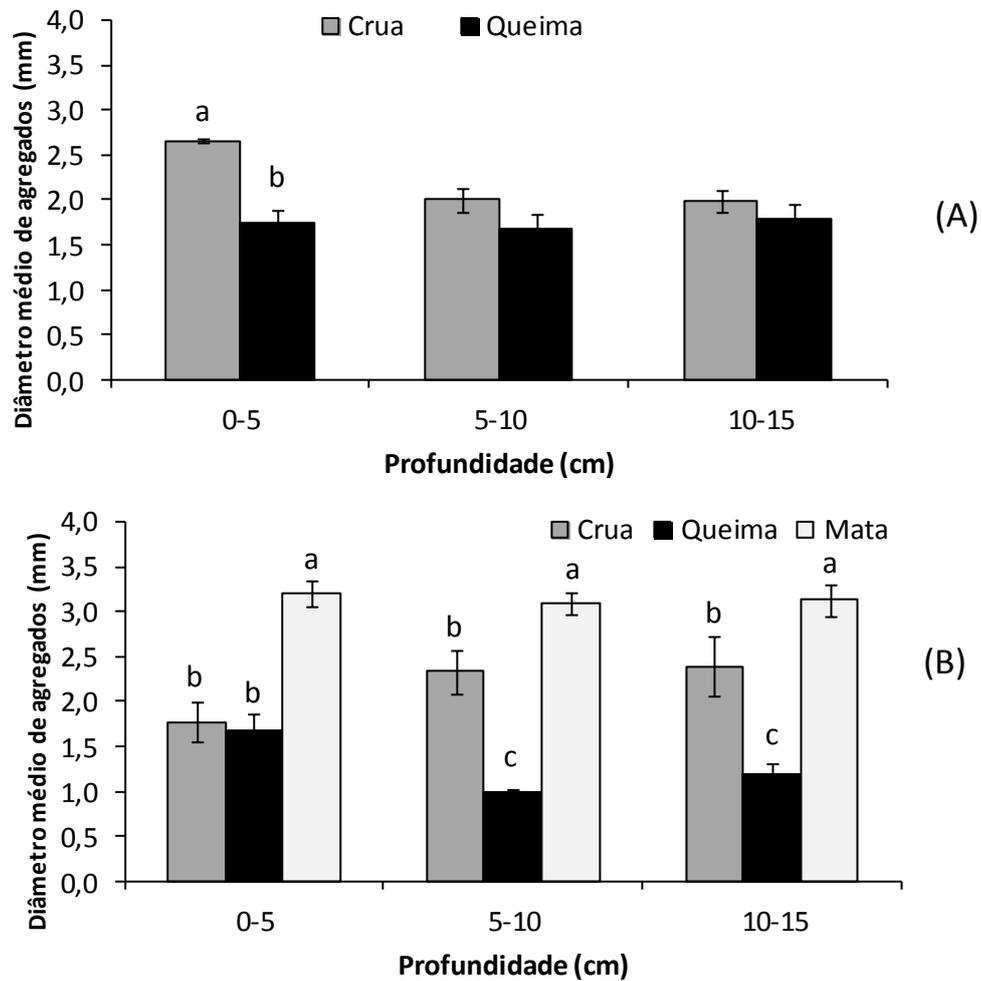


Figura 13 – Diâmetro médio ponderado de agregados do solo em área de cana-de-açúcar colhida crua e queimada, por três (A) e oito anos (B), para as profundidades de 0-5 cm, 5-10 cm e 10-15 cm. Barras indicam o erro padrão da média. Letras minúsculas diferentes, dentro de cada profundidade, indicam diferenças significativas entre os tratamentos ( $p < 0,005$ ).

O DMP do solo da mata foi sempre maior que o das áreas com cana, situando-se em torno de 3 mm para todas as profundidades analisadas. Com o cultivo do solo houve um declínio de 47%, 67% e 61% no DMP, em relação aos valores da vegetação nativa. Em contrapartida, a manutenção da palhada, com seus efeitos no solo e nas plantas, provocou aumentos de 5%, 130% e 100% no DMP dos agregados, em relação ao solo sob cana queimada, para as profundidades de 0-5, 5-10 e 10-15 cm, respectivamente.

A porcentagem de agregados na massa do solo e a porcentagem de agregados > 2mm estáveis em água também foram analisadas (Tabela 12). As porcentagens de agregados presentes na massa do solo foram semelhantes entre os dois tratamentos, na área com três anos. No entanto, na área com oito anos, notou-se uma grande diferença entre os tratamentos, acompanhada de certa recuperação, em relação aos valores da mata, na quantidade de agregados na massa do solo sob cana crua. Não é só a quantidade dos agregados que pode diferir, mas também a sua qualidade, percebida pelos agregados >2mm estáveis em água. Na área com três anos, esta estabilidade foi maior no solo sob cana crua, na profundidade de 0-5 cm. No experimento com oito anos, a maior estabilidade dos agregados sob cana crua ocorreu na camada de 10-15 cm, mas também já se percebe essa tendência para as outras profundidades. Observa-se claramente na tabela 12 que a estabilidade dos agregados > 2mm é muito superior no solo sob mata nativa.

Tabela 12 - Porcentagem de agregados na massa do solo e macroagregados (>2mm) estáveis em água, em áreas de cana-de-açúcar colhida crua e queimada e em área de Mata Atlântica.

Prof. (cm)	Área 3 anos		Área 8 anos		Mata
<b>Agregados na massa do solo (%)</b>					
	CRUA	QUEIMA	CRUA	QUEIMA	MATA
0-5	50,8 ± 0,5	46,4 ± 0,2	44,2 ± 2,9 ab	31,7 ± 1,3 b	50,1 ± 1,6 a
5-10	51,0 ± 3,0	46,2 ± 3,8	38,8 ± 6,1 a	24,8 ± 2,1 b	51,1 ± 4,7 a
10-15	49,2 ± 1,8	51,6 ± 2,3	47,8 ± 5,9 a	29,1 ± 1,5 b	49,2 ± 4,8 a
<b>Macroagregados (&gt; 2mm) estáveis em água (%)</b>					
0-5	54,2 ± 4,1 a	16,4 ± 3,8 b	35,7 ± 1,9 b	27,5 ± 5,3 b	80,6 ± 3,1 a
5-10	28,6 ± 8,1	29,1 ± 0,3	33,6 ± 4,8 b	14,48 ± 9,3 b	80,9 ± 1,9 a
10-15	26,5 ± 2,9	20,0 ± 3,8	38,9 ± 12,4 b	11,8 ± 1,4 c	79,2 ± 3,4 a

Médias seguidas de letras iguais, para cada área, dentro de cada profundidade, não diferem pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ). Média ± erro padrão.

#### 4.2.4 Estoques e taxas de sequestro de C no solo

Como visto, o manejo da palhada da cana influenciou características do solo como a densidade e a concentração de carbono orgânico total do solo. Tais características determinaram os estoques de C (Tabela 13). A adição de, em média, 12 Mg ha<sup>-1</sup> de material orgânico no tratamento sem despalha a fogo elevou os estoques de C no solo. Na profundidade de 0-10 cm os aumentos foram de 10,2 Mg C ha<sup>-1</sup> (p < 0,03) e de 8,1 Mg de C ha<sup>-1</sup> (p < 0,05) para as áreas com três e oito anos, respectivamente. Quando todo o perfil foi considerado, as diferenças passaram a ser de 11,3 Mg C ha<sup>-1</sup> (p < 0,02) e 10,6 Mg C ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

Tabela 13 - Estoque de C em diferentes intervalos de profundidade de Argissolos Amarelos cultivados com cana-de-açúcar, submetida à colheita com (queima) e sem (crua) despalha a fogo, por três e oito anos.

	Crua 3 anos	Queima 3 anos	Crua 8 anos	Queima 8 anos
Profundidade	Mg C ha <sup>-1</sup>			
0-10	24,2 (1,3) a	14,0 (0,8) b	33,6 (1,9) a	24,5 (1,0) b
0-100	118,5 (2,9) a	107,2 (2,3) b	172,2 (6,6) a	161,6 (3,6) a

Médias seguidas de mesmas letras, dentro de cada profundidade, para cada área (3 e 8 anos), não diferem pelo Teste de Tukey (p < 0,05). Valores entre parênteses representam o erro padrão da média (n=4 para 0-10 cm e n=3 para 0-100 cm).

### 4.3 Emissão de CO<sub>2</sub> e balanço de carbono influenciados pelo manejo dos resíduos da cana-de-açúcar

#### 4.3.1 Produção de palhada, raízes e colmos de cana-de-açúcar

A massa seca da palhada da cana que permaneceu sobre o solo, depois de cada colheita sem despalha a fogo, foi muito semelhante para as duas áreas, com uma média de 11,6 Mg ha<sup>-1</sup> e 11,9 Mg ha<sup>-1</sup> para três e oito anos, respectivamente (Tabela 14). Os valores variaram de 10 a 13,5 Mg ha<sup>-1</sup>. Isto representa um aporte, ao sistema de produção da cana, de 5 Mg ha<sup>-1</sup> de C (440 g kg<sup>-1</sup> de C). Nas áreas com cana queimada a massa seca da palhada que restou sobre o solo variou de 1,4 a 2,2 Mg ha<sup>-1</sup>.

Na área com três anos, a produção total de raízes não diferiu entre os tratamentos, sendo de 9,3 e 8,3 Mg ha<sup>-1</sup> de massa seca de raízes para a cana crua e queimada, respectivamente. No entanto, os valores de biomassa de raízes mostraram-se diferentes entre os tratamentos para a área com oito anos. Nesta, a cana colhida crua produziu 7,8 Mg de raízes ha<sup>-1</sup>, enquanto a cana queimada produziu 5,0 Mg ha<sup>-1</sup> (Tabela 14). Em termos

percentuais, 54% das raízes localizaram-se nos primeiros 20 cm do perfil, nos dois tratamentos da área com três anos; já na área com oito anos, estes percentuais foram de 51% para a cana crua e 42% para a queimada. A concentração de C nas raízes foi de 361 g kg<sup>-1</sup>, o que gerou um aporte de 3,4 e 2,9 Mg ha<sup>-1</sup> de C na área com três anos, e de 2,8 e 1,8 Mg ha<sup>-1</sup> de C na área com oito anos.

Tabela 14 - Massa seca de palhada, raízes e de touceira de cana-de-açúcar, variedades RB86 7515 e RB92 579, submetidas a três e oito anos de colheita sem despalha a fogo.

Parte da planta	Cana crua		Cana queimada	
	3 anos - RB86 7515		8 anos - RB92 579	
	Mg ha <sup>-1</sup>			
<b>Palhada</b>				
2008	12,2	2,4	10,0	1,8
2009	-	-	12,4	1,2
2010	11,0	2,0	13,5	1,4
<b>Média</b>	<b>11,6</b>	<b>2,2</b>	<b>11,9</b>	<b>1,4</b>
<b>Raízes</b>				
0-10	2,2	2,0	2,4	0,7
10-20	2,9	2,6	1,6	1,4
20-30	2,0	1,7	1,5	1,2
30-40	1,3	1,1	1,3	0,9
40-50	0,6	0,5	0,6	0,6
50-60	0,3	0,4	0,4	0,2
<b>Total raízes</b>	<b>9,3 a</b>	<b>8,3 a</b>	<b>7,8 a</b>	<b>5,0 b</b>
<b>Touceira</b>	2,9	1,9	2,6	2,5

Médias seguidas das mesmas letras, para cada área (3 e 8 anos), não diferem pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ )

A porção subterrânea da cana-de-açúcar é formada pelas raízes e por uma parte dos colmos que fica enterrada (touceira). A massa seca da touceira variou de 7,7 a 11,6. Como esta massa foi resultado dos quatro anos de cultivo, podemos estimar uma entrada de 1,9 a 2,9 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, o que representa algo em torno de 0,9 a 1,4 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de C, considerando-se uma concentração de C de 470 g kg<sup>-1</sup>, determinada no bagaço da cana (Gomes, 2012).

A produtividade de colmos da cana colhida queimada foi significativamente maior que a da cana colhida crua na safra de 2009-2010 e na média geral de todas as safras, para a área com três anos (Tabela 15). O inverso aconteceu na área com oito anos, ou seja, a área colhida crua apresentou maior produtividade, e, da mesma forma, as diferenças mostraram-se significativas na safra 2009-2010 e na média geral de todos os anos. Considerando-se que 33% dos colmos é matéria seca (Marafon et al., 2012), com concentração de carbono de 470 g kg<sup>-1</sup> (Gomes, 2012), as quantidades médias de C presentes nos colmos foram de 14,6 e 15,8, Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para cana crua e queimada da área com três anos, e de 15,5 e 14,6 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para cana crua e queimada da área com oito anos.

Tabela 15- Produtividade de colmos da cana-de-açúcar, variedades RB 86-7515 e RB 92-579, colhidas com (queima) e sem (crua) despalha a fogo.

Safras	3 anos		8 anos	
	Mg ha <sup>-1</sup>		Mg ha <sup>-1</sup>	
	Crua	Queima	crua	Queima
2007-2008	-	-	108 ± 9	100 ± 5
2008-2009	111 ± 11	118 ± 8	96 ± 8	95 ± 13
2009-2010	82 ± 4 b	92 ± 3 a	91 ± 8 a	81 ± 1 b
2010-2011	90 ± 3	95 ± 5	104 ± 3	101 ± 5
Média	94 b	102 a	100 a	94 b

Médias ± desvio padrão. Valores seguidos de mesmas letras, dentro de cada área, não diferem pelo teste de Tukey (p<0,05)

#### 4.3.2 Decomposição da palhada e das raízes da cana-de-açúcar

Apenas uma fração do material orgânico produzido na parte aérea e subterrânea da cana sofre decomposição durante um ciclo anual da cultura. Isto pode ser percebido pela decomposição da palhada, nos anos de 2008 e 2009 (Figura 14). A taxa de decomposição foi a mesma para os dois anos, sendo  $k = 0,003 \text{ dia}^{-1}$ . Ao final de aproximadamente um ano, entre 36 e 39% da massa seca da palhada ainda permanecia sobre o solo. Como as taxas de decomposição da matéria seca da palhada da cana são próximas das taxas do C (Robertson & Thorburn, 2007), das 5 Mg ha<sup>-1</sup> adicionadas ao solo, 1,6 Mg ha<sup>-1</sup> ainda permanecia sem sofrer mineralização, um ano depois.

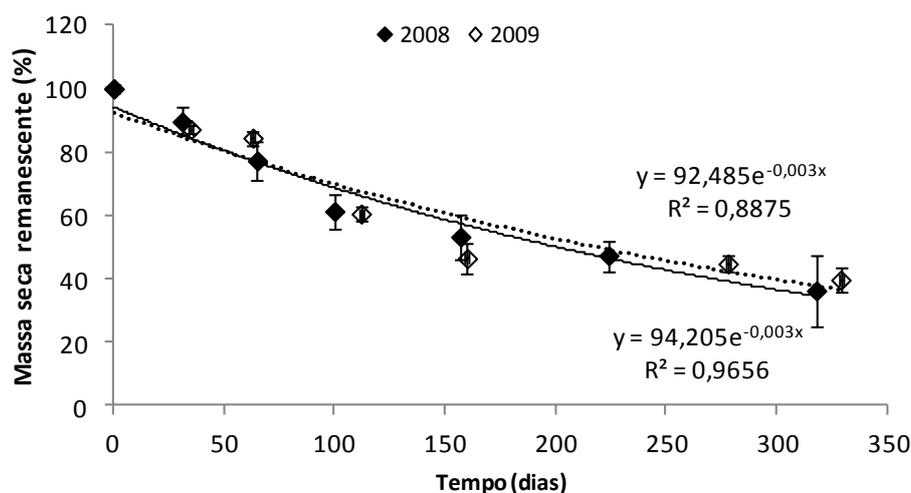


Figura 14 – Decomposição da palhada de cana-de-açúcar colhida crua, em Argissolo Amarelo, nos anos de 2008 e 2009.

As taxas de decomposição das raízes foram diferentes entre os tratamentos, sendo  $k=0,0027 \text{ dia}^{-1}$  para as raízes da cana colhida queimada e  $k = 0,0044 \text{ dia}^{-1}$  para a cana colhida crua, no ano de 2008 (Figura 15 A). Ao final de um ano, 43% e 17% da massa seca das raízes ainda permaneciam no solo, sem ter sofrido mineralização. Para o ano de 2009, as taxas foram bem menores, situando-se entre  $k=0,0004$  e  $k=0,001$  (Figura 15 B). Tais taxas foram resultado da falta de contato entre o solo e a raiz, consequência da modificação do tipo de malha e do preparo das amostras, feitas no segundo ano do experimento. Comparativamente aos valores existentes na literatura (Silver & Miya, 2001), as taxas foram muito baixas, e, por isto, os cálculos serão feitos com base naquelas do primeiro ano. Desta forma, na área com três anos, das 3,4 e 2,9  $\text{Mg ha}^{-1}$  de C das raízes da cana, colhida crua e queimada, que foram adicionadas ao solo, 0,6 e 1,2  $\text{Mg ha}^{-1}$  ainda permaneceram no solo, após um ano. Para a área com oito anos, estes valores foram de 0,5 e 0,8  $\text{Mg ha}^{-1}$  de C, para raiz de cana crua e queimada, respectivamente.

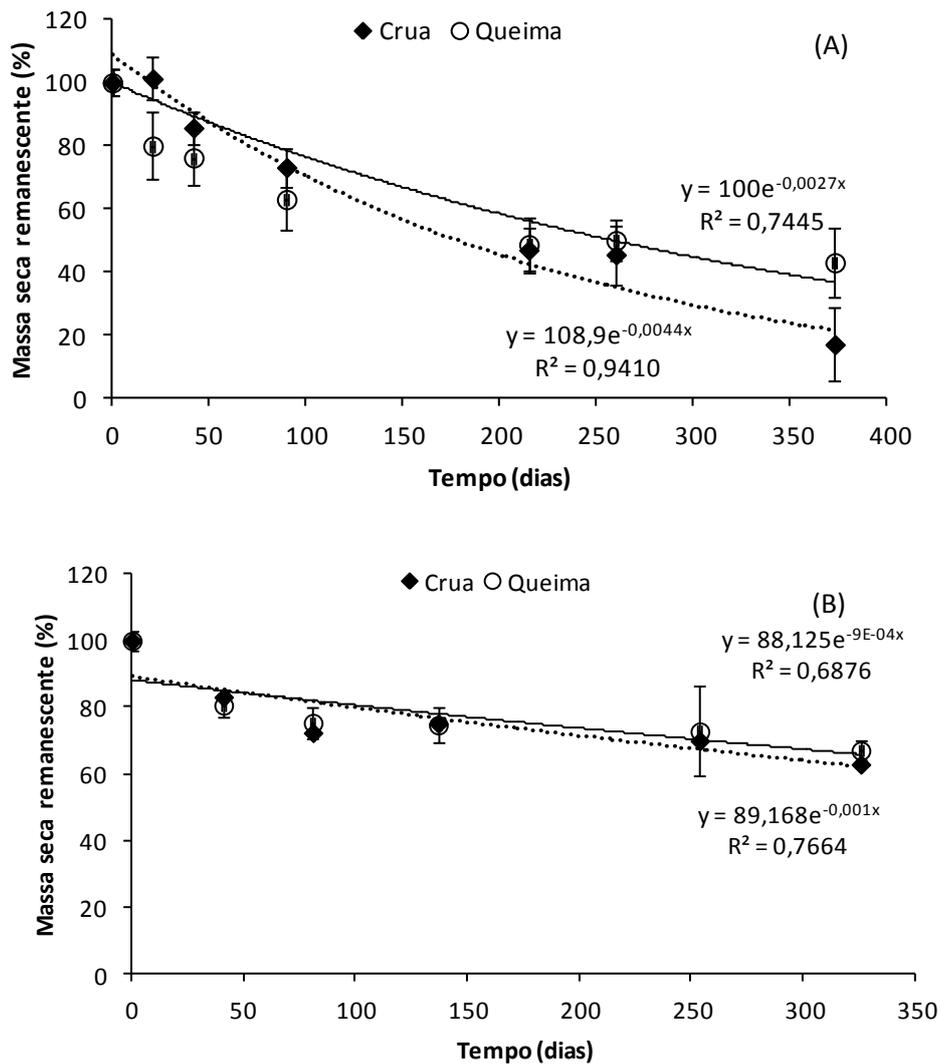


Figura 15 - Decomposição de raízes de cana-de-açúcar colhida crua e queimada, em Argissolo Amarelo, nos anos de 2009 (A) e 2010 (B).

#### 4.3.3 Temperatura e umidade do solo em áreas de cana crua e queimada

A presença da palhada da cana sobre o solo e sua dinâmica de decomposição, juntamente com as fases de crescimento da cana-de-açúcar, afetaram algumas características do solo, como a temperatura e a umidade, que influenciam diretamente o fluxo de C-CO<sub>2</sub> para a atmosfera. Diferenças significativas na temperatura da superfície do solo (0-5 cm) ocorreram, com a área sob cana crua apresentando menores valores até o mês de abril (Figura 16). Estas diferenças variaram de 3 a 14°C e desapareceram com o crescimento da cana. Nas parcelas sem plantas, utilizadas para a determinação do fluxo de CO<sub>2</sub>, as diferenças se prolongaram por quase todo o ciclo da cana, só desaparecendo com a redução da palhada, em consequência da sua decomposição.

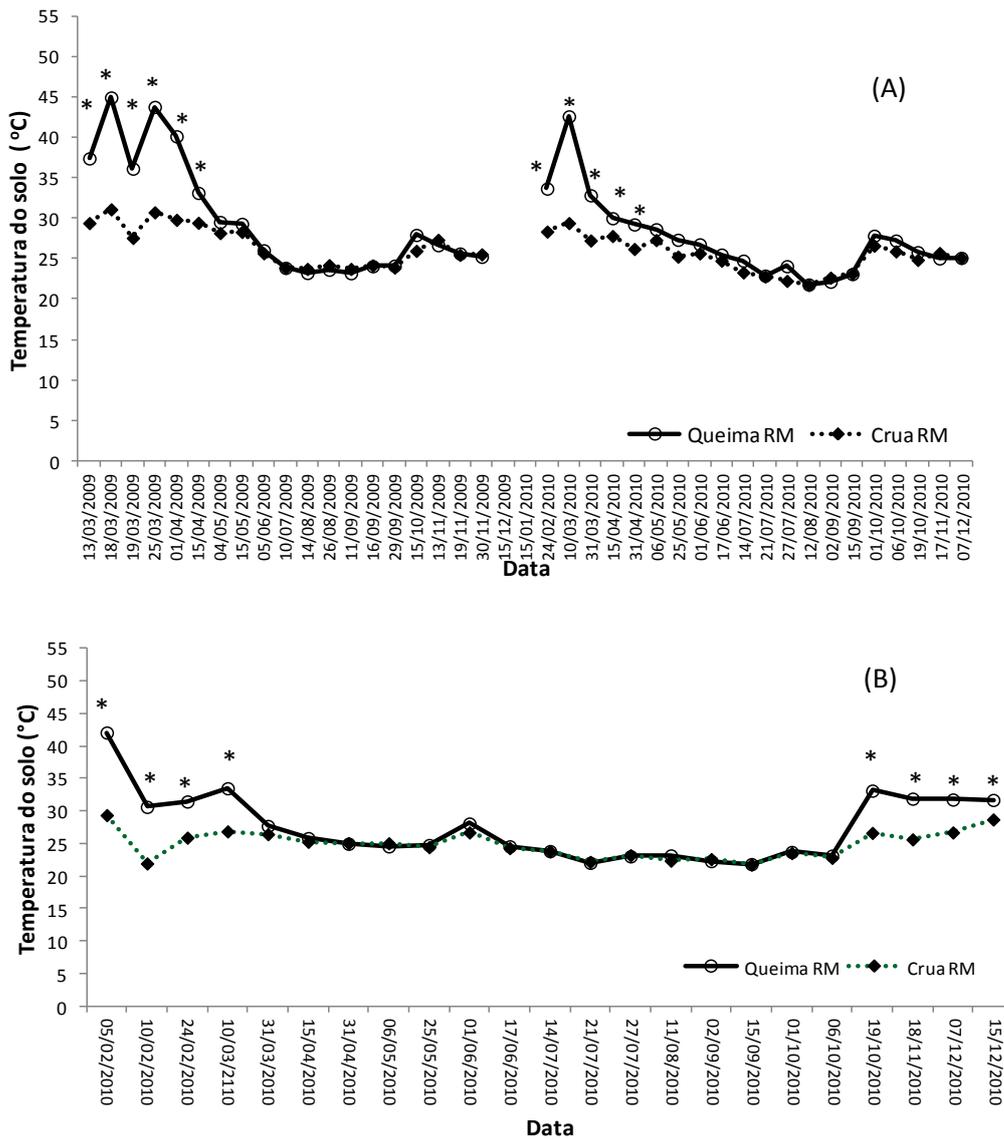


Figura 16- Temperatura do solo (5 cm) sob cana colhida crua e queimada, com a presença de plantas (RM). (A) Área com três anos e (B) Área com oito anos. \* indica diferença significativa.

A umidade do solo também foi influenciada pela manutenção da palhada da cana-de-açúcar. Nas duas áreas, quando esta variável foi monitorada nas parcelas com plantas (RM), as diferenças significativas entre crua e queimada foram menos frequentes (Figuras 17 (A) e 18 (A)). Nas parcelas sem plantas (M), a umidade também foi mais elevada sob cana crua, contudo, com maior frequência (Figuras 17 (B) e 18 (B)). Nestas parcelas, os menores valores de umidade foram observados no período mais seco, entre outubro e dezembro de 2009.

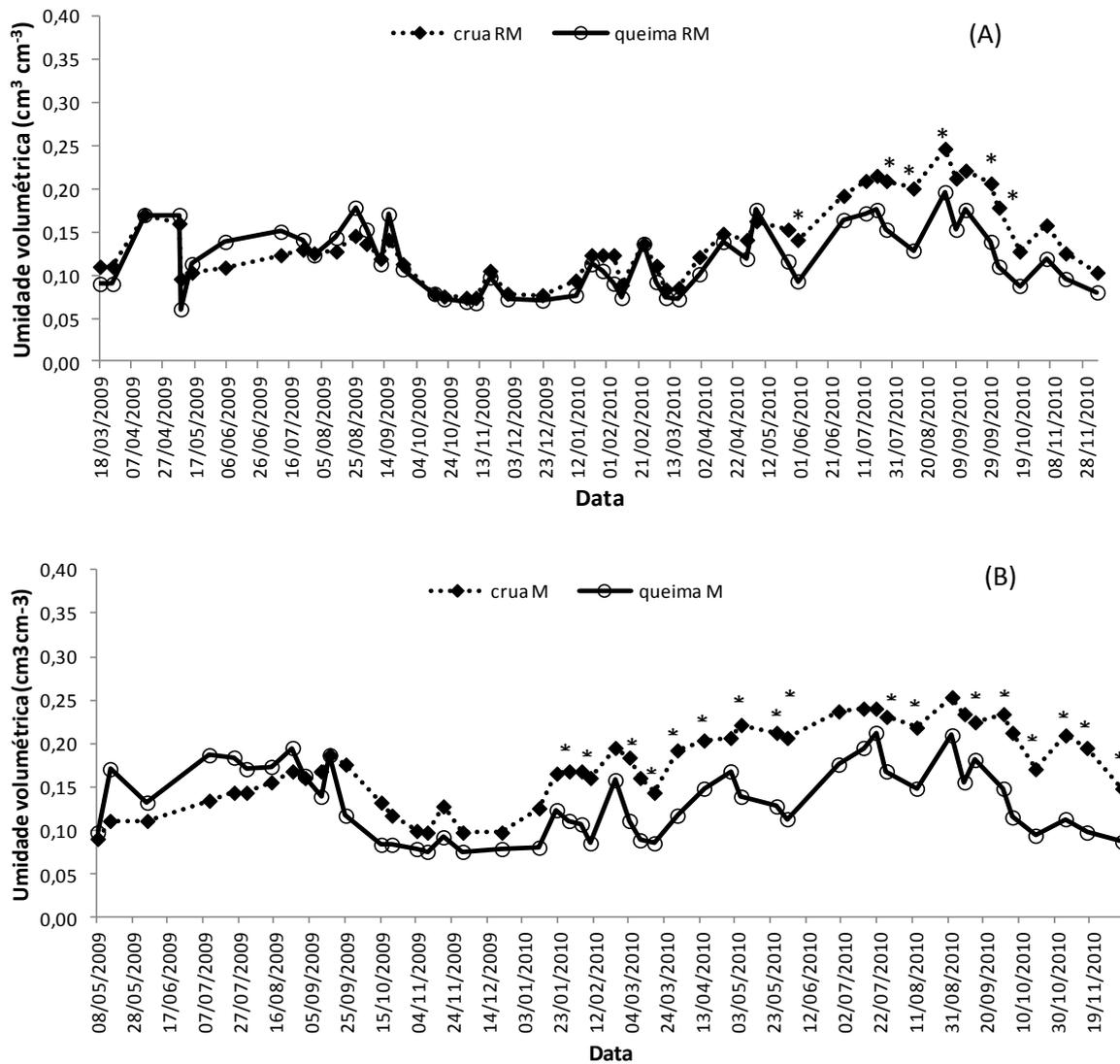


Figura 17- Umidade volumétrica do solo (0-10 cm) sob cana colhida crua e queimada, com (RM) e sem (M) a presença de plantas, na área com três anos. (A) Queima com planta (RM) x Crua com planta (RM); (B) Queima sem planta (M) x Crua sem planta (M). \* indica diferença significativa.

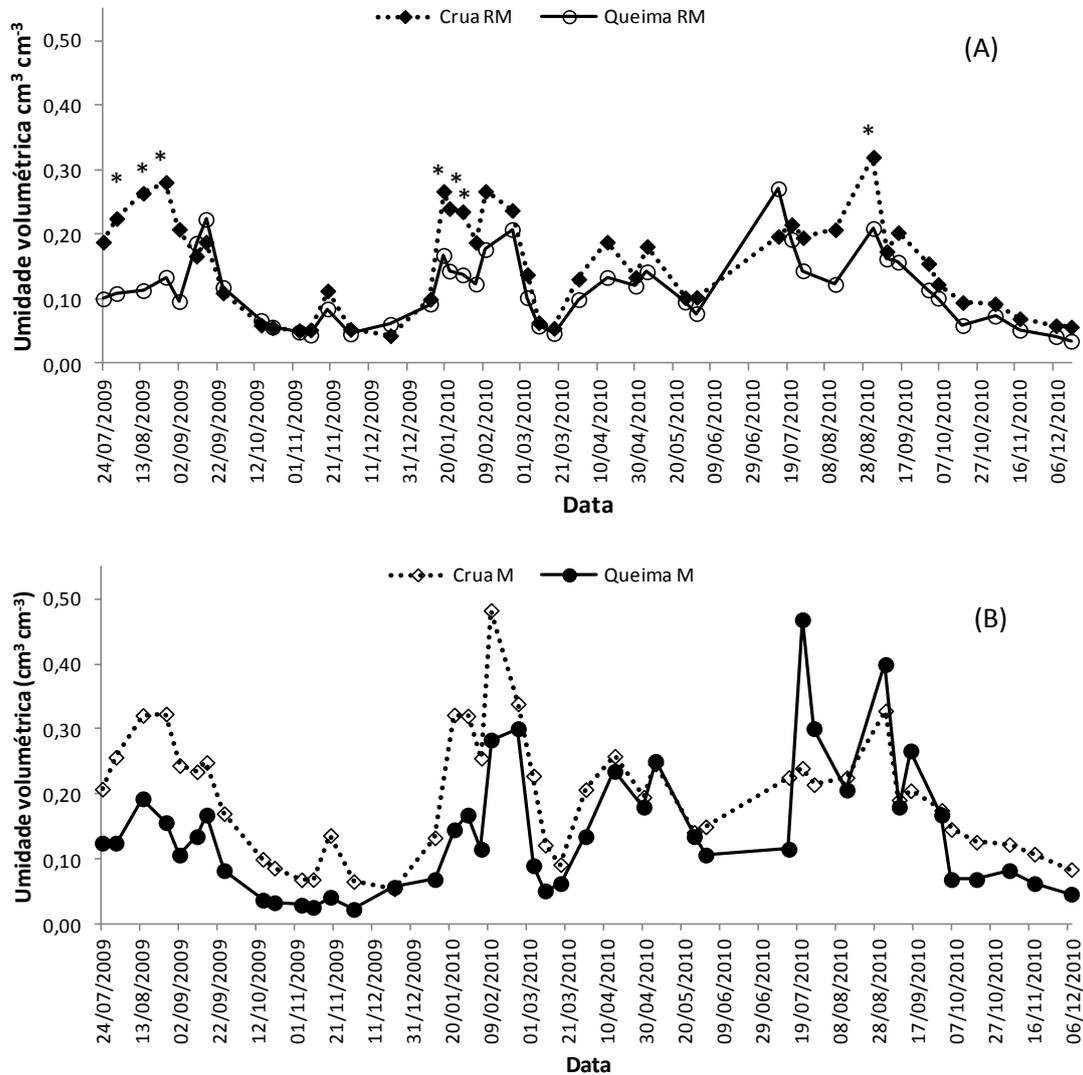


Figura 18- Umidade volumétrica do solo (0-10 cm) sob cana colhida crua e queimada, com (RM) e sem (M) a presença de plantas, na área com oito anos. (A) Queima com planta (RM) x Crua com planta (RM); (B) Queima sem planta (M) x Crua sem planta (M). \* indica diferença significativa. No gráfico B, a análise estatística não foi feita porque existia apenas um perfil de monitoramento da umidade por tratamento.

Estas duas variáveis, temperatura e umidade, estão diretamente relacionadas à respiração do solo, ou seja, ao fluxo de CO<sub>2</sub> derivado da respiração autotrófica (raízes) e heterotrófica (micro-organismos). Contrariamente ao que se esperava, o fluxo de C-CO<sub>2</sub> não se correlacionou diretamente com a umidade do solo do solo e apenas 37% da variação deste fluxo foram explicadas pela árvore de regressão que se encontra na figura 19. Observa-se que o primeiro ramo da árvore de regressão foi originado pela presença de uma ou duas fontes de CO<sub>2</sub>, ou seja, raízes + micro-organismos (RM) ou apenas micro-organismos (M). Os próximos ramos foram originados a partir da temperatura do solo, e o último ramo a partir do tipo de colheita. A presença de raízes, juntamente com a temperatura do solo maior que 25°C e a colheita de cana crua explicaram os maiores fluxos de C-CO<sub>2</sub>. Os menores fluxos relacionaram-se com temperaturas muito elevadas (> 30°C) nas áreas em que apenas os micro-organismos eram os responsáveis pela respiração do solo.

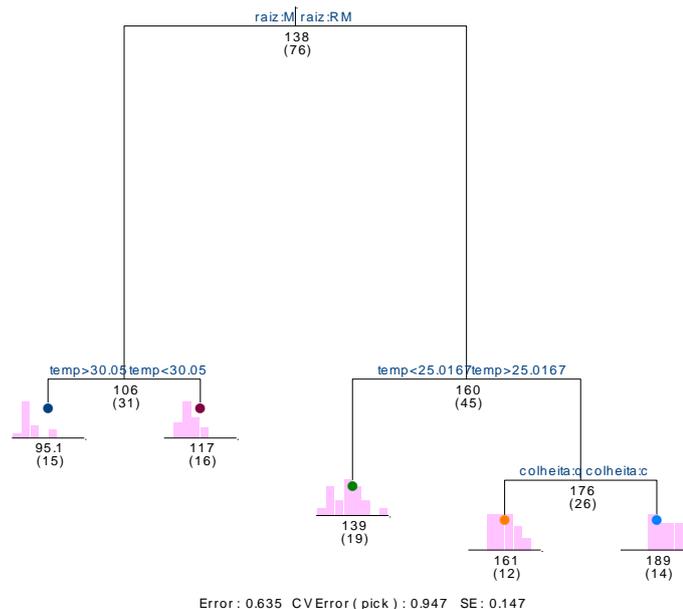


Figura 19 – Árvore de regressão multivariada de dados de fluxo de C-CO<sub>2</sub> em Argissolos cultivados com cana-de-açúcar. Os valores dos fluxos são uma combinação de parcelas com plantas (raízes) (RM) e sem plantas (M), temperaturas e tipos de colheita (crua (c) e queimada (q)).

#### 4.3.4 Emissões autotróficas e heterotróficas de CO<sub>2</sub> do solo

A diferença entre os fluxos das áreas com planta (RM) e sem planta (M) foi utilizada para fazer a distinção entre as fontes de CO<sub>2</sub> do solo. Desta maneira, foi possível quantificar o C proveniente da respiração dos micro-organismos (heterotrófico) no processo de mineralização da MOS, e aquele originário da respiração das raízes (autotrófico). Deve-se ter

em mente que nos fluxos medidos não está presente a contribuição da palhada, já vez que esta foi removida por ocasião das coletas. Porém, no balanço total, a palhada será levada em consideração, uma vez que estarão presentes as quantidades adicionadas e decompostas. Na área com três anos, o fluxo médio foi de 166,5 e 138,7 mg C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para Crua RM e Queima RM (p < 0,00), e de 98,4 e 104,0 (p < 0,06) para Crua M e Queima M, respectivamente (Figuras 20 e 21). Na área com oito anos, estes valores foram 149,1 e 139,0 mg C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (p < 0,08) e de 130,8 e 120,7 mg C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (p < 0,44), para crua e queima, respectivamente (Figuras 22 e 23). O coeficiente de variação dos fluxos, para todo o período de monitoramento, variou de 12 a 58%, situando-se, frequentemente, entre 20 e 40%.

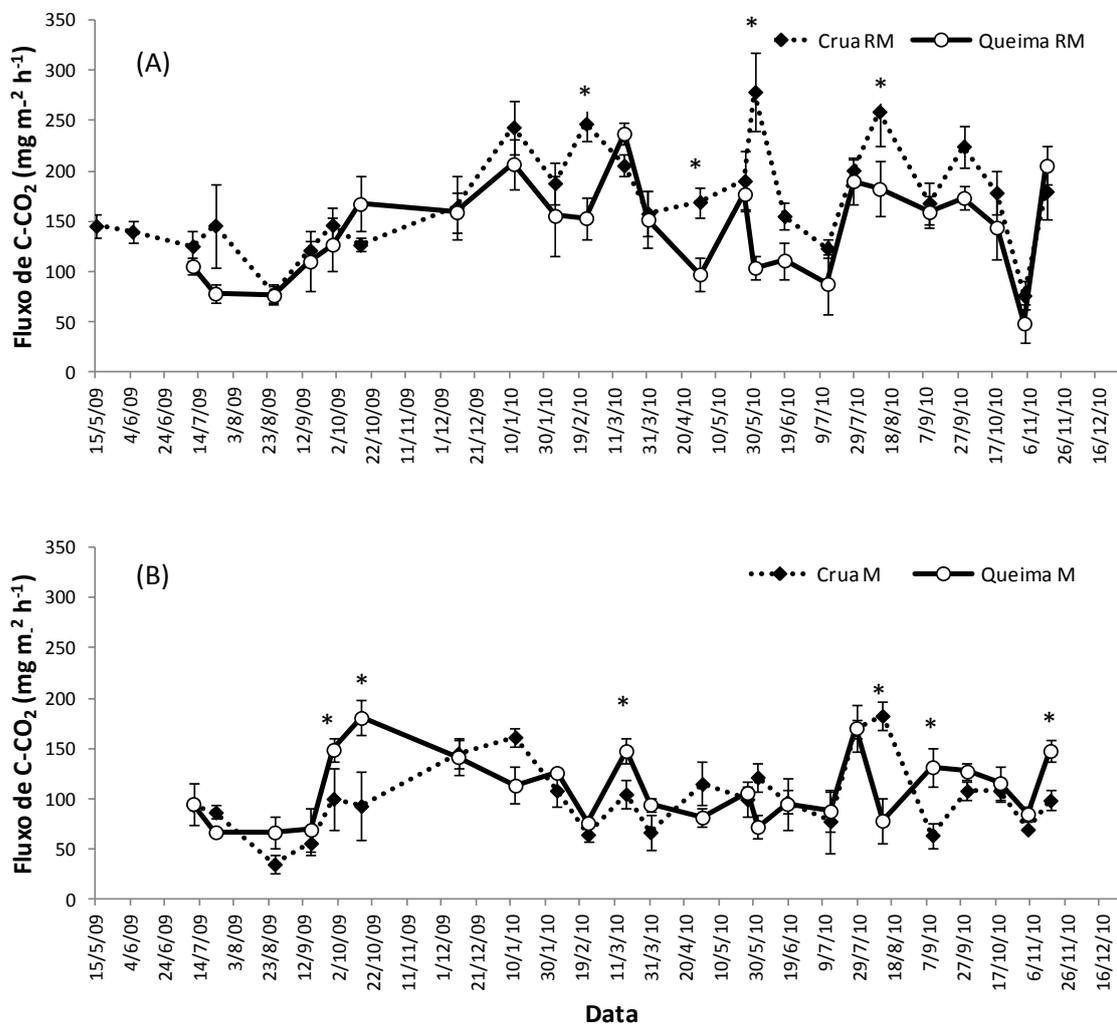


Figura 20 – Fluxo de C-CO<sub>2</sub> em um Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar colhida crua e queimada. (A) fluxo de raízes e microorganismos, parcelas com plantas (RM) e (B) fluxo só dos microorganismos (M), parcelas sem plantas. Área com três anos. \* indica diferença significativa.

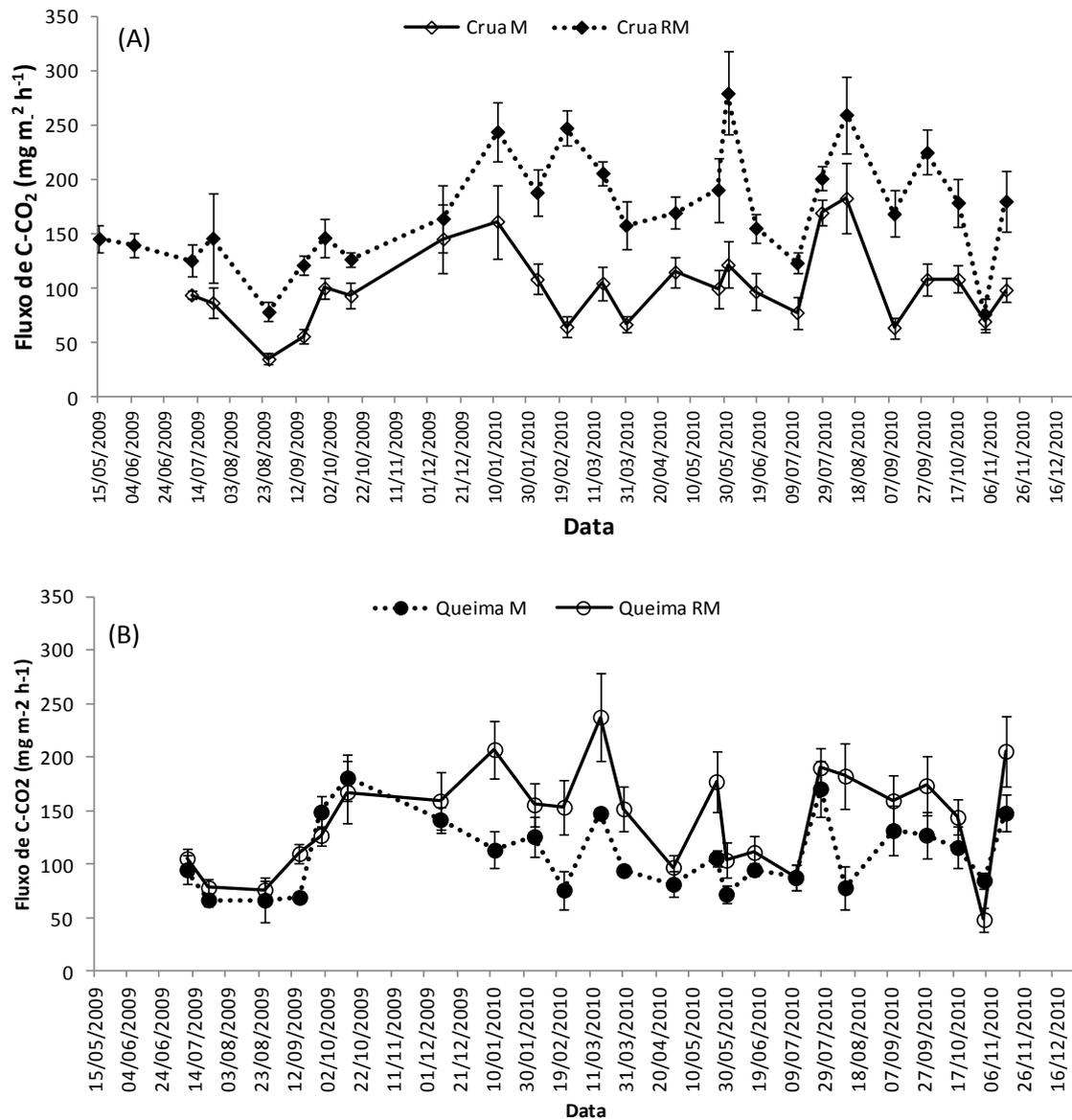


Figura 21 – Fluxo de C-CO<sub>2</sub> em um Argissolo Amarelo com (RM) e sem plantas (M) de cana-de-açúcar. (A) cana crua e (B) queimada. Área com três anos.

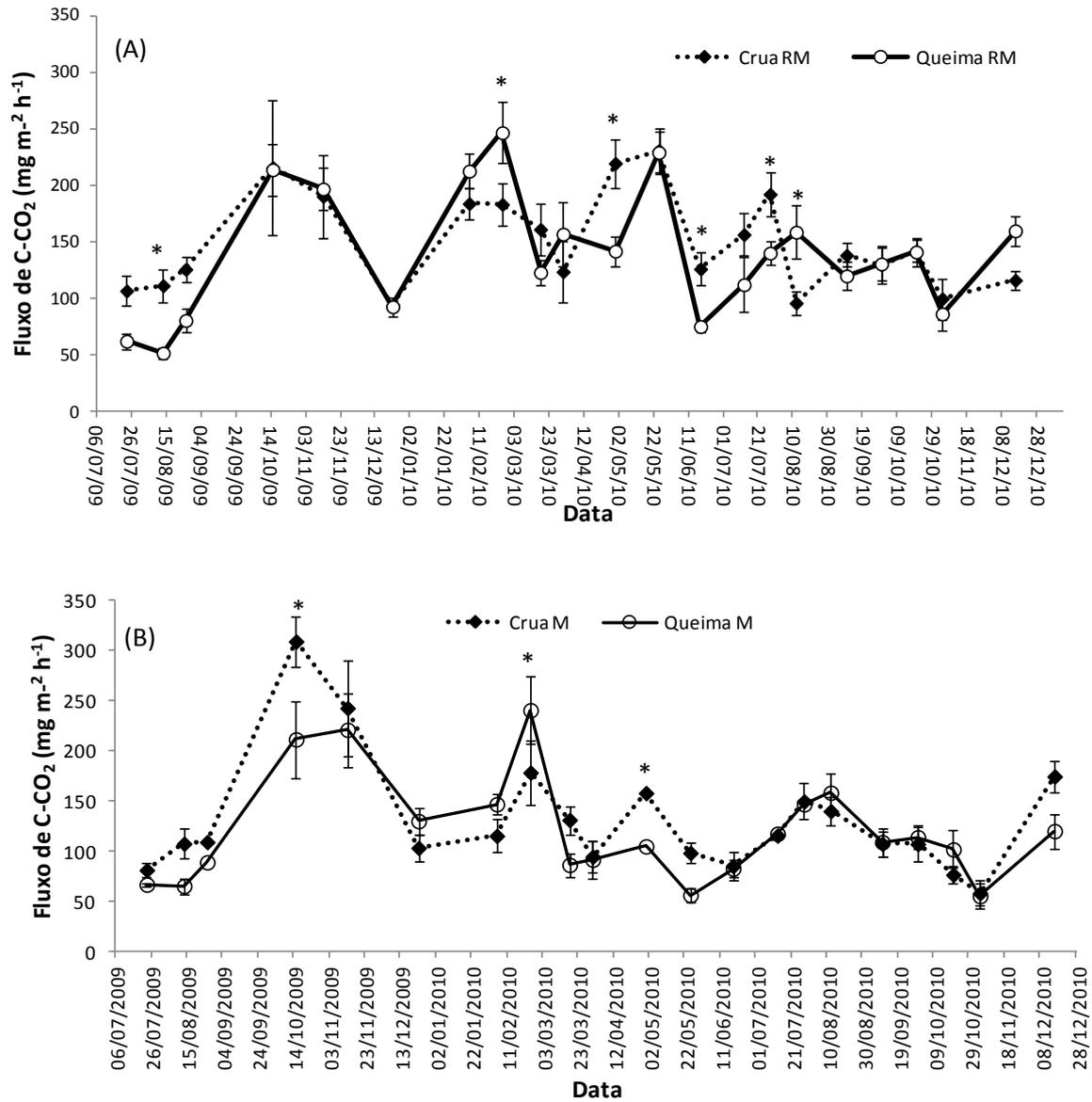


Figura 22 – Fluxo de C-CO<sub>2</sub> em um Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar colhida crua e queimada. (A) fluxo de raízes e microorganismos, parcelas com plantas (RM) e (B) fluxo só dos microorganismos (M), parcelas sem plantas. Área com oito anos. \* indica diferença significativa.

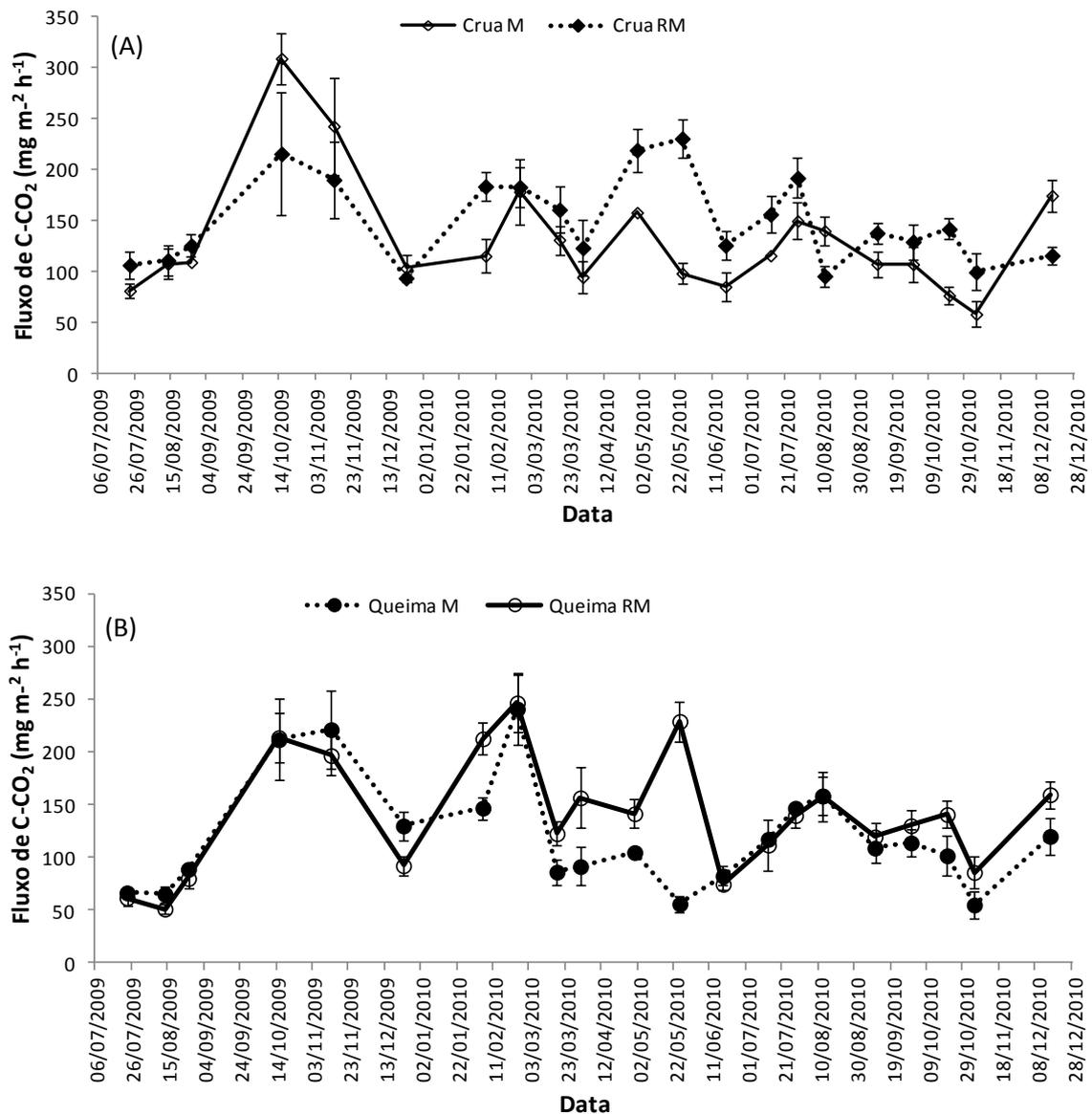


Figura 23 – Fluxo de C-CO<sub>2</sub> em um Argissolo Amarelo com (RM) e sem plantas (M) de cana-de-açúcar. (A) cana crua e (B) queimada. Área com oito anos.

A integração das áreas dos gráficos que consideram a respiração das raízes + micro-organismos (RM), para o solo com três anos sob cana crua, mostrou valores de fluxo anual de C-CO<sub>2</sub> de 15,2 Mg ha<sup>-1</sup> e 13,1 Mg ha<sup>-1</sup>, para cana colhida crua e queimada, respectivamente (Figura 20 A). Nas parcelas em que o fluxo foi originado apenas a partir dos micro-organismos (M), os valores passaram a ser 9,4 Mg ha<sup>-1</sup> para cana colhida crua, e 10,0 Mg ha<sup>-1</sup> para a queimada (Figura 20 B). A diferença entre os fluxos heterotróficos e autotróficos, dentro de cada tipo de colheita, mostrou que a respiração das raízes foi responsável por 40% e 27% do fluxo total do solo, nas áreas crua e queimada (Figura 21). Na área com oito anos, o

fluxo anual de C-CO<sub>2</sub> foi de 13,9 Mg ha<sup>-1</sup> e 13,1 Mg ha<sup>-1</sup>, para cana colhida crua e queimada, respectivamente (Figura 22 A). Nas parcelas em que o fluxo foi originado apenas a partir dos micro-organismos (M), os valores passaram a ser 12,0 para cana colhida crua, e 11,3 Mg ha<sup>-1</sup> para a queimada (Figura 22 B). Nesta área ocorreram algumas datas em que o fluxo da parcela sem raiz foi maior que o daquela com raiz. Desta forma, apenas para o cálculo da contribuição das raízes para o fluxo total de C-CO<sub>2</sub> do solo, estas datas foram desconsideradas, e a contribuição das raízes para o fluxo total foi de 27% e 24%, para cana crua e queimada (Figura 23), na devida ordem.

#### 4.3.5 Balanço de C

Tabela 16 – Entradas e saídas anuais de C do sistema de produção da cana-de-açúcar (socaria), em Argissolos no Nordeste do Brasil.

	3 ANOS		8 ANOS	
	CRUA	QUEIMA	CRUA	QUEIMA
<b>ENTRADAS</b>	Mg ha <sup>-1</sup>			
Palhada	5,0	0,9	5,0	0,6
Raízes	2,8	1,7	2,3	1,0
Touceira*	1,1	0,6	0,9	0,8
Torta de filtro	2,0	2,0	2,0	2,0
Vinhaça	-	-	3,6	3,6
Exsudados**	2,5	2,4	1,8	1,5
<b>Subtotal<sub>Entrada</sub></b>	<b>13,4</b>	<b>7,6</b>	<b>15,6</b>	<b>9,5</b>
<b>SAÍDAS</b>				
Respiração <sub>heterotrófica</sub> ·	9,4	10,0	12,0	11,3
CO <sub>2</sub> da palhada***	2,9	0,5	2,9	0,4
<b>Subtotal<sub>Saída</sub></b>	<b>12,3</b>	<b>10,5</b>	<b>14,9</b>	<b>11,7</b>
<b>BALANÇO</b>	<b>+1,1</b>	<b>-2,9</b>	<b>+ 0,7</b>	<b>-2,2</b>

\*considerando-se para a touceira  $k=0,0027 \text{ dia}^{-1}$  para queima e  $k=0,0044 \text{ dia}^{-1}$  crua; \*\*65 a 100% da biomassa de raízes mensurável. \*\*\* considerando um coeficiente de humificação de 0,10 (Katterer et al., 2011)

A partir desses fluxos heterotróficos anuais, ou seja, do C-CO<sub>2</sub> originário da quebra da MOS pelos micro-organismos, das entradas de material orgânico originário da parte aérea e raízes das plantas e de resíduos como a torta de filtro e vinhaça, foi estimado um balanço geral de C (Tabela 16). Para este balanço, a quantidade de C derivado dos exsudatos produzidos pelas raízes da cana foi estimada com base em informações da literatura (Katterer et al., 2011). O fator de humificação considerado para os resíduos da parte aérea foi de  $h = 0,10$ , ou 10%, conforme Katterer et al., (2011). O solo sob cana colhida queimada apresentou balanço negativo de  $-2,9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e de  $-2,2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , nas áreas com três e oito anos respectivamente. Por sua vez, o solo sob colheita de cana crua, destas mesmas áreas, mostrou balanço positivo de  $+1,1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e de  $+0,7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

## 5 DISCUSSÃO

### 5.1 Impacto da mudança do uso do solo no estoque e na dinâmica do carbono orgânico em solos de mata atlântica, cultivados com cana-de-açúcar, no Nordeste do Brasil

#### 5.1.1. Características do solo

Os solos de maior expressão em extensão sobre os tabuleiros costeiros são os Latossolos Amarelos e os Argissolos Amarelos (Jacomine, 2001). Numa visão mais ampla sobre a distribuição de solos com características semelhantes, Fernandes et al. (2011) destacam que os solos caulíníticos com horizontes superficiais de textura arenosa a franco arenosa e altamente intemperizados, como os descritos na tabela 1, cobrem extensivas áreas em regiões subúmidas do Oeste e do Leste da África e Sudoeste da Índia, além do Brasil.

No Nordeste do Brasil estes solos apresentam, frequentemente, horizontes coesos, além de fragipãs. Tais camadas coesas revelam sua expressão máxima entre 20 e 100 cm de profundidade (Araújo Filho et al., 2001) e os fragipãs coincidem com o horizonte B textural (Jacomine, 2001). De acordo com Jacomine (2001), o caráter coeso dos Argissolos dos Tabuleiros Costeiros, além de estar presente logo abaixo do horizonte A, atinge maior profundidade no B que nos Latossolos e, além disto, a presença de fragipã, correspondendo à parte do horizonte B, é outro aspecto constatado apenas nos Argissolos. Sendo assim, como a profundidade do perfil em que estes se expressam varia, as diferenças da composição granulométrica encontradas entre as áreas, nas camadas de 40-60 e 60-80 cm (tabela 1), podem ser consequência desta variabilidade, com os valores igualando-se na profundidade seguinte (80-100 cm). Da mesma forma, esta variação na granulometria pode influenciar a variabilidade da densidade do solo nas maiores profundidades.

Os valores de densidade (Tabela 2) estão dentro daqueles citados para os solos da região dos tabuleiros do Nordeste; ou seja, densidade média das camadas coesas situando-se na faixa de 1,5 a 1,8 g cm<sup>-3</sup>, enquanto nos horizontes superficiais, em condições naturais, varia de 1,2 a 1,4 g cm<sup>-3</sup> (Araújo Filho et al., 2001). Em levantamento de dados de atributos físicos para identificação de horizontes coesos, Souza et al. (2001) encontraram que 67% dos valores de densidade desses solos estão numa faixa entre 1,39 e 1,71 g cm<sup>-3</sup>.

Não só os processos pedogenéticos influenciam os elevados valores de densidade do solo encontrados nas áreas de estudo, mas também o manejo estabelecido após a mudança de uso do solo. Quando a área de mata é substituída por agricultura, a remoção do horizonte O, a

queima dos resíduos, o preparo do solo com uso de máquinas, a adubação com fertilizantes, a irrigação, entre outras práticas, acentuam fenômenos como compactação, dispersão e iluviação, contribuindo para o aumento da densidade (Silva & Cabeda, 2005; Vasconcelos et al., 2010) pelo arranjo massivo das partículas. De acordo com Araújo Filho et al. (2001), especialmente na zona canavieira, a densidade média dos horizontes superficiais é muito afetada pelo manejo, elevando-se para uma faixa de 1,3 a 1,8 g cm<sup>-3</sup>.

Características químicas também são afetadas pelo manejo destes solos. As altas concentrações de Ca trocável no solo sob floresta e na área com 5 anos (Tabela 3) deve ser resultado da presença de material mais lenhoso, como troncos e galhos de árvores e nervuras e pecíolos de folhas, que são materiais enriquecidos neste elemento (Luizão & Schubart, 1987), o qual é transferido para o solo à medida que a serrapilheira sofre decomposição (Mello Ivo et al., 1996). No presente estudo, por ocasião da amostragem do solo, 17,7 Mg ha<sup>-1</sup> de serrapilheira encontravam-se sobre o solo. Elevadas concentrações de Ca na superfície de solos sob mata também foram relatadas por Cerri (1986), na região de Piracicaba, São Paulo, e por Kindel & Garay (2001), em Linhares, no Espírito Santo. Na área com cinco anos, sobre a qual grande quantidade de resíduos permaneceu durante dez anos, percebe-se uma tendência ao aprofundamento do Ca, podendo ser consequência da mineralização do nitrogênio e do enxofre das folhas, com liberação de íons NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>, como resultado da atividade microbiana. De acordo com Volkweiss (1989), o aumento nos teores de Ca<sup>+2</sup> e Mg<sup>+2</sup> na solução do solo, provocado pelo aumento de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>, facilita a lixiviação para horizontes inferiores do solo, uma vez que os íons nitrato e sulfato “acompanham” o cálcio e o magnésio em sua descida no perfil do solo. Silva & Ribeiro (1998) também relataram o movimento de Ca<sup>+2</sup> e Mg<sup>+2</sup> em solos de tabuleiro cultivado com cana-de-açúcar, e levantaram a hipótese de que a migração de argila para horizontes inferiores também pode contribuir para o fenômeno, já que carrega com ela parte das bases trocáveis. Redução de cálcio, magnésio, saturação por bases e CTC, com o tempo de cultivo, também foram relatadas em outras áreas cultivadas com cana, nos tabuleiros do Nordeste (Maia & Ribeiro, 2004). No entanto, outros autores, como Silva & Ribeiro (1998), encontraram uma redução inicial, seguida de certa recuperação de algumas das características químicas do solo, depois de 25 anos de cultivo.

Apesar do alto carbono sob cinco anos (Figura 3), o H + Al foi mais baixo, quando se esperaria uma maior contribuição da MO para a acidez total do solo. Essa contribuição dar-se-ia por meio de grupos reativos de compostos carboxílicos e fenólicos, os quais, quando se dissociam, liberam H<sup>+</sup> na solução do solo. Uma das hipóteses é a de que parte desta matéria orgânica deve estar no solo numa forma mais estável, como carvão. Esta seria quantificada

pelo método da oxidação úmida, como demonstrado por Skjemstad & Taylor (1999), mas não conseguiria ser extraída totalmente na determinação da acidez total do solo, com o acetato de cálcio. Além disso, o Al trocável foi mais baixo nesta área com cinco anos, até 50 cm do perfil, contribuindo, assim, para os menores valores, uma vez que a solução de acetato de cálcio extrai as suas duas formas: trocável e potencial ( Pavan & Miyazawa, 1996).

A queima de resíduos também provoca a deposição de cinzas sobre a superfície. Como as cinzas são ricas em bases e apresentam elevado pH (Panosso et al., 2011), tais características também se refletem nas características do solo, como o Ca trocável e o pH (Thornburn et al., 2012).

Verificou-se, também, que a mudança de uso do solo alterou fortemente os teores de P (Tabela 3). Esse efeito também foi descrito pelo estudo de uma cronosequência de cultivo de cana, em solo de tabuleiro, realizado por Araújo et al. (1993). Os autores encontraram acréscimos significativos dos teores de fósforo com o aumento do tempo de cultivo da cana-de-açúcar, tanto para o fósforo inorgânico como para o orgânico. Depois de 25 anos de cultivo, na profundidade de 0-15 cm, o solo tinha 188 mg P kg<sup>-1</sup> solo a mais que no solo da mata nativa, resultado das fertilizações fosfatadas. Tais fertilizações também são a causa do aumento deste nutriente no presente estudo, uma vez que doses entre 36 e 62 kg P ha<sup>-1</sup>, além da aplicação de 15 e 20 toneladas de composto à base de torta de filtro, são aplicadas nas áreas onde a cana foi cultivada. Além disto, segundo Araújo et al. (1993), o retorno de nutrientes como o P, K, Ca e Mg, absorvidos pelas plantas e reintroduzidos no sistema pela deposição de resíduos e das cinzas após a queima da cana, também deve contribuir para tal aumento.

### 5.1.2 Concentração e estoque de carbono no solo

A diminuição significativa da concentração do carbono orgânico do solo com a conversão da vegetação nativa para agricultura foi consistente com vários estudos sobre mudança de uso do solo (Blair, 2000; Dominy et al., 2002; Guo & Gifford, 2002; Del Galdo et al., 2003; Sleutel et al., 2010). Tal redução mostra-se mais acentuada quando no solo sob agricultura utiliza-se o preparo convencional (Sá et al., 2001; Jantalia et al., 2007), o que foi o caso das áreas do presente estudo (Figura 3).

A redução pode ser provocada tanto pela perda da fração leve, como da fração pesada da MOS (Tan et al., 2007). Como a fração leve (FL) e a matéria orgânica particulada (MOP) são compartimentos lábeis da matéria orgânica do solo, elas são sensíveis às práticas de manejo e, conseqüentemente, altamente influenciadas pela história de cultivo do solo (Six

et al., 2002). Esta é uma das causas da redução significativa da concentração do C com a mudança do uso do solo e com o aumento do tempo de cultivo, uma vez que práticas como a limpeza da área de vegetação nativa, após a derrubada da mata, preparo do solo, com uso de aração e gradagem, e a queima da cana-de-açúcar, contribuem fortemente para a redução destes compartimentos. Com essas práticas, dois fatores que determinam a quantidade de carbono existente em cada solo estão sendo influenciados: a adição de C ao sistema e o *turnover* do C. Isso porque há uma forte interferência nos mecanismos de estabilização da MOS (Six et al., 2002), principalmente na proteção física, uma vez que os horizontes superficiais são arenosos e com baixo teor de óxidos de Fe e Al.

Apesar dessas características, a concentração de C na superfície do solo sob vegetação nativa foi bastante elevada, quando comparada com alguns trabalhos conduzidos em Argissolos da região de Mata Atlântica (Tarré et al., 2001; Pinheiro et al., 2010). No entanto, os valores encontrados por Kindel & Garay (2001) para a superfície de solos arenosos dos tabuleiros do Espírito Santo foram tão elevados quanto os do presente estudo. Os autores fizeram distinção entre o C da fração fina (solo solto) e da fração agregada do solo, encontrando valores de C que variaram de 29,4 a 37,1 g kg<sup>-1</sup>, para a fração fina, a 69,8 a 82,8 g kg<sup>-1</sup>, para a fração agregada do solo. As concentrações aqui apresentadas também se assemelham àquelas de solos reconhecidamente arenosos, existentes em outras regiões do mundo. Em uma destas áreas, na África do Sul, Dominy et al. (2002) também detectaram uma diminuição exponencial do conteúdo de C de floresta nativa nos primeiros 10 cm do solo, quando estes solos foram cultivados por 10-20 anos com cana-de-açúcar colhida queimada. Em seguida, um novo equilíbrio foi estabelecido depois de 30 anos. Os valores iniciais de carbono eram maiores que 50 g kg<sup>-1</sup> de solo e o equilíbrio foi estabelecido em torno de 15 g kg<sup>-1</sup>. Resultados semelhantes foram encontrados no presente estudo, no qual os níveis C passaram de 69 g kg<sup>-1</sup> para 18 g kg<sup>-1</sup> de solo, em 0-5 cm, e de 47 g kg<sup>-1</sup> para 22 g kg<sup>-1</sup>, na camada de 5-10 cm (Figura 3). Em solo mais argiloso, Cerri (1986) determinou uma concentração de C de 47,8 g kg<sup>-1</sup>, em área de mata, passando a 14,6 g kg<sup>-1</sup>, em canavial cultivado por 50 anos.

A ocorrência de grandes áreas de solos arenosos no noroeste da Europa, Alemanha e Bélgica, com elevados níveis de carbono orgânico no solo, também é relatada por Sleutel et al. (2010). Nestes solos, os valores de concentração de carbono orgânico, em horizontes Ap de solos de textura arenosa, variam de 10 a 50 g kg<sup>-1</sup>, e, de acordo com os autores, os valores mais altos são explicados pelo fato de os horizontes Ap arenosos, antigos, possuírem elevados níveis de constituintes orgânicos muito refratários. Para explicar a estabilização do N nestes

solos, Sleutel et al. (2010) argumentam que uma das possibilidades poderia ser que os horizontes dos solos de florestas e *heathlands* nos quais raízes micorrizadas proliferam, contêm, tipicamente, altas quantidades de materiais fenólicos (taninos, ácidos fúlvicos e húmicos, melaninas e quinonas), e que esses compostos têm o potencial de ligar N orgânico, incluindo proteínas, peptídeos, aminoácidos, quitina e ácidos nucleicos, em complexos recalcitrantes.

Geralmente, os solos dos tabuleiros costeiros do Nordeste apresentam baixos teores de ferro e de alumínio cristalinos e amorfos (Filizola et al., 2001; Silva & Cabeda, 2005), principalmente em superfície. Além disso, a textura dos solos do presente estudo (Tabela 1) é arenosa, o que reduz bastante a possibilidade de estabilização química da matéria orgânica na superfície destes solos, sendo tal estabilização química entendida como o resultado das ligações químicas ou físico-químicas entre a MOS e os minerais do solo (Six et al., 2002). Desta forma, os elevados teores de COS na área de mata seriam resultado da estabilização física, por meio da formação de agregados estáveis, ou da estabilização bioquímica, devido à baixa degradabilidade de constituintes refratários acumulados no solo. Na mata, 50% da massa do solo eram compostos por agregados e a percentagem dos macroagregados estáveis em água era em torno de 80%, o que demonstra a importância do mecanismo da proteção física da MO para estes solos. Além disto, de acordo com Six et al. (2002), parece que a ciclagem mais rápida nos solos tropicais tende a conduzir a uma estabilização proporcionalmente maior de compostos de C mais recalcitrantes, justificando, também, os elevados valores de C do solo sob mata. Na área com cinco anos de cultivo, os altos valores ainda são guardados pelo pouco tempo de cultivo e pelo acúmulo de material orgânico originário da mata que, como relatado, permaneceu sobre a superfície do solo por um período de dez anos, sendo queimado antes da implantação do canal. Parte deste material permaneceu no solo na forma de carvão, podendo ainda ser facilmente notado, o que também pode ter contribuído para a alta variabilidade relatada nos resultados de concentração de C. Além disto, carbono derivado da cana também foi adicionado ao solo destas áreas.

As mudanças de uso do solo relacionadas à conversão de ecossistemas florestais em áreas de agricultura têm causado um declínio de 42% no estoque de C dos solos. Nestes casos, quando a profundidade de amostragem é ampliada para > que 60 cm, o declínio detectado é diminuído (Guo & Guiford, 2002), indicando que C é adicionado ao solo em profundidade ou que as perdas em profundidade são menores ou mais lentas, uma vez que os impactos relacionados ao preparo do solo são diminuídos. Assim, o reservatório em profundidade passa a contribuir significativamente para o armazenamento de C no solo (Inácio, 2009). No

presente estudo, uma redução de 56% no estoque do C foi observada na camada arável (0-30 cm), após 35 anos de cultivo, sendo esta proporção diminuída para 43%, quando todo o perfil foi considerado (0-100 cm).

O estoque de carbono é influenciado por fatores como o clima, tipo de vegetação, textura do solo (Dieckow et al., 2009), manejo do solo, principalmente tipo de preparo (Bayer et al., 2006), entrada de material orgânico (Campos et al., 2011a) e adubações nitrogenadas (Urquiaga et al., 2010), além do tempo da conversão do uso.

Comparando-se os estoques encontrados (Tabela 4) com outros observados na região da Mata Atlântica, em Argissolos cultivados com cana-de-açúcar (Pinheiro et al., 2010) e pastagem (Tarré et al., 2001), estes se apresentaram mais elevados. As diferenças em relação à área com cana, acima citada, podem ser consequência de fatores como o estoque inicial de C sob a vegetação nativa, informação não contida no trabalho referido; tipo de preparo do solo utilizado, já que no presente estudo a usina substituiu aração por subsolagem; além da aplicação de 20 Mg ha<sup>-1</sup> de composto de torta de filtro no fundo do sulco, prática não relatada para os canaviais estudados por Pinheiro et al. (2010). Além disto, a entrada de C pelo sistema radicular da cana também pode estar influenciando as diferenças de estoque, mas tais informações não existem para ser confrontadas.

Outro ponto que merece ser considerado é a forma de tratamento das amostras de solo, uma vez que as concentrações de C mais elevadas podem ser interpretadas como uma influência de resíduos vegetais (serrapilheira e raízes) que poderiam estar presentes no solo, apesar de uma limpeza prévia da amostra, principalmente nas áreas de mata, onde a quantidade de material orgânico no horizonte O é bastante elevada. Procurando rejeitar esta possibilidade, análises de N foram feitas em algumas amostras para avaliação da relação C:N. Tais resultados comprovaram que esta influência não foi marcante, uma vez que os valores da C:N na superfície dos solos ficaram em torno de 11 para a mata, de 10 nas áreas com 15 anos e de 12 nas com 30 anos de cultivo, diminuindo nas maiores profundidades. Ou seja, os valores situaram-se no intervalo previsto para a relação C:N da matéria orgânica dos solos (Dick et al., 2009). Em contrapartida, se parte dos agregados do solo é desconsiderada no processo de peneiramento para limpeza dos resíduos, parte do C intra-agregado pode ser perdido, subestimando, assim, as concentrações de C. Neste sentido, Tomazi et al. (2011) relataram que o uso de peneiras de 9,5 mm, em vez de 2mm, é mais eficiente para representar a fração leve oclusa e a magnitude da proteção da MO intra-agregado, encontrando-se uma subestimação de até 15,7% no C da fração leve oclusa (C-FLO), sendo esta fração

positivamente correlacionada com os teores de C no solo, com a massa de agregados > 2mm e com o índice de estabilidade de agregados.

O solo sob vegetação nativa também apresentou estoque considerável de C (Tabela 4). A elevada massa destes solos, revelada pelos altos valores de densidade dos horizontes coesos (Tabela 2), juntamente com a proteção física e a estabilização bioquímica do C, discutidas anteriormente, produzem estoques consideráveis nas áreas de vegetação nativa, tendo uma contribuição compensatória em um solo que possui baixa capacidade de armazenar o C pelos mecanismos da estabilização química. Neste caso, a susceptibilidade do C é a questão central, uma vez que, sob este tipo de proteção, a sensibilidade às práticas de manejo seria maior (Six et al., 2002; Dieckow et al., 2009).

Em termos comparativos, Tonucci et al. (2011) encontraram, em Latossolos do Cerrado sob uso silvopastoril, estoques variando de 461 a 393 Mg C ha<sup>-1</sup> até 100 cm de profundidade. Já Jantalia et al. (2007) relataram estoques de 203 Mg C ha<sup>-1</sup> e de 171 Mg C ha<sup>-1</sup> também para solos argilosos, sob Cerrado e uso agrícola, respectivamente. Solos de região subtropical, cultivados por 15, 17 e 26 anos, apresentaram estoques que variaram de 132 a 164 Mg C ha<sup>-1</sup>, sob preparo convencional, e 154 a 172 Mg C ha<sup>-1</sup>, sob plantio direto (Boddey et al., 2010). Estes últimos valores mostram-se inferiores e semelhantes aos relatados para a área cultivada com cana, em solo arenoso, por 15 e 35 anos, respectivamente (Tabela 4). Como o preparo do solo em áreas cultivadas com cana-de-açúcar só é executado a cada cinco ou seis anos, a velocidade de renovação do C do sistema seria menor, possibilitando ao solo mais arenoso ter valores próximos ou mais elevados que os argilosos cultivados. Outro ponto a ser considerado é o aporte considerável de C oriundo do sistema radicular da cana-de-açúcar (Lima Jr., 1982, Ball Coelho et al., 1992).

Assim, o preparo intensivo do solo conduz à perda de carbono, em relação à vegetação nativa, muito maior, se comparado a um tipo de manejo que não revolva tanto o solo, como o plantio direto, chegando a valores três vezes maiores, como encontrado por Jantalia et al. (2007), para os solos do Cerrado brasileiro. Tal situação acentua-se em regiões onde o clima permite mais de uma safra por ano, o que faz com que o solo seja mobilizado com mais frequência. No caso da cana, uma perspectiva de aumento de estoque ou diminuição de taxa de renovação do C para os solos cultivados com esta cultura existe, se preparos como cultivo mínimo ou plantio direto forem implementados, acompanhados da manutenção dos resíduos e da rotação de culturas com leguminosas, como fonte de N, para fixar C (Boddey et al., 2010; Urquiaga et al., 2010).

Especificamente sobre a área com cinco anos, a qual teve um manejo diferenciado, o maior estoque de carbono nela encontrado deve ter sido consequência do acúmulo, por dez anos, de folhas, galhos e troncos das árvores da floresta sobre o solo, como relatado anteriormente. Além disso, todo este material foi queimado antes do cultivo da área, deixando uma quantidade considerável de carvão no solo. Este carvão pode funcionar como um reservatório de carbono (Jantalia et al., 2007), uma vez que sua decomposição microbológica e a transformação química são muito lentas. Decomposição de menos de 4,5% do carvão pirogênico foi encontrada por Kuzyakov et al. (2009), após três anos de incubação. Além disto, nenhum  $^{14}\text{C}$  deste carvão foi medido no compartimento do carbono orgânico dissolvido deste solo, o que demonstra a sua estabilidade. Em estudo de campo, Lisboa et al. (2009) encontraram, em pastagem estabelecida há quase 100 anos, uma grande quantidade de carbono derivado da floresta na fração MOP do solo. Segundo estes autores, tal fato sugere a presença de carvão ou outros materiais recalcitrantes, deixados após a queima da floresta, o que foi reforçado pelo elevado tempo de residência média (TRM) da fração MOP (1.290 anos). Por outro lado, não só o carbono da mata contribuiu para os maiores valores da área com cinco anos, uma vez que C proveniente da cana-de-açúcar também foi incorporado ao solo. O maior estoque em relação à área sob vegetação nativa demonstra que, mesmo havendo várias linhas de evidência que sugerem a existência de um nível de saturação de C nos solos (Schilesinger, 1990; Canadell et al., 2007), os níveis de C nativo não necessariamente representam este limite superior em estocagem do C, como relataram Six et al. (2002).

A diferença entre a perda do C da camada superficial do solo (0-20 cm) e aquela de todo o perfil estudado (0-100 cm), na área com 15 anos de cultivo, pode ser explicada pelo acúmulo de C em profundidade. Em estudo sobre este tipo de acumulação em Latossolos de regiões subtropicais, sob plantio direto, Boddey et al. (2010) encontraram que o potencial para o acúmulo de carbono é aumentado consideravelmente (59% maior) quando se leva em conta o perfil do solo até 100 cm, e não só a camada arável. Como sugerem os autores, no caso dos Latossolos do Rio Grande do Sul, extremamente bem drenados, a translocação de C solúvel deve ser um importante processo de acumulação do C em profundidade, além do aprofundamento do sistema radicular nos poros criados sob plantio direto. Aumento do C em profundidade (até 70 cm) também foi detectado por Cerri (1986), em área cultivada com cana-de-açúcar por 50 anos, quando comparada à mata nativa.

No caso dos solos coesos de tabuleiro, a baixa condutividade hidráulica das camadas coesas (Silva et al., 1998; Cintra et al., 2007), bem como a presença de fragipãs, podem retardar esse fluxo de C solúvel, porém não o impedem totalmente. Além do C solúvel, a

outra fonte sugerida por Boddey et al. (2010), o sistema radicular da cana, não pode ser descartada. Principalmente porque a cana-de-açúcar apresenta sistema radicular fasciculado vigoroso (Silva et al., 2005; Lima Jr., 1986), que, como destacam Sampaio & Salcedo (1987), representa uma importante contribuição para a matéria orgânica dos solos em um sistema de produção onde a parte aérea da cultura é queimada na colheita. O aprofundamento destas raízes pode ter sido facilitado pela modificação do manejo do solo adotado pela usina, com a introdução da subsolagem, em substituição à aração do solo. Assim, a diminuição da diferença do estoque de C, em relação à mata, a qual ocorreu quando todo o perfil da área com 15 anos foi considerado, deveu-se, em parte, ao acúmulo, em profundidade, de C derivado da cana, como observado em outros estudos de dinâmica de C (Skjemstad et al., 1999; Epron et al., 2009), e, em parte, por um enriquecimento em C derivado da mata que ocorreu em alguns perfis. Este último pode ser resultado da decomposição das raízes mais grossas da mata, que vão degradando aos poucos, depois da retirada das árvores, devendo ser observada, também, a diferença na granulometria do solo com 15 anos de cultivo (Tabela 1). Na área com 35 anos tal efeito das raízes da mata aparece apenas na profundidade de 80-100 cm e de forma menos intensa, indicando que o efeito deste fluxo de C das raízes da mata pode diminuir com o tempo, ou que o solo menos arenoso na área com 15 anos foi capaz de reter o C da mata de forma mais eficiente.

### 5.1.3 Análises do $^{13}\text{C}$ e tempo de residência do carbono

Os  $\delta^{13}\text{C}$  observados para vegetação  $\text{C}_3$  e  $\text{C}_4$ , -31,81 e -11,84 ‰, estão dentro da faixa prevista para os dois tipos de ciclos fotossintéticos (Park & Epstein, 1961), assim como a ocorrência do enriquecimento em  $^{13}\text{C}$  da raiz, em relação à parte aérea (Werth & Kuzyakov, 2010). Da mesma forma, a diferença de 3‰ entre o  $\delta^{13}\text{C}$  do material da mata adicionado ao solo e o  $\delta^{13}\text{C}$  da MOS (20 cm) está dentro da faixa descrita por Garten et al. (2000), a qual varia de +1‰, em temperatura média anual de 0,5°C, até +6‰, em temperatura próximas a 26°C.

No solo, o  $\delta^{13}\text{C}$  do perfil florestal teve uma variação de 2,99‰ entre a superfície e a última camada avaliada (Figura 4). Tal padrão de enriquecimento em  $^{13}\text{C}$ , com o aumento da profundidade, repete-se em vários trabalhos, tanto em regiões temperadas (Garten et al., 2000; Schneckenberger & Kuzyakov, 2007), quanto tropicais (Moraes et al., 1996; Tarré et al., 2001; Pinheiro et al., 2010).

A evidência da presença de vegetação  $\text{C}_3$  (Mata Atlântica), bem como deste padrão de enriquecimento, pode ser depreendida do estudo de Filizola et al. (2001). Em estudo sobre

a evolução dos solos dos tabuleiros costeiros de Alagoas e Pernambuco, os autores encontraram valores do  $\delta^{13}\text{C}$  de horizontes Bh, entre 2 e 3m de profundidade, sempre inferiores a  $-25\text{‰}$ , o que indica a presença de uma vegetação  $\text{C}_3$ , provavelmente florestal. Este valor não está distante do determinado para a profundidade de 80-100 cm do presente trabalho,  $-26,2\text{‰}$ , sendo um pouco mais enriquecido em  $^{13}\text{C}$ , uma vez que a profundidade de amostragem foi maior. A datação deste horizonte Bh por meio de determinações de  $^{14}\text{C}$  chega a  $13.730 \pm 60$  AP.

De acordo com Balesdent & Mariotti (1996), o aumento do  $\delta^{13}\text{C}$  com a profundidade está correlacionado ao aumento da idade e ao grau de decomposição do carbono orgânico. Com relação ao aumento da idade, os autores explicam que, com a injeção de C derivado de combustível fóssil e C advindo de desmatamento e de aumento do cultivo, durante o último século, o  $\delta^{13}\text{C}$  médio do  $\text{CO}_2$  troposférico decresceu de aproximadamente  $-6,4\text{‰}$ , em 1750, para menos de  $-7,8\text{‰}$ , em 1990. Isto levou à fixação de  $\text{CO}_2$  mais empobrecido em  $^{13}\text{C}$ , pela fotossíntese, e, conseqüentemente, à entrada de material com  $\delta^{13}\text{C}$  mais negativo no solo. Já o enriquecimento decorrente da decomposição é resultado do fracionamento isotópico que ocorre durante a mineralização do C, principalmente pela respiração microbiana (Werth & Kuzyakov, 2010).

Como esperado, um aumento do  $\delta^{13}\text{C}$  também ocorreu quando a vegetação  $\text{C}_3$  foi substituída pela  $\text{C}_4$ . Isto em razão da adição continuada de resíduos mais enriquecidos em  $^{13}\text{C}$ , resultante da menor discriminação contra este isótopo do C no ciclo fotossintético da cana-de-açúcar ( $\text{C}_4$ ), bem como da perda do C derivado da floresta, provocada pelo cultivo dos solos (Figura 4). O enriquecimento gradual entre as áreas com diferentes tempos de cultivo ocorreu em decorrência do aumento desses dois processos. Isto fica claro observando-se as diferenças de  $-3,3\text{‰}$ ,  $-4,8\text{‰}$  e  $-9,2\text{‰}$  entre os valores do  $\delta^{13}\text{C}$  superficiais da mata e das áreas com cinco, 15 e 35 anos de cultivo, respectivamente. Tais diferenças levaram a estimativas das proporções de C derivado da mata de 84%, 77% e 56% do C total, nas áreas cultivadas pelos períodos descritos acima.

Este enriquecimento em  $^{13}\text{C}$  também foi detectado em estudo realizado por Cerri (1986). Nos primeiros 20 cm do solo, o  $\delta^{13}\text{C}$  passou de  $-25\text{‰}$ , na área de floresta, para  $-23,3\text{‰}$  e  $-20,1\text{‰}$ , depois de 12 e 50 anos de cultivo com cana-de-açúcar, respectivamente. Neste caso, 54% do C nos primeiros 20 cm das áreas cultivadas por 50 anos derivavam do C estável da área da mata.

Diferenças maiores entre os  $\delta^{13}\text{C}$  foram relatadas em solos arenosos que sofreram a substituição da vegetação nativa por culturas agrícolas. Neste sentido, Pinheiro et al. (2010)

encontraram, na superfície de um solo cultivado com cana-de-açúcar por 14 anos, diferenças de  $\delta$  próximas a 9‰. Dominy et al. (2002) detectaram variações entre 2,9‰ e 8,3‰ em cronossucessões de solos arenosos, com cana-de-açúcar, na África do Sul. Substituições de florestas por pastagens também apresentaram esta mesma tendência de enriquecimento (Tarré et al., 2001; De Moraes et al., 1995), inclusive com enriquecimento diferenciado entre as distintas frações da MOS (Lisboa et al., 2009). Lobe et al. (2005) encontraram que após 90 anos de uso do solo com culturas, de 41% a 89% (média de 65%) do carbono do solo era derivado destas culturas, nos primeiros 20 cm do perfil. Tais dados indicaram que os solos arenosos da Highveld da África do Sul têm baixo potencial para estabilizar a matéria orgânica. As taxas de substituição da matéria orgânica aumentaram com o aumento do tamanho das partículas do solo, com a assinatura isotópica da fração areia grossa exibindo a entrada de planta mais recente. Segundo os autores, além disso, no mínimo 33% do carbono na fração argila era formado pela entrada das culturas, indicando que a reserva da matéria orgânica antiga do solo foi usada devido ao aumento da mineralização. Isto também deve ter acontecido, em determinada medida, com o C da fração argila nas áreas cultivadas por 35 anos com cana-de-açúcar.

O aumento do  $\delta^{13}\text{C}$  pode ou não se estender até profundidades maiores, a depender do tipo de solo, do tipo de vegetação e do manejo. Nas áreas estudadas, o enriquecimento em  $^{13}\text{C}$  das camadas mais profundas só foi detectado com 35 anos de cultivo, com 20% do C na camada de 80-100 cm derivando do C da cana-de-açúcar. Como esta área situa-se vizinha à da Mata Atlântica amostrada (10 m de distância), e como os relatos sobre a área não deixam dúvidas a respeito da vegetação nativa original, é evidente a adição do carbono da cana até as maiores profundidades do solo. Este pode ser originário de três fontes: do composto aplicado no fundo do sulco de plantio, do carvão advindo da queima da parte aérea da cana e do carbono do sistema radicular fasciculado, característico desta cultura. Seu aprofundamento pode ter ocorrido por meio do deslocamento do carbono orgânico dissolvido no perfil (Boddey et al., 2010), bem como de finas partículas de carvão arrastadas durante o processo de infiltração e percolação da água no solo (Skjemstad et al., 1999), além do crescimento das raízes nas regiões mais profundas do perfil (Boddey et al., 2010; Sisti et al., 2004). Mas, mesmo representando 20% do C total em 80-100 cm, o carbono novo da cana-de-açúcar ainda teve uma contribuição altamente concentrada nas camadas superficiais (0-20 cm), onde 75% do carbono total derivado da cana foram encontrados.

A diferença de 1,6‰ entre a abundância do  $^{13}\text{C}$  da área da mata e da cana, na camada de 80-100 cm, encontrada por Pinheiro et al. (2010), mostrou que, aos 14 anos de cultivo,

mesmo nesta maior profundidade do perfil, 12% do carbono do solo era derivado da vegetação C<sub>4</sub>, sugerindo que o sistema radicular da cana atingiu esta profundidade e depositou considerável quantidade de C. Tal aprofundamento do C no perfil do solo também foi detectado por Roscoe et al. (2000), em área de Cerrado, com distintas frequências de fogo. Em um período de 21 anos, 27,6% do C total, a 1 m de profundidade, originou-se de plantas C<sub>4</sub>, desde que a população de gramíneas aumentou nestas áreas. O extenso e profundo sistema radicular de espécies que dominaram a área como consequência do fogo indicou que a maior contribuição do material derivado de C<sub>4</sub> para a MOS veio do C produzido abaixo do solo. Diferentemente dos Argissolos e Latossolos citados acima, Balesdent & Marriotti (1996) descreveram solos montmoriloníticos que, após 100 anos de cultivo com trigo e milho, não apresentaram contribuição do carbono novo em horizontes B1, o que evidencia a forte estabilização da MOS nestes solos.

As alterações do  $\delta^{13}\text{C}$  em profundidade, com indicação do aparecimento do carbono derivado da nova vegetação no perfil, reforçam a necessidade de amostragem em profundidades maiores que a camada arável, quer seja para aumentar substancialmente as estimativas da mitigação de CO<sub>2</sub>, como discutido por Boddey et al. (2010), quer seja para o melhor entendimento da dinâmica e do balanço do C sob diversas formas de uso do solo (Osher et al., 2003).

Parte da dinâmica do C é percebida pelas taxas de perda do C do solo (Figura 6). A taxa do presente estudo foi mais elevada (3,0% ao ano) que os valores de 1,4%, sob preparo convencional, e de 1,2%, sob plantio direto, estimados por Bayer et al. (1996) para a camada arável de um Latossolo Bruno com 620 g kg<sup>-1</sup> de argila e 211 g kg<sup>-1</sup> de Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>. Porém, foi bem próxima dos 3,14% ao ano relatados por Lovato et al. (2004) para Argissolos arenosos, sob preparo convencional. Quando estes autores determinaram a taxa deste solo, sob plantio direto, esta passou a ser de 1,66%. Se apenas a taxa de perda do C derivado da mata for avaliada, sem a adição ao solo do C derivado da cana, este carbono mais estável está sendo perdido a uma taxa 4,6% ao ano. Tais comparações mostram a forte influência da textura e da mineralogia dos solos na velocidade de perda do C. Neste sentido, Bayer et al. (2011) afirmam que solos mais argilosos e com predomínio de minerais de carga variável apresentam menores taxas de decomposição da MO, além de esta ser menos alterada pelos sistemas de preparo, em comparação ao verificado em solos arenosos. A diferença entre os valores das taxas é atribuída, segundo estes autores, à intensidade de atuação dos mecanismos de proteção do C na ação dos micro-organismos decompositores. Nos solos mais argilosos e ricos em óxidos de ferro predomina a proteção química; já nos solos de textura franco-arenosa a

arenosa, o mecanismo de proteção é físico e passa pela agregação. Neste caso, como a matéria orgânica particulada (MOP) é um compartimento lábil da matéria orgânica do solo, esta se apresenta mais sensível às práticas de manejo (Six et al., 2002).

Quando todo o perfil foi considerado, a taxa passou de 3,0% para 1,9% ao ano. E a taxa de perda do C derivado da mata, de 4,6% para 2,9%. Tal redução acontece pela inclusão de profundidades nas quais o C originado da mata é mais preservado, seja pelo maior distanciamento das regiões do solo onde o manejo é mais intenso, seja pela maior estabilização química do COS, em razão do aumento da argila e dos óxidos de ferro no perfil. Geralmente, as frações silte e argila possuem assinaturas de  $^{13}\text{C}$  mais antigas que a fração MOP (Galdo et al., 2003), o que sugere um tempo de residência mais longo. O aumento de óxidos de ferro em subsolo também é muito importante para a estabilização deste C, uma vez que, devido a sua grande área de superfície específica ( $200\text{-}800\text{ m}^2\text{ g}^{-1}$ ), pequenas quantidades de óxidos de Fe podem proteger quantidades consideráveis de MO (Eusterhues et al., 2005). Além disto, como visto anteriormente, alguma quantidade de C derivado da cana também é adicionada em profundidade, o que compensa, até certa medida, parte das perdas do C mais estável, derivado da mata.

A maior estabilidade do C em profundidade pode ser confirmada pelo tempo de residência média (TRM) obtido para todo o perfil do solo (Tabela 5). Estes valores foram calculados considerando-se que MOS consiste em um reservatório homogêneo de C, ou seja, sem fazer a distinção entre reservatórios de ciclagem rápida e lenta. Neste caso, Derrien & Amelung (2011) argumentaram que este tipo de modelo ajuda a estimar o TRM do C de ciclagem mais lenta. No entanto, depois de utilizarem dois modelos em cronosequência de pastagens na Amazônia, Bernoux *et al.* (1998) concluíram que, apesar do modelo bi-exponencial ter gerado altos coeficientes de correlação, também apresentou elevados erros padrões. Assim, o modelo simples gerou as estimativas menos variáveis dos parâmetros do modelo e do tempo de ciclagem. Para os autores, na falta de uma justificativa substancial para segregar a matéria orgânica do solo em diferentes compartimentos baseados na labilidade, as estimativas podem ser feitas com o modelo mais simples possível. Neste sentido, Derrien & Amelung (2011) afirmaram que o número de parâmetros no modelo a ser utilizado deve ser muito menor do que o número de observações, e que, frequentemente, apenas poucos conjuntos de dados são disponíveis em uma década, em estudos de  $\text{C}_3/\text{C}_4$  e FACE. No caso de se considerar diferentes compartimentos, os autores recomendaram o registro de vários pontos de dados, especialmente logo depois da mudança isotópica, para o melhor entendimento da ciclagem das frações lábeis.

Outros trabalhos mostram a mesma tendência de maior estabilidade do C com o aprofundamento no perfil do solo (Bernoux et al., 1998, Oshier et al., 2003; Costa Junior et al., 2011). No entanto, no presente estudo, percebe-se uma quebra desta tendência entre 40-60 cm. Tal diminuição do TRM ocorreu nos três perfis estudados (Tabela 5). Uma explicação para este fato talvez seja a presença de camadas coesas e transição para fragipãs que, como descrito no início, coincidem com o horizonte B textural (Jacomine, 2001). Nestas regiões, uma redução drástica da condutividade hidráulica do solo ocorre (Cintra et al., 2007), podendo levar a um acúmulo, por determinados períodos de tempo, de C solúvel derivado das raízes da cana-de-açúcar ou do composto aplicado no fundo do sulco (C4). Este seria um carbono mais lábil, que poderia estar influenciando na taxa de decomposição do carbono mais estável derivado da floresta pelo mecanismo de *priming effect*, uma vez que a mineralização do carbono antigo pode ser estimulada sob determinadas condições, como no ambiente local da rizosfera, onde o suprimento de C facilmente disponível é alto e a limitação em nutrientes é forte (Kuzyakov, 2002).

Esta hipótese de *priming effect* é reforçada pelo estudo de Fontaine et al. (2007), no qual os autores mostraram que o suprimento de carbono fresco para o subsolo (60-80 cm) estimulou a mineralização microbiana do C com idade de  $2.567 \pm 226$  anos. Os resultados também reforçaram a ideia de que, na ausência de carbono orgânico fresco, uma fonte essencial de energia para os micro-organismos, a estabilidade do carbono orgânico nas camadas profundas do solo é mantida. Isto porque, embora os micro-organismos estejam aptos a decompor C antigo, a aquisição de energia deste substrato não é suficiente para sustentar a atividade biológica de longo prazo. Explicaram os autores que, mecanisticamente, isto sugere que a energia requerida para quebrar o C recalcitrante (por exemplo, produção de enzima extracelular) é maior do que a energia suprida pelo catabolismo destes substratos. Como resultado, a atividade de longo prazo das populações decompositoras depende de um suprimento constante de C fresco.

Outra peculiaridade observada nos perfis do solo estudado foi a grande variação do TRM do C na camada de 80-100 cm (Tabela 5). Tal variação pode estar ligada a própria variabilidade espacial do solo, mas também a um acúmulo de C da mata, derivado provavelmente, da decomposição das raízes mais grossas que permanecem no solo. Uma hipótese seria a de que estas raízes levam um tempo maior para decompor e o C delas originado poderia enriquecer os horizontes mais profundos do solo em C da mata. Isto porque, nesta profundidade, a quantidade do C derivado da mata na área da cana chegou a ser maior que na área de referência. Este fato poderia ser um indicativo de que a condição de equilíbrio

necessária ao cálculo do TRM (Six & Jastrow, 2006) ainda não tenha se estabelecido, devendo o fluxo do C derivado das raízes da mata ser maior no início da mudança do tipo de vegetação e diminuir com o tempo. De acordo com Feng (2009), na realidade, os solos raramente estão em equilíbrio, por causa das flutuações frequentes no crescimento das plantas e entradas e decomposição do C. Ainda segundo o autor, as mudanças de uso do solo e o manejo do solo podem ter efeitos duradouros no COS. Adicionalmente, o pequeno número de repetições nesta profundidade (três repetições) reforçou a limitação ao uso da técnica utilizada (abundância natural do  $^{13}\text{C}$ ) para a estimativa do TRM. Nos perfis em que foi possível calcular o TRM em relação aos maiores valores da mata, este variou entre 1.134 e 5.429 anos, gerando amplo intervalo de confiança.

Os TRMs do C foram próximos a outros citados na literatura, para pastagens e culturas anuais (Balesdent & Mariotti, 1996; Bernoux et al., 1998, Junior et al., 2011). Valores levantados por Six & Jastrow (2006), para várias regiões, mostram, em sistemas cultivados, TRM de 18 a 165 anos, e, em pastagens, de 17 a 102 anos. Armazenamentos de C com duração bem mais elevada também são citados, como os 1.290 anos determinados por Lisboa et al. (2009) para a C-MOP, em pastagens da Amazônia. Neste caso, o TRM foi decorrente da presença de finas partículas de carvão ou de C recalcitrante, nesta fração. O TRM do C da floresta, originado dos dados de Cerri (1986), sem a distinção entre C estável e biodegradável, foi 1,6 vez maior em Latossolos de São Paulo cultivados com cana-de-açúcar, do que em Argissolos dos tabuleiros costeiros, considerando-se apenas os primeiros 20 cm do solo. Assim, variações existem e estão vinculadas a vários fatores que exercem influência sobre o TRM do C, como clima, vegetação, tipo de solo (textura, estrutura, mineralogia), práticas de manejo e o método utilizado. Os valores, derivados a partir da abundância natural do  $^{13}\text{C}$ , são próximos aos estimados com o uso de modelos de primeira ordem, porém distantes daqueles determinados com o uso do  $^{14}\text{C}$  (327 a 1770 anos). Isto porque, de acordo com Six & Jastrow (2002), o método do  $^{13}\text{C}$  é, geralmente, usado em observações ou experimentos de médio tempo (5-50 anos); assim, este método gera uma estimativa de *turnover* dominada por *inputs* relativamente recentes e *pools* de C que ciclam dentro do tempo concebido do experimento. Em contraste, os *pools* mais velhos e mais recalcitrantes dominam as estimativas por datação com radiocarbono por causa do tempo de concepção de longo prazo (200-40.000 anos) que este método mede.

Uma compreensão geral dos resultados mostra que a quantidade de C do solo perdida é maior que aquela acumulada, ou seja, o manejo aplicado à cana, nestes solos arenosos, com predomínio de caulinita na fração argila, tem provocado uma perda líquida de carbono

orgânico no solo. Utilizando as equações geradas, se persistirem as atuais tendências, aos 50 anos de cultivo teremos, provavelmente, algo em torno de 100 Mg de C ha<sup>-1</sup> e, aos 100 anos, próximo a 39 Mg de C ha<sup>-1</sup> estocadas em todo o perfil do solo. Números estes bem distantes das 259 Mg de C ha<sup>-1</sup> existentes na área sob floresta. Ou seja, mesmo sem ocorrer mudanças de uso do solo, pois atualmente a Mata Atlântica só responde por menos de 5% da cobertura vegetal do Nordeste do Brasil, o C continuará a ser emitido para a atmosfera, se este manejo persistir.

Levando-se em conta que a cana-de-açúcar apresenta reduções na emissão do CO<sub>2</sub> para a atmosfera, devido às emissões evitadas pelo uso do álcool, em lugar da gasolina, e do bagaço para geração de energia elétrica (Macedo, 1998; 2005), um direcionamento para o uso de sistemas de produção que permitam evitar a perda de C do solo, ou até sequestrar C, geraria uma competitividade maior do ponto de vista ambiental para esta cultura. Estas análises são importantes não só pelas suas implicações para o ciclo global do carbono, mas também porque a matéria orgânica dos solos possui inúmeras funções, como ciclagem de nutrientes, estruturação do solo, degradação de poluentes, entre outras, as quais garantem maior produtividade para a cana-de-açúcar.

Neste sentido, como as duas práticas agrícolas que impactam os estoques de C do solo são o preparo do solo e o sistema de cultura (Bayer et al., 2011), uma análise a respeito de outras possibilidades de uso e manejo destes solos dos tabuleiros costeiros merece ser feita. Se os solos estivessem sendo cultivados com culturas anuais, utilizando preparo convencional e com baixo aporte de material orgânico, estoques de C bem menores e taxas de perda bem maiores poderiam ocorrer. Sendo assim, a sustentabilidade dos solos dos tabuleiros deve passar por práticas de manejo que permitam aumento das taxas de entrada de material orgânico no solo (parte aérea e raízes) e redução do revolvimento do solo, para permitir aumento da agregação, uma vez que esta seria a principal via de proteção e consequente estabilização da matéria orgânica nestes solos. A implementação da colheita sem despalha a fogo (Cerri et al., 2007), o uso de leguminosas em rotação e a redução do preparo (Lovato et al., 2004, Bayer et al., 2011) são opções para elevar o estoque do C dos solos cultivados com cana-de-açúcar. Ênfase deve ser dada ao fato de que o aumento da transferência do C atmosférico para o solo, por práticas de manejo específicas, como as citadas acima, só faz sentido quando o C adicional permanece armazenado e não é rapidamente perdido.

## 5.2 Efeito do manejo dos resíduos da cana-de-açúcar no estoque de carbono em solos do Nordeste do Brasil

### 5.2.1 Características do solo

Os solos do presente estudo localizam-se no topo dos baixos platôs costeiros do Nordeste do Brasil. Possuem diferenças de textura, sendo o solo do experimento com oito anos de implantação da colheita de cana crua mais arenoso, o que pode ser consequência de sua posição em relação às depressões que existem nos topos dos tabuleiros costeiros (Filizola et al., 2001). Os valores de densidade destes solos estão dentro da faixa comumente encontrada nos solos desta feição geográfica, como discutido no item 4.2 (Tabela 6). Apesar de textura diferente, os valores de densidade do solo são relativamente semelhantes, o que pode ser reflexo de empacotamento peculiar das partículas do solo, gerando diferentes graus de coesão e/ou presença de fragipãs, além do próprio histórico de manejo de cada área. A maior densidade do solo nas profundidades de 10-15 e 15-20 cm, sob cana colhida crua, reflete, possivelmente, uma compactação anterior existente, já que as duas áreas apresentam a mesma textura nestas camadas. Como não houve preparo na área sob cana crua, uma compactação localizada pode ter permanecido nas parcelas.

No médio prazo (oito anos), modificações de características do solo sob cana crua, como o acúmulo de material orgânico (Graham et al., 2002; Lucca et al., 2008) e a produção de maior quantidade de raízes na superfície (Graham & Haynes, 2006), devem ter contribuído para a redução da densidade dos primeiros 15 cm do solo, pela própria incorporação de MOPL e pela formação de agregados estáveis.

Os solos estudados foram cultivados por mais de 30 anos com despalha a fogo. A resposta à adição de 12 Mg ha<sup>-1</sup> de resíduos de cana observada no K trocável, na superfície do solo, é reflexo da alta quantidade deste elemento existente na palhada da cana, chegando a 96 kg de K por 100 t de colmos (Korndorfer et al., 2005) (Tabela 7). Na área com maior tempo sob colheita de cana crua (Tabela 8), reduções significativas do pH e do Ca ocorreram entre 20 e 40 cm do solo, podendo ser resultado da percolação de C solúvel advindo da palhada da superfície (Graham et al., 2001) e da maior incorporação de matéria orgânica derivada do sistema radicular, bem como de íons H<sup>+</sup> liberados pelas raízes, durante a absorção de cátions do solo. Esta segunda hipótese só provocaria este efeito caso o sistema radicular da cana colhida crua fosse maior (Mello Ivo et al., 2008) e com raízes mais ativas do que o da cana colhida queimada. Acidificação do solo sob cana colhida crua foi determinada por Graham et al. (2002). Segundo os autores, tanto a fertilização do solo como a retenção dos resíduos

induziram esta acidificação, sendo esta acompanhada de diminuição de Ca e Mg trocáveis, nos 30 cm superiores do solo.

Os níveis de P disponível no solo, no experimento com três anos, são considerados altos para a profundidade de 0-5 cm, passando para um índice de fertilidade próximo ao limite superior de baixo, nas profundidades seguintes. Por sua vez, o nível deste elemento na área com oito anos é considerado de alto a muito alto para a cana-de-açúcar. Tais diferenças podem ser consequência do histórico das adubações nos vários anos de cultivo da cana-de-açúcar. Da mesma forma que para o P, os níveis de K na área com três anos foram baixos, sendo necessárias aplicações de adubos da ordem de 80 e 160 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O (Raij, 1996), a depender da produtividade esperada. Diferentemente, a área com oito anos teve valores elevados de K trocável, atingindo percentuais da CTC ocupados por este cátion próximos ou maiores aos 5%. Este é o valor limite para determinação da quantidade de vinhaça a ser aplicada no solo, estabelecido em normas ambientais (Mello Ivo et al., 2008).

Os efeitos da manutenção da palhada da cana no C do solo, no curto prazo (três a quatro anos), têm ocorrido de forma diferenciada. Alguns trabalhos não têm apontado mudança no C total (Blair et al., 1998; Sant'Anna et al., 2009); outros, aumentos apenas no C lábil (Blair et al., 1998; Blair, 2000); e, em alguns casos, aumento do C total e do C lábil do solo (Blair et al., 1998, Lucca et al., 2008). No médio e longo prazo, os aumentos nos diversos reservatórios de C são frequentes (Graham & Haynes, 2002; Canellas et al., 2010, Correia & Alleoni, 2011).

Os valores da concentração do C total (Figuras 7 e 8) estiveram próximos daqueles relatados em outros trabalhos conduzidos em solos de tabuleiro, cultivados com cana-de-açúcar (Maia & Ribeiro, 2004; Silva et al., 2007; Vasconcelos et al., 2010). No entanto, a diferença entre as concentrações dos solos sob cana crua e queimada foi elevada, principalmente na área com três anos de aplicação dos tratamentos. Esta diferença deve ser resultado da maior MOP leve, originária da palhada e do sistema radicular da cana. No fracionamento físico da MOS esta fração representa o material orgânico mais jovem, de origem recente e biologicamente mais ativo, como partículas de resíduos vegetais frescos ou parcialmente decompostos e células microbianas, com elevada relação C:N (Dick et al., 2009). A maior quantidade deste tipo de material no solo sob cana crua (Tabela 9) reforça o argumento de que as diferenças entre o C total dos tratamentos estariam ligadas a esta fração da MOS. Ressalta-se que a MOP quantificada no presente trabalho equivale a uma fração levíssima ( $d < 1 \text{ kg dm}^{-3}$ ) da MOS, representando, apenas, parte da MOP total do solo. Graham et al. (2001) relataram aumentos da fração leve da MOS estendendo-se até 30 cm de

profundidade em solo sob cana crua. Resultados como o de Noble et al. (2003) mostraram que aumento considerável no teor de C pode acontecer. No referido estudo, a concentração de C da superfície do solo (0-5 cm) passou de 14,7 g kg<sup>-1</sup>, sob cana queimada, para 30,0 g kg<sup>-1</sup>, em área submetida à colheita de cana crua por sete anos. Modificação considerável no C total também foi relatada por Blair et al. (1998) para solo da Austrália, há cinco anos sob cana crua. No entanto, este aumento do C de 13,6 g kg<sup>-1</sup> para 37,4 g kg<sup>-1</sup> ocorreu, apenas, no primeiro centímetro do solo.

Como a decomposição da MOS contida na fração MOP é controlada, principalmente, pela recalitrância deste material e pela incorporação da MOS no interior dos agregados (Six et al., 2002; Dick et al., 2009), estes dois fatores devem ter agido nas áreas de cana crua. Neste sentido, Blair (1998) relatou que nas áreas tropicais, onde as taxas de mineralização são potencialmente altas, o uso de rotação com resíduos de plantas de baixa qualidade e, assim, baixa taxa de degradação, tem um potencial mais alto para aumentar o conteúdo de C no solo. É o caso dos resíduos da cana, que apresentam relação C:N entre 80-100, permitindo a manutenção de elevada quantidade de MOP, o que deve ter influenciado no aumento do teor de C da área com três anos. Além disso, a formação de macroagregados e o aumento da estabilidade destes (Figura 11 e Tabela 12), a serem discutidos mais adiante, também devem ter possibilitado a conservação desta fração da MOS.

Na área com maior tempo de implantação dos tratamentos, além da permanência dos resíduos na superfície, com a adição de, aproximadamente, 5 Mg ha<sup>-1</sup> de C por ano, o aumento da concentração de carbono também é resultado da redução do revolvimento do solo. Nesta área, por ocasião da renovação do canavial, não houve incorporação do resíduo da cana em profundidade e destruição de agregados, ou seja, o preparo do solo utilizado foi uma espécie de cultivo mínimo, com o sulcamento sobre a palhada sendo a única operação realizada. Trabalhos como o de Bayer et al. (2006) demonstraram que os sistemas de preparo são o principal fator a controlar a acumulação do C no solo. Porém, em solos mais argilosos, a quantidade de resíduo que entra no sistema pode ser mais importante (Campos et al., 2011a). Assim, o cultivo mínimo deve ter provocado a diminuição do tempo de ciclagem dos macroagregados formados sob cana crua, permitindo uma maior estabilização da matéria orgânica intra-agregado, como propõem Six et al. (2000) em seu modelo conceitual para explicar diferenças no sequestro de C entre plantio direto e preparo convencional.

Reforçando essa ideia, em estudo sobre a distribuição das frações do COS sob distintos uso e manejo do solo, Tan et al. (2007) encontraram proporções que indicavam que a perda do C após a conversão de floresta para agricultura deveu-se a uma redução em ambas as

frações do C, leve e pesada, enquanto o ganho de C com a conversão do preparo convencional para o plantio direto foi atribuído principalmente à fração leve. Ou seja, a um material que, como os próprios autores definiram, representa um reservatório intermediário entre os resíduos não decompostos e a MOS humificada. Um material com poucas possibilidades de aumentar rapidamente a CTC dos solos, já que é a fração pesada que exerce grande influência na reatividade dos solos (Dick et al., 2009).

O aumento na concentração de C não ficou apenas nos centímetros iniciais do perfil do solo, mas estendeu-se até a profundidade de 15 cm. Nesta região as raízes passam a ter um importante papel na adição de C ao solo, pois, como relatado por Bayer et al. (2011), normalmente apresentam uma conversão maior do C adicionado em C da MO do solo, em comparação com a biomassa da parte aérea. Daí o aumento do C ter se estendido até 15 cm, onde ocorre a maior concentração do sistema radicular da cana-de-açúcar (Lima Jr., 1982; Sampaio & Salcedo, 1987). Outras pesquisas têm mostrado que o sistema radicular da cana colhida queimada fica mais concentrado na região da linha de plantio (Ball-Coelho et al., 1992; Graham & Haynes, 2006) e que as condições de fertilidade e maior umidade do solo, abaixo dos resíduos da cana colhida crua, estimulam a proliferação de raízes na entrelinha, até 20 cm de profundidade, contribuindo para maior concentração de matéria orgânica, atividade microbiana e estabilidade de agregados (Graham & Haynes, 2006).

### 5.2.2 Características microbiológicas do solo: CBM, respiração e estrutura da comunidade microbiana

Os resultados mostraram que, apesar da diferença no aporte de material orgânico, a parte da MOS constituída pelos micro-organismos não foi diferente entre os dois tipos de colheita (Tabela 10). Diferenças no CBM em solos de tabuleiro sob cana crua e queimada também não foram detectadas por Sant'ana et al. (2009), e, da mesma forma, Mendoza et al. (2000) só observaram diferença em uma das três datas de amostragem avaliadas pelos autores. Outros trabalhos conduzidos em solos mais argilosos da região Sudeste também não detectaram diferenças no CBM (Lucca, 2002; Czycza, 2009). No entanto, os valores dos referidos estudos foram mais elevados. CBM baixos como os aqui descritos foram relatados para solos arenosos cultivados com cana-de-açúcar e eucalipto (Dominy et al., 2002; Gama-Rodrigues et al., 2005). Da mesma forma que os estudos acima relatados não traduziram o CBM como uma variável sensível ao tipo de colheita da cana, outros têm mostrado que este pode ser mais sensível que o C total do solo (Graham et al., 2001; Graham & Haynes, 2006; Galdos et al., 2009). Um aspecto que deve ser avaliado para a falta de resposta desta variável

aos tratamentos é que, à medida que a cana vai crescendo, folhas secas vão se despreendendo do colmo e permanecendo sobre o solo. Assim sendo, depois das fases iniciais de crescimento da cultura, mesmo na área queimada, certo aporte de material orgânico vai ocorrer, servindo como substrato para os micro-organismos e, possivelmente, diminuindo as diferenças entre os tratamentos. Além disto, há que se considerar o sistema radicular da cana como um importante combustível da microbiota do solo, por meio de exsudatos e raízes senescentes. E, neste caso, mesmo o sistema radicular podendo diferir entre cana colhida crua e queimada (Graham & Haynes, 2006; Mello Ivo et al., 2008), a quantidade de substrato existente sob as duas condições pode ser suficiente para uniformizar os valores do CBM. A época de amostragem também influencia o CBM em razão das condições climáticas, com o aumento da precipitação pluviométrica levando ao aumento da biomassa microbiana (Gama-Rodrigues et al., 2005), como percebido na área com três anos, onde esta distinção entre estações pôde ser notada.

Apesar da ausência de resposta do CBM aos tipos de colheita, a atividade dos micro-organismos foi alterada. Os maiores valores de respiração basal sob cana crua indicaram que estes micro-organismos provocaram a mineralização de maior quantidade de material orgânico. Outros estudos também detectaram maior atividade microbiana em área de cana crua, quer seja pela respiração basal (Graham & Haynes, 2006), quer seja por meio de análises de atividade enzimática (fluoresceína-FDA) (Sant'ana et al., 2009). Esta maior mineralização pode estar vinculada à maior disponibilidade de C facilmente metabolizado pelos micro-organismos, como C solúvel do solo. Sob a colheita de cana crua, as fontes de C solúvel são as raízes e os produtos da atividade microbiana, que também estão presentes no solo sob cana queimada, além da palhada da cana que permaneceu na superfície do solo. Desta forma, os maiores valores de C solúvel encontrados em algumas das datas de amostragem devem ser resultado da mineralização da palhada, bem como de alguma atividade diferenciada das raízes e dos micro-organismos, que possa ter ocorrido nas áreas de cana crua.

A influência dos tipos de colheita da cana na estrutura da comunidade microbiana pode ser resultado do acúmulo da MO no solo, como encontrado por Graham & Haynes (2006). Estes autores fizeram uma análise com base em perfis de respostas catabólicas. Regiões do solo com acúmulo da MO (cana crua, na linha de plantio e a 30 cm da linha, e cana queimada apenas na linha de plantio) aumentaram a diversidade catabólica em relação àquelas regiões que causaram depleção de MOS (cana queimada, 30 e 60 cm da linha de plantio, e cana crua, 60 cm da linha de plantio). No presente estudo, a área com oito anos sob cana crua apresentou-se distinta da área queimada, com base em oito variáveis

microbiológicas (Figura 10). Análises de componentes principais (PCA) de PLFA feita por Haynes & Graham (2004) também revelaram diferenças consideráveis com respeito a composição dos PLFA em resposta ao manejo dos resíduos da cana, sugerindo diferenças substanciais na estrutura da comunidade microbiana entre área de cana crua e queimada, em solos da África do Sul. Outros trabalhos que avaliaram o efeito da queima em vegetações nativas, como o Cerrado (Viana et al., 2011) e florestas com espécies de coníferas e decíduas (Swallow et al., 2009), não encontraram diferenças na estrutura da comunidade microbiana.

O incremento das proporções de bactérias gram-negativas (BGN) e fungos micorrízicos arbusculares (FMA) e a diminuição da relação de estresse, com a adoção da colheita da cana crua, seguiu o mesmo padrão encontrado por Lopes et al. (no prelo) para áreas de pousio de *Brachiaria decumbens*, quando esta foi comparada com sistemas agrícolas de cultivo anual de milho. Os autores sugeriram que esta composição taxonômica pode estar associada ao fato de a braquiária possuir ciclo permanente, além de produzir sistema radicular com alta densidade e distribuição homogênea no solo. Explicam ainda que o aporte contínuo de resíduos da parte aérea e das raízes pode contribuir para a redução de estresses nutricionais e para uma maior estabilidade da atividade de FMA e de outros microorganismos associados à rizosfera; bem como o aporte de resíduos lábeis pode enriquecer o solo em alguns grupos de BGN. O possível aumento do sistema radicular da cana em áreas colhidas sem despalha a fogo (Mello Ivo, 2008), a melhor distribuição lateral das raízes nestas condições (Graham & Haynes, 2006) e o longo período sem revolvimento do solo (quatro anos) devem contribuir para a semelhança com o perfil taxonômico da área acima citada.

No que diz respeito às variáveis biológicas, aumentos da biomassa microbiana, da atividade enzimática (FDA) e da relação fungo/bactéria (F/B), e redução da relação 19:0cy/18:1 $\omega$ 7c são considerados indicadores de sistemas agrícolas mais sustentáveis (Fernandes et al., 2011). Dessas variáveis, no presente estudo, apenas a relação 19:0cy/18:1 $\omega$ 7c mostrou-se sensível para fazer este tipo de distinção entre os tratamentos, uma vez que não houve diferenças entre a BM e as correlações com a relação fungo/bactéria (F/BA) não foram significativas. No tocante à F/B, mesmo com a adição de aproximadamente 12 Mg ha<sup>-1</sup> de palhada, com relação C:N entre 80 e 100 no tratamento da cana crua, nenhuma diferença foi estabelecida. Como a qualidade química dos resíduos também pode ser um importante fator para a composição da comunidade microbiana, uma vez que resíduos de baixa qualidade (alta C:N) favoreceriam as populações de fungos e aqueles com alta qualidade (baixa C:N) favoreceriam as bactérias (Bossuyt et al., 2001), uma possível

diferenciação poderia ser estabelecida. No entanto, assim como encontrado por Fernandes et al. (2011), isto não aconteceu.

A relação 19:0cy/18:1ω7c é um indicador do *status* fisiológico de comunidades de bactérias gram-negativas, pois nessas bactérias os precursores são crescentemente convertidos em ácidos graxos ciclopropílicos ao final da fase de crescimento exponencial e início da fase estacionária de crescimento (Fernandes & Chaer, 2010). Assim, quanto maior esta relação, mais restritivas são as condições de crescimento das bactérias. Fernandes et al. (2011) encontraram correlação negativa entre esta relação e o índice de qualidade de um Argissolo Amarelo de textura franco-arenosa, com os menores valores da relação ocorrendo em áreas de vegetação nativa (Mata Atlântica) e os maiores em monocultivo de milho sob preparo convencional. Este tipo de resultado indica que os menores valores para esta relação encontrados sob cana crua (oito anos) (Figura 10) associam este tipo de colheita a ambientes com menor grau de estresse microbiano em relação aos fatores ambientais do solo; o que levaria a supor maior eficiência de crescimento microbiano, e assim, maior fixação do C em áreas de colheita de cana crua, da mesma forma que tem sido sugerido em outras situações de pouco estresse (Fernandes et al., 2011). Schimel et al. (2007) explicam que os micro-organismos se adaptam aos estresses imediatos alterando as suas alocações de recursos de rotas de crescimento para as de sobrevivência, produzindo moléculas de proteção (osmólitos e chaperonas), mecanismo este que devem ser disparados com maior frequência sob cana queimada.

### 5.2.3 Agregação

A adição de resíduos aos sistemas de produção leva ao aumento do C no solo, elevando, inicialmente, os níveis da MOP (Tan et al., 2007). A partir daí, segundo modelo proposto por Six et al. (2000), macroagregados são formados ao redor dos resíduos mais frescos, os quais se tornam MOP intra-agregado (MOPi). Os autores argumentam que os resíduos frescos induzem a formação dos macroagregados, porque eles são uma fonte de C para a atividade microbiana e para a produção de agentes cimentantes derivados dos micro-organismos. Em seguida, esta MOPi torna-se mais fina e conduz à formação de microagregados dentro dos macroagregados, contribuindo para o sequestro de C nos solos. Estes microagregados estáveis poderão servir como blocos para a construção de futuros macroagregados. Desta forma, a adição de resíduos da palhada da cana e um possível aumento da atividade e da biomassa do sistema radicular desta cultura influenciaram a formação dos macroagregados no solo sob cana colhida crua (Figuras 11 e 12). O efeito da

palhada foi visível na área com três anos sob cana crua, com o aumento de macroagregados na profundidade de 0-5 cm; no entanto, na área com oito anos, o efeito foi maior em profundidade, sugerindo para uma forte influência das raízes. Recuperação semelhante na estrutura de um solo arenoso também foi encontrada por Blair (2000), com quatro anos de implementação de cana crua, ocorrendo aumento de 30% na percentagem de agregados > 0,250 mm e uma redução de 19% na percentagem de agregados < 0,125 mm. A autora argumentou que a melhora em todas as medidas da estabilidade dos agregados nas áreas com a retenção da palhada da cana reflete os aumentos no C lábil do solo.

A similaridade entre os tratamentos na classe > 2 mm, na profundidade 0-5 cm, pode ser resultado do tráfico dos tratores, durante a colheita e pesagem dos colmos, e do pivô de irrigação, que provocaram certo dano às parcelas sob cana crua, no ano de 2009, podendo ter destruído os macroagregados do solo, que são os mais susceptíveis à desagregação. Esta susceptibilidade pode ser ainda maior nesta área com oito anos, uma vez que os altos níveis de K no solo podem levar à substituição do Ca e do Mg, favorecendo a dispersão e a diminuição da estabilidade do agregado (Blair, 2000).

Os maiores percentuais de agregados na classe > 2mm nas profundidades de 5-10 e 10-15 cm, sob cana crua (Tabela 12), também refletem o efeito das raízes da cana sob este tratamento. Maior massa e comprimento de raízes (Mello Ivo et al., 2008) e maior redistribuição das raízes em direção ao espaço da entrelinha da cana (Graham & Haynes, 2006) são relatadas em outros estudos, indicando que o sistema radicular da cana pode afetar de forma diferenciada o solo, a depender do manejo dos resíduos da cultura. O papel das raízes na agregação do solo é reforçado quando plantas da família das gramíneas são avaliadas (Silva & Mielniczuk, 1997; Salton et al., 2008); mecanismos como ciclos de umedecimento e secagem, produção de exsudatos, indução à atividade microbiana e a decomposição do próprio tecido das raízes são citados como responsáveis pelo processo de agregação. Este efeito tem se estendido até a profundidade de 20 cm (Graham & Haynes, 2006; Salton et al., 2008) e se mostrado mais pronunciado em solos mais arenosos (Salton et al., 2008), com um menor nível inicial de organização estrutural, em comparação aos solos mais argilosos.

Vários estudos mostram uma diminuição do DMP dos agregados com a mudança de uso do solo de floresta para os mais diversos cultivos (Barreto et al., 2012 ; Sant'Anna et al., 2009; Vasconcelos et al., 2010; Silva et al., 2006), principalmente quando estes cultivos são feitos com preparo convencional do solo e com baixo aporte de matéria orgânica. Da mesma forma, certos níveis de recuperação do DMP também têm sido relatados em sistemas de

cultivo com grande aporte de matéria orgânica, como cana crua, redução de revolvimento do solo e plantio de gramíneas com sistema radicular fasciculado (Blair, 2000; Graham & Haynes, 2006, Salton, 2008; Fabrizzi et al., 2009). Assim, levando-se em conta que o DMP do solo sob mata deve ser considerado como referência, o aumento do DMP do solo com conservação da palhada da cana indica o desenvolvimento de uma estrutura mais evoluída, com aumento da proteção física da matéria orgânica destes solos.

Segundo Dick et al. (2009), a dinâmica da matéria orgânica em suas frações, além de ser alterada pelo manejo, também sofre alterações de acordo com o tipo de solo: em solos de textura arenosa, a macroagregação pode ser o principal fator de estabilização da MOS, enquanto em solos argilosos, ricos em óxidos, ocorre a formação de microagregados altamente estáveis, onde grande parte da MO pode ser protegida fisicamente. Desta forma, o aumento do COS sob cana crua deve estar relacionado com a macroagregação acima descrita (Figuras 12 e 13) e com o aumento da MOP (Tabela 9). Tonucci et al. (2011) constataram que os maiores estoques de carbono em solos sob sistemas silvopastoris estavam na fração dos macroagregados (2.000 a 250  $\mu\text{m}$ ) e entenderam que, mesmo considerando que os macroagregados possuem “vida curta”, estes têm um grande impacto na formação e proteção dos microagregados (250 a 53  $\mu\text{m}$ ) mais estáveis. Desta forma, a presença relativamente maior dos macroagregados nas pastagens e sistemas silvopastoris (Tonucci et al., 2011), bem como nas áreas de cana crua, pode ser um bom indicador do potencial destes manejos para sequestrar carbono.

O nível de degradação inicial do solo e a textura mais arenosa da área com oito anos são aspectos que podem explicar a maior diferença na quantidade de agregados presentes no solo entre os tratamentos estabelecidos. Na área com três anos esta diferença não se mostrou significativa. Já a estabilidade dos agregados  $> 2$  mm refletiu as diferenças entre os tratamentos, e os maiores valores que ocorreram sob cana crua podem ser resultado da maior hidrofobicidade que pode ter se desenvolvido na MOS. Canellas et al. (2010) mostraram que o manejo da colheita da cana sem a queima dos resíduos promoveu mudanças na MOS que induziram a acumulação de C aromático e frações humina e ácido húmico, aumentando, assim, o caráter hidrofóbico da matéria orgânica estável do solo. Analogamente, a maior estabilidade dos agregados do solo sob Mata Atlântica também deve estar vinculada à maior hidrofobicidade da matéria orgânica. Neste sentido, Blair (2000) também citou a alta hidrofobicidade dos solos de referência como a responsável pela alta estabilidade dos agregados ao umedecimento, uma vez que a entrada da água nessas estruturas ocorre de forma

muito mais lenta. A autora levou cinco dias para saturar as amostras a 0,40 kPa, comparados com 15 minutos, para as amostras sob cultivo de cana.

Em suma, a mudança no sistema de colheita levou à maior quantidade de agregados na massa do solo; estes agregados apresentaram maior DMP e foram mais estáveis em água, gerando maior proteção física para a MOS. Esta proteção física é considerada o principal mecanismo de estabilização de C em sistemas conservacionistas em solos temperados, bem como na maioria dos solos tropicais e subtropicais (Bayer et al., 2011), o que não é diferente para os solos dos tabuleiros costeiros, com baixos teores de óxidos e textura de franco-arenosa a média. Desta forma, a mudança de manejo de cana colhida queimada para cana crua alterou mecanismos que podem aumentar o sequestro de C: aumentou o fluxo de C no solo, pela manutenção dos resíduos em superfície, e diminuiu o turnover da MOS, pela agregação, resultando em sequestro de C numa fração mais estável e protegida (Del Galdos et al., 2003).

#### 5.2.4 Estoques e taxas de sequestro de C no solo

Mudanças no estoque de C do solo como efeito do manejo da colheita da cana são relatadas em vários trabalhos conduzidos na região Sudeste (Razafimbelo et al., 2006, Lucca et al., 2008; Galdos et al., 2009; Canellas et al. 2011, Cerri et al., 2011), no entanto, pouca informação existe no Nordeste do Brasil (Ball-Coelho, 1993; Resende et al., 2006). A elevação do estoque de C no solo em 10,2 e 11,3 Mg de C ha<sup>-1</sup>, sob cana crua, para as camadas de 0-10 cm e 0-100 cm, mostra que o aumento foi maior nas camadas superficiais do solo (Tabela 13). Já na área com oito anos, este aumento foi de 8,1 e 10,6 Mg de C ha<sup>-1</sup>. Embora só havendo diferença significativa entre os tratamentos desta área na camada de 0-10 cm, notou-se tendência de maior estoque de C no solo sob cana crua quando todo o perfil foi analisado (0-100). Este mesmo padrão foi observado por Pinheiro et al. (2010) em solo de tabuleiro, sob cana crua e queimada.

Na área com três anos, o referido aumento no estoque gerou taxas de sequestro de C entre 3,4 e 3,7 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Estas são consideradas elevadas em relação às relatadas em solos de distintas regiões do Brasil, cultivados com as mais diversas culturas anuais em sistemas conservacionistas (Bayer et al., 2000 (1,6 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>); Sá et al., 2001 (0,8 e 1,0 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>); Dieckow et al., 2005 (0,83 a 1,42 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>); Boddey et al., 2010 (0,48 a 1,53 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>). No entanto, quando sistemas agrícolas que envolvem culturas que não necessitam de revolvimento do solo são avaliados, como é o caso das pastagens, taxas de sequestro de C bem mais elevadas são relatadas. Silva et al. (2004) quantificaram taxa de até 3 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, em solo argiloso do Cerrado brasileiro. Da mesma forma, Fisher et al. (1994)

relataram taxas de sequestro de até 11 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> no primeiro metro do perfil de solos franco-argilosos cultivados com gramíneas. Taxas de 3,3 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> também foram relatadas por Czcza (2009) em Latossolo Vermelho cultivado com cana colhida crua. Como no manejo da cana-de-açúcar só ocorre replantio da área a cada cinco ou mais anos, as taxas relatadas devem estar vinculadas a este fato. Sobre este ponto de vista, Cerri et al. (2007) chamaram a atenção para o fato de que alguns trabalhos têm relatado altas taxas de aumento no estoque de C em áreas de cana, nas quais a renovação da área ainda não foi feita. Ou seja, quando ocorre o novo plantio, parte do C que estava no solo é facilmente oxidado, diminuindo as taxas previstas. Isto deve ter ocorrido no presente estudo, na área de três anos. Tal fato indica que nos estudos de taxas de sequestro de C em área de cultivo de cana, considerada uma cultura semiperene, aspectos como o número de renovações devem ser analisados e preferência deve ser dada a trabalhos conduzidos em experimentos de médio e longo prazos. Nesse caso da área com três anos, o carbono vindo dos resíduos da cana provavelmente não foi mineralizado até uma extensão substancial, apresentando a MOS uma grande influência da MOP, que não seria uma fração da MOS estável ao ponto de ser considerada em termos de taxa de sequestro mais duradoura.

As taxas encontradas na área com oito anos variaram entre 1,0 e 1,3 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, destacando-se o fato de que esta área já foi renovada e que o cultivo mínimo (sulcamento direto sobre a palhada) foi o método de preparo do solo utilizado. Tais valores situaram-se dentro da faixa prevista em revisão feita por Cerri et al. (2011) sobre taxas de sequestro de C em área de cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo, no Brasil. Os autores relataram taxas de sequestro de 0,16 a 1,25 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> nos primeiros 30 cm dos solos arenosos, e de 1,50 a 2,38 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para solos argilosos. Em solo de textura semelhante à do presente estudo, na região de Mata Atlântica do Espírito Santo e da Bahia, taxas (0-100 cm) de 1 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> foram relatadas em áreas de cana colhida crua (Pinheiro et al., 2010) e de 1,17 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> em pastagem (Tarré et al., 2001). Em Neossolo Quartzarênico de São Paulo, Lucca et al. (2008) encontraram taxas de sequestro (0-20cm) de 1,57 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> em áreas com supressão da queima da cana por três anos.

Além da menor frequência de revolvimento do solo cultivado com cana-de-açúcar, outro aspecto que merece ser analisado do ponto de vista da acumulação do C em solos arenosos diz respeito a sua capacidade de recuperação. Tais solos, de acordo com Dieckow et al. (2009), apresentam menor resistência aos distúrbios, ou seja, menor capacidade de continuar funcionando sem mudança, em resposta a um dado distúrbio. No referido trabalho, esse tipo de solo foi menos resistente em perder C, que os mais argilosos, em resposta ao

preparo do solo. Por outro lado, a capacidade de recuperação destes solos foi maior que a dos solos argilosos, o que demonstra que solos de textura mais arenosa são mais resilientes, balanceando, parcialmente, os efeitos da resistência mais baixa. Isso ajuda a explicar a capacidade de aumento do C destas áreas. Neste sentido, Lucca et al. (2008) destacaram a capacidade de um Neossolo Quartzarênico de elevar os seu níveis de MOS em área de cana colhida crua. Além disto, como descrevem Bayer et al. (2011), os estudos mostram que os solos com baixo conteúdo de C e degradados podem ser aqueles que têm o maior potencial de eficiência de armazenar C, porque estão distantes do seu nível de saturação.

### **5.3 Emissão de CO<sub>2</sub> e balanço de carbono influenciados pelo manejo dos resíduos da cana-de-açúcar**

#### **5.3.1 Produção de palhada, raízes e colmos de cana-de-açúcar**

A quantidade de palhada que permaneceu sobre o solo, 11,6 e 11,9 Mg ha<sup>-1</sup> de matéria seca, foi semelhante às relatadas para outras regiões do Brasil e do mundo. Valores entre 10 e 24,9 Mg ha<sup>-1</sup> de matéria seca foram relatados em São Paulo (Oliveira et al., 1999, Figueiredo & La Scala Jr. 2011, Fortes et al., 2012), e entre 7 e 20 Mg ha<sup>-1</sup>, em regiões da Austrália (Thorburn et al., 2001, Robertson & Thorburn, 2007). A produção de material orgânico, via sistema radicular, mostrou que as biomassas totais de raízes descritas no presente estudo (tabela 14) foram superiores às relatadas para alguns solos dos tabuleiros costeiros do Nordeste, como as encontradas por Sampaio et al. (1987) (2,25 Mg ha<sup>-1</sup>, até 1m, em área com queima) e Mello Ivo et al. (2008) (3,0 e 2,2 Mg ha<sup>-1</sup>, até 0,45m, para cana crua e queimada, respectivamente). Valores relativamente mais baixos, em torno de 2,8 Mg ha<sup>-1</sup> até 0,6 m, também foram relatados em solos da região Sudeste (Otto et al., 2009). No entanto, biomassas de raízes semelhantes às aqui descritas também foram relatadas em outros estudos. Ball-Coelho et al. (1992), avaliando o sistema radicular da Co997, encontraram valores próximos aos referidos no presente trabalho para as variedades RB 92 579 e RB 86 7515. Esses autores determinaram massa seca de raízes da socaria em torno de 9 a 11 Mg ha<sup>-1</sup> em Pernambuco, avaliando o perfil até dois metros de profundidade. Nesse estudo, 62 a 69% da massa seca das raízes encontravam-se nos primeiros 50 cm do perfil. Valores de 22,9 Mg ha<sup>-1</sup> foram registrados por Lima Júnior (1982), também em solo de tabuleiros costeiros. No entanto, a massa subterrânea da cana-de-açúcar das camadas superiores do solo era constituída por raízes e colmos (touceira) juntos. As diferenças relatadas entre os diversos trabalhos podem

ser resultado do uso de variedades diferentes (Silva et al., 2005), diferenças climatológicas e de manejo da cultura (Mello Ivo et al., 2008) e métodos de avaliações (Otto et al., 2009).

Diferenças na distribuição e quantidade de biomassa de raízes entre áreas de cana colhida crua e queimada têm sido apontadas por alguns autores (Graham & Haynes, 2006; Mello Ivo et al., 2008), podendo não ocorrer em certas situações, como quando o tempo de aplicação dos tratamentos estudados ainda não é suficiente para expressar as diferenças (Alvarez et al., 2000), o que pode ser o caso da área com três anos. De forma semelhante, os efeitos positivos da colheita sem despalha a fogo na produtividade da cana-de-açúcar não são imediatos. Isto porque modificações na estrutura do solo e na disponibilização dos nutrientes da palhada levam certo tempo para acontecer. Como observado, na área com mais tempo de implantação dos tratamentos, a produtividade foi maior para a cana colhida crua, ocorrendo o inverso na área com três anos.

### 5.3.2 Decomposição da palhada e das raízes da cana-de-açúcar

A taxa de decomposição da palhada produzida pela cana, expressa por um modelo exponencial nos dois anos de observação, esteve dentro da faixa de valores relatados para serrapilheira de gramíneas de várias regiões do mundo (Zhang et al., 2008) e do Brasil (Amado et al., 2003). Um  $k = 0,003 \text{ dia}^{-1}$  ou  $1,1 \text{ ano}^{-1}$  reflete um tempo de meia-vida de 231 dias (0,64 ano), valor bem próximo ao 0,61 ano encontrado por Lima Jr. (1986), com o uso de palha de milho marcada com  $^{14}\text{C}$ , em solo de Pernambuco, cultivado com cana-de-açúcar. Este tempo de meia-vida mostra o potencial da colheita de cana crua para o estabelecimento de sistemas de produção sustentáveis, por evitar a erosão do solo, já que aproximadamente  $5 \text{ Mg ha}^{-1}$  de MS ainda permanecem sobre o solo sete meses após a colheita.

A quantidade de palhada remanescente após ciclos anuais de colheita da cana tem mostrado grandes variações. Thornburn et al. (2001) e Robertson & Thornburn (2007) relataram a permanência de apenas 20% a 2% da palhada inicial, em regiões distintas da Austrália. Na região de maior produção de cana no Brasil, estes valores variam desde muito conservativos com a permanência de 80% (Oliveira et al., 1999 a), passando a medianos, entre 45% (Fortes et al., 2012) e 30% (Oliveira et al., 1999b), atingindo o mínimo de 25% (Vitti et al., 2008). O presente estudo mostrou percentuais entre 36 e 39%.

Os fatores que regulam as taxas de decomposição dos resíduos estão ligados ao clima, à qualidade dos resíduos, aos tipos de vegetação e às variáveis geográficas (Zhang et al., 2008), além do manejo estabelecido para cada tipo de vegetação. Desta forma, as variações acima relatadas não estariam vinculadas à qualidade do resíduo, uma vez que

relação C:N, lignina:N, conteúdo de lignina, entre outras características, não variam grandemente na mesma espécie. O mesmo argumento vale para o tipo de vegetação, já que se trata de um sistema agrícola com monocultivo de cana-de-açúcar. Sendo assim, as variações devem ser resultado de diferenças climáticas, geográficas e diferenças estabelecidas no manejo da cultura. Estas últimas envolvem práticas como irrigação, preparo de solo, adubação etc., as quais afetam fortemente os mecanismos de decomposição do material orgânico adicionado aos solos.

Da mesma forma que para os resíduos da parte aérea, a combinação da qualidade do substrato, do clima e de fatores ambientais também tem uma forte relação com as taxas de decomposição das raízes (Gijssman et al., 1997; John et al., 2002). Em revisão sobre os padrões globais de decomposição das raízes, Silver & Miya (2001) descreveram que as taxas de decomposição das raízes variam significativamente com a forma de vida da planta e as raízes das espécies gramíneas, como é o caso da cana-de-açúcar, decompõem-se mais rapidamente, seguidas das raízes de espécies de folhas largas e das coníferas. Os valores de  $k$  entre 0,003 e 0,004  $\text{dia}^{-1}$  (ou  $k = 1,09$  a  $1,46 \text{ ano}^{-1}$ ), encontrados no presente estudo, estão próximos aos relatados na referida revisão ( $k = 1,48 \text{ ano}^{-1}$ ). Reforçando a ideia de maiores taxas para as raízes de gramíneas, Ball-Coelho et al. (1992) estimaram que a morte de raízes de cana, duas semanas após a colheita da socaria, foi equivalente a 17% da massa total de raízes, o que deve ter refletido a perda inicial de compostos mais prontamente disponíveis para os micro-organismos, como os carboidratos solúveis presentes no conteúdo celular das raízes.

Em estudo com  $^{14}\text{C}$ , Gale & Cambardella (2000) observaram que, ao final de 360 dias de incubação, as raízes de aveia retinham apenas 7% do  $^{14}\text{C}$  original, e que estas taxas de decomposição foram mais rápidas que as de estudos de campo, nas quais houve perdas entre 65% e 78% da massa de raízes, após um ano. Estes últimos valores são compatíveis com as perdas de 57% e 83% encontradas para as raízes de cana da presente investigação. Gale & Cambardella (2000) ainda verificaram que a maioria do  $^{14}\text{C}$  derivado da raiz estava associado às frações silte + argila e MOP, enquanto o  $^{14}\text{C}$  derivado da parte aérea estava principalmente na fração silte + argila. Isso embasou a hipótese de que, em solo pouco revolvido, a MOP é derivada principalmente das raízes. Adicionalmente, outros trabalhos também demonstram que o C originado das raízes tem uma conversão maior em C da matéria orgânica do solo, em comparação ao C adicionado pelos resíduos da parte aérea (Balestend & Balabane, 1996; Katterer et al., 2011), evidenciando a importância das raízes e chamando a atenção para o fato

de que possíveis modificações do sistema radicular, provocadas pela manutenção da palhada, podem potencializar a importância deste resíduo como fonte de MOS.

### 5.3.3 Temperatura e umidade do solo em áreas de cana colhida crua e queimada

A presença dos resíduos das diversas culturas sobre a superfície do solo produz efeitos favoráveis relacionados não só ao aumento do estoque de matéria orgânica do solo (Lovatto et al., 2004, Dieckow et al., 2005, Bayer et al., 2011), como também na redução da erosão, conservação da umidade, redução da temperatura e aumento da porosidade total (Salton & Mielniczuk, 1995, Mulumba & Lal, 2007). Um desses efeitos favoráveis, vinculado à redução de temperatura do solo, foi bem evidente e estendeu-se até o final do quarto mês do ciclo da cana, quando as plantas atingiram determinada altura, o que provocou o sombreamento das áreas, uniformizando os tratamentos (Figura 16). As diferenças na umidade do solo também foram mais evidentes onde não existiam plantas crescendo, com a cobertura do solo pela palhada da cana reduzindo a evaporação e permitindo maior conservação da água no solo (Figuras 17 e 18). Nas parcelas com plantas, a interceptação da água pela parte aérea das plantas e pela palhada e a absorção de água pelas raízes devem ter contribuído para a redução das diferenças de umidade entre os tratamentos.

### 5.3.4 Emissões autotróficas e heterotróficas de CO<sub>2</sub> do solo

Os efeitos da presença dos resíduos da cana na temperatura e na umidade do solo refletem-se nos fluxos de C-CO<sub>2</sub>, uma vez que, juntamente com o suprimento de substrato, oxigênio, nitrogênio (C:N), textura do solo e pH, são fatores que influenciam os processos biológicos envolvidos na respiração (Luo & Zhou, 2006). Na região dos tabuleiros costeiros, onde a variação anual e diária de temperatura não é muito acentuada, uma influência maior da umidade do solo sobre o fluxo de C-CO<sub>2</sub> poderia ser esperada. Porém, a precipitação pluviométrica nos anos de 2009 e 2010 foi acima da média, com valores de 1.887 mm e 2.031 mm, indicando que esta variável não deve ter sido limitante para a atividade dos micro-organismos e das raízes. Além disto, as sondas de leitura da umidade do solo foram menos sensíveis a eventos pluviométricos de menor intensidade, os quais, em contrapartida, devem ter sido suficientes para promover a decomposição da MOS pelos micro-organismos. Como explicam Luo & Zhou (2006), eventos chuvosos, mesmo com uma pequena quantidade de água adicionada à superfície do solo seco, podem resultar na liberação de rajadas de CO<sub>2</sub> do solo. E, como já evidenciado por Fierer & Schimel (2003), os ciclos de umedecimento e secagem podem controlar a conservação do C no solo, tanto pela rápida mineralização de

compostos intracelulares como uma resposta da biomassa microbiana ao rápido aumento dos potenciais de água no solo, como também pela diminuição da MOS fisicamente protegida, liberada pelo rápido reumedecimento do solo.

Da mesma forma, outros fatores que não foram avaliados, mas que foram percebidos durante o monitoramento do fluxo de C-CO<sub>2</sub>, como o surgimento de líquens na superfície do solo, também podem ter influenciado o fluxo e interferiram nas possíveis correlações entre estes fluxos e a umidade do solo. Tudo isto mostra a complexidade para o entendimento das relações entre o fluxo de CO<sub>2</sub> e os fatores que o controlam em experimentos de campo. Ainda segundo os autores acima citados, para entender como a umidade do solo afeta o fluxo de CO<sub>2</sub> é imperativo conduzir experimentos que manipulem apenas a umidade do solo, enquanto outros fatores como a temperatura e condições biológicas são controlados. Como consequência, no presente caso, o modelo em árvore (Figura 19) explicou apenas 36,5 % da variação do fluxo de C-CO<sub>2</sub> do solo.

Uma vez que o CO<sub>2</sub> derivado da raiz não faz parte da perda de C do solo, a partição do fluxo total do CO<sub>2</sub> do solo é muito importante para identificar sumidouros ou fontes individuais de C (Werth & Kuziakov, 2008). Assim sendo, a presença de raízes foi um dos fatores a explicar a variação do fluxo de CO<sub>2</sub> do solo (Figura 19). Como esperado, menores fluxos existiram quando o CO<sub>2</sub> se originava apenas dos micro-organismos (M), ou seja, quando o fluxo era apenas heterotrófico (Figuras 19, 21 e 23). Quando raízes + micro-organismos respiravam no solo (RM), ao CO<sub>2</sub> produzido pelos organismos heterotróficos somava-se o originado dos autotróficos, aumentando, assim, a quantidade de CO<sub>2</sub> liberada do solo para a atmosfera.

Como referido acima, uma menor interferência da temperatura na respiração dos micro-organismos e das raízes seria esperada nos solos da região dos tabuleiros, em relação a outras regiões onde grandes variações diurnas ou anuais de temperatura influenciam fortemente o fluxo de C-CO<sub>2</sub> do solo (Costa et al., 2008, Ussiri & Lal, 2009). No entanto, como o manejo da palhada possibilitou, em alguns momentos do ciclo da cana, diferenças de até 14°C, as variações do fluxo foram, em parte, explicadas por esta variável. Taxas de reações microbianas no solo são maiores a temperaturas em torno de 28°C e decrescem acentuadamente em temperaturas menores que 25°C e maiores que 35°C (Moreira & Siqueira, 2006). Desta forma, as temperaturas > 30°C podem ter levado à diminuição da respiração dos micro-organismos nas parcelas sem raízes de plantas (M) (Figura 19). Deve ter ocorrido, também, certa interação com a umidade do solo, uma vez que as maiores temperaturas podem

estar relacionadas à maior evaporação da água do solo (Ding et al., 2007). Nas parcelas com plantas, a temperatura volta a explicar os fluxos de CO<sub>2</sub>, agora com influência sobre micro-organismos e planta. Na faixa de temperatura medida no presente estudo, as temperaturas < 25°C coincidem com período chuvoso, de maior nebulosidade e menor radiação solar. Sob esta ótica, Lou & Zhou (2006) observam que o crescimento das raízes em comunidades de plantas frequentemente se correlaciona com a radiação fotossinteticamente ativa em vez da temperatura do solo, e que o suprimento de substrato diretamente da fotossíntese da parte aérea exerce um importante controle na respiração do solo. Desta forma, a diminuição da radiação no período de maior nebulosidade poderia estar influenciando indiretamente a diminuição da taxa de respiração em temperaturas do solo < 25°C, já que a faixa de temperatura do solo não estaria limitando o crescimento das raízes. No caso dos micro-organismos, como citado acima, temperaturas menores que 25°C poderiam reduzir as taxas das reações.

Esta complexa interação de vários fatores bióticos e abióticos produziu valores para o fluxo de C-CO<sub>2</sub> que se encontram no intervalo daqueles medidos por Campos (2003) em áreas de produção de cana-de-açúcar (129 e 140 mg de C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). Já o monitoramento feito por Panosso et al. (2009, 2011) em área de cana crua, apresentou menores valores de fluxo de C-CO<sub>2</sub> que os do presente trabalho, estando em torno de 85 mg de C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Tal fato deve estar relacionado com as menores temperaturas do solo medidas durante o período de monitoramento dos referidos autores — 16 a 24°C —, enquanto na área do presente estudo a variação foi de 24 a 45°C. No entanto, se comparados com os fluxos determinados por La Scala Jr. et al. (2006), obtidos imediatamente depois do preparo do solo para cultivo da cana, os fluxos do presente trabalho foram menores, uma vez que foram medidos no ciclo da cana soca, quando os efeitos relacionados ao preparo do solo, como quebra de agregados do solo, aumento do contato dos resíduos com o solo e aumento da aeração do solo, já estão estabilizados. Ussiri & Lal (2009) encontraram taxas médias de 117 mg de C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para o milho sob plantio direto, no verão, enquanto, no inverno, desciam a 31 mg de C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. O fluxo médio das parcelas sem plantas foi equivalente ao determinado por Ding et al. (2007) com a utilização desta mesma técnica de exclusão de raízes, em plantio de verão de milho, na China. Tais comparações demonstram que condições ambientais (clima, solo, relevo), de manejo da cultura (preparo de solo, queima, fase do ciclo da cultura), além do próprio método de quantificação do CO<sub>2</sub> (Jensen et al., 1996; Ivo & Salcedo, 2012), são aspectos importantes na comparação dos fluxos.

Os coeficientes de variação dos fluxos de C-CO<sub>2</sub> ficaram dentro dos limites estabelecidos em outros trabalhos (Jensen et al., 1996, Yim et al., 2002). De acordo com Jensen et al. (1996), CV típicos estão num intervalo de 10% a 60%, ocasionalmente atingindo mais de 100%, sendo 1,5-2,0 vezes maior em métodos dinâmicos do que em estáticos. Em área de cana colhida crua e queimada, Panosso et al. (2009) encontraram valores entre 22,6 e 63,5%, utilizando o método dinâmico.

No geral, as contribuições do fluxo autotrófico (raízes) para a respiração do solo têm valores que variam numa faixa bem ampla, entre 0 a 97 % (Hanson et al., 2000, Subke et al., 2006), com uma média de 48%. Esta contribuição média é reduzida para 36,7% quando apenas vegetação não florestal é considerada pelos autores (Hanson et al., 2000). Ding et al. (2006) encontraram contribuição das raízes do milho para a respiração do solo variando de menos de 10% até 20 % na fase inicial de crescimento, e entre 30% a 70 % na fase de maior crescimento da cultura. No presente estudo, os valores encontrados para a socaria da cana variaram de 9% a 74% na área com três anos, e de 2% a 76% na área com oito anos, com os valores médios próximos à média geral (40%) ou um pouco abaixo (24% a 27%).

Os fluxos medidos traduziram-se em emissões cumulativas anuais que variaram de 15,3 e 13,1 Mg ha<sup>-1</sup> para as áreas com emissões autotróficas e heterotróficas; e de 9,4 a 12,0 Mg ha<sup>-1</sup> apenas para as emissões heterotróficas. Os fluxos anuais citados na literatura variam bastante, a depender do tipo de vegetação e das condições climáticas de cada região. Emissões cumulativas de 5,41 (RM) e de 2,94 (M) Mg ha<sup>-1</sup> foram determinadas por Ding et al. (2007), durante o ciclo do milho (aproximadamente quatro meses), as quais se traduziriam em valores próximos aos do presente estudo, caso as condições abióticas e bióticas se prolongassem por um ano. Já Costa et al. (2008) determinaram, em rotações de aveia/milho e ervilhaca/milho, sob preparo convencional e plantio direto, emissões cumulativas, para o fluxo heterotrófico (M), que variaram de 3,6 a 4,0 Mg ha<sup>-1</sup>. Sob as mesmas condições subtropicais, Campos et al. (2011) encontraram fluxos anuais de C-CO<sub>2</sub> variando de 8,90 a 9,47 Mg ha<sup>-1</sup>, porém estes valores envolveram as respirações heterotrófica e autotrófica de sistemas de cultura com várias rotações de culturas de inverno e verão (soja, trigo, aveia preta, milho, ervilhaca). Estas emissões foram menores que as descritas na tabela 16, para os solos de tabuleiro cultivados com cana-de-açúcar. Tal diferença pode estar refletindo, entre outros fatores, as condições subtropicais do Sul do Brasil, sob as quais os referidos trabalhos foram conduzidos, com baixas temperaturas durante o inverno, o que leva à diminuição do fluxo de C-CO<sub>2</sub>. Os fluxos mensais determinados por Campos (2006), para áreas de cana-de-açúcar em solos de São Paulo, refletem emissões cumulativas de 11 a 12 Mg ha<sup>-1</sup>, valores estes mais próximos aos do

presente estudo. Emissões anuais de C pela respiração do solo para Cerrado denso e Cerrado *stricto sensu* variaram de 11,96 a 13,47 Mg ha<sup>-1</sup>, enquanto em áreas de pastagem os valores foram bem maiores, variando entre 19,71 e 19,85 Mg ha<sup>-1</sup> (Aduan, 2003). Os elevados valores encontrados para as pastagens são justificados pelos autores pelo fato de as gramíneas serem de crescimento acelerado, com atividade fisiológica intensa e intensa atividade microbiana vinculada a estas espécies.

### 5.3.5 Balanço de C

O balanço feito levou em consideração algumas estimativas e incertezas. Como discutido por Katterer et al. (2011), estimativas de entradas anuais de C no solo, via raízes, são associadas com incertezas substanciais, mesmo quando o C depositado pela rizosfera é excluído dos cálculos. Além disto, as possíveis perdas de C solúvel por lixiviação não foram contabilizadas. Desta forma, o balanço apresentado foi interpretado como uma estimativa, ou seja, uma avaliação ou cálculo aproximado. O balanço negativo sob cana colhida queimada sugere que o solo sob este tipo de colheita atuou como uma fonte de C-CO<sub>2</sub>, mesmo sem ter ocorrido preparo do solo, já que a cana foi analisada na socaria. Por sua vez, os valores também sugerem que o solo sob colheita de cana crua apresentou-se como um sumidouro de C (Tabela 16), com adições de 13,4 e 15,6 Mg de C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Costa et al. (2008) determinaram balanços positivos para o solo sob plantio direto apenas quando a adição de resíduos foi muito alta, em torno de 7,5 Mg ha<sup>-1</sup> de C, na rotação de ervilhaca/milho. Para o solo sob preparo convencional, independentemente do aporte dos sistemas de cultura, os balanços foram sempre negativos. Os autores ressaltaram a importância de grandes aportes de resíduos vegetais, mesmo no sistema de PD, quando se visa ao acúmulo de C orgânico no solo. Tal observação também é válida para os solos de tabuleiro do Nordeste, uma vez que estes possuem proporções consideráveis de areia na sua composição textural (Haynes, 1970), além de serem submetidos a temperaturas anuais mais elevadas, o que estimula a respiração dos micro-organismos. E, sob este aspecto do aporte de resíduos, a cana-de-açúcar colhida crua apresenta um grande potencial, uma vez que apenas a cultura, sem os resíduos como torta e vinhaça, foi responsável por aportes anuais de C consideráveis. Este potencial pode ser aumentado se leguminosas forem utilizadas em rotação, por ocasião da renovação dos canaviais, com a adição de valores C que variam de 4,4 a 2,5 Mg ha<sup>-1</sup> (Barreto et al., 2012), juntamente com considerável aporte de N, e se o revolvimento do solo durante a renovação do canavial for reduzido, por meio da implementação de cultivo mínimo, já que, logo após o

preparo do solo para o plantio da cana, grandes quantidades de C-CO<sub>2</sub> são emitidas sob preparo convencional do solo (La Scala Jr. et al., 2006).

Desta forma, como as práticas agrícolas são responsáveis por, aproximadamente, 90% da emissão de GEE na produção do etanol (Figueiredo & La Scala, 2011), e entre estas práticas está a queimada da cana, é fundamental, sob o ponto de vista da qualidade do solo, que a prática da colheita da cana com o uso do fogo seja repensada na região dos tabuleiros costeiros do Nordeste do Brasil.

## 6. CONCLUSÕES

O cultivo da cana modificou algumas características do solo, provocando aumento da densidade do solo e do fósforo disponível, redução dos teores de cálcio e magnésio, carbono orgânico e CTC do solo. Os estoques de C do solo, até 1 m de profundidade, foram reduzidos de 259,2 Mg ha<sup>-1</sup>, sob mata, para 147,5 Mg ha<sup>-1</sup>, sob cana queimada, depois de 35 anos de cultivo; com taxa de perda anual de C de 3,0% ( $k=0,030 \text{ ano}^{-1}$ ) para os primeiros 20 cm do solo e de 1,9% ( $k=0,019 \text{ ano}^{-1}$ ) para todo o perfil (100 cm).

Os tempos de residência média (TRM) do C da mata nos Argissolos dos tabuleiros costeiros, cultivados com cana-de-açúcar, situaram-se nas faixas de (1) 20,1 a 28,8 anos para as camadas de 0-5 a 20-30 cm, (2) de 43,7 a 73,7 anos para 30-40 a 60-80 cm, (3) situando-se na casa dos milhares de anos na camada de 80-100 cm. Nos primeiros vinte centímetros do perfil, este tempo foi 1,6 vezes menor que o tempo médio que o C reside nos solos cultivados com cana, na região Sudeste do Brasil.

A implementação da colheita da cana crua alterou características do solo, levando à diminuição da densidade e da temperatura do solo, aumento do potássio trocável, do diâmetro médio ponderado e da estabilidade de agregados e da umidade. Também modificou a estrutura da comunidade microbiana, associando este tipo de colheita aos ambientes com menor grau de estresse microbiano.

Em relação ao solo sob cana colhida queimada, o aumento do estoque de C nos Argissolos Amarelos dos tabuleiros costeiros, cultivados com cana colhida crua, foi de 10,6 Mg ha<sup>-1</sup>, com taxas anuais de sequestro de C iguais a 1,3 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Os balanços de C negativos sob cana colhida queimada (-2,9 e -2,2 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), sugeriram que, para as socarias, o solo sob este tipo de colheita atuou como uma fonte de C-CO<sub>2</sub>. Por outro lado, os balanços foram positivos sob cana crua (+1,1 e +0,7 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), com o solo apresentando-se como um possível sumidouro de C.

Esses resultados mostraram que os estoques de C no solo sob Mata Atlântica são altos e muito susceptíveis ao cultivo do solo, uma vez que a estabilização do carbono nestes solos arenosos reside, principalmente, em mecanismos de proteção física. Por outro lado, também demonstram que algumas práticas de manejo do solo podem aumentar os níveis de carbono, com a adição de grandes quantidades de biomassa e a minimização do revolvimento do solo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aduan, R.E. Respiração de solos e ciclagem de carbono em Cerrado nativo e pastagem no Brasil Central. Universidade de Brasília, 2003, 130p. (Tese de Doutorado).
- Aita, C.; Giacomini, S.J. 2003. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 27: 601-612.
- Alvarez, I.A.; Camargo Castro, P.R; Nogueira, M.C.S. 2000. Crescimento de raízes de cana crua e queimada em dois ciclos. *Sci. Agric*. 57: 653-659.
- Amado, T.J.; Santi, A., Costa J.A.A. 2003. Adubação nitrogenada na aveia preta. II Influência na decomposição de resíduos, liberação de nitrogênio e rendimento de milho sob sistema de plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do solo*. 27:1085-1096.
- Andreux, F.; Cerri, C. C.; Vode, P. B. & Vitorello. 1996. Potencial os stable isotope <sup>15</sup> N and <sup>13</sup> C methods for determining input and turnover in soils. p. 259-275.
- Araújo, M.S.B.; Salcedo, I.H.; Sampaio, E.V.S.B. 1993. Efeito de fertilizações fosfatadas anuais em solo cultivado com cana-de-açúcar. I. Intensidade e formas de acumulação. *Rev. Bras. Ci. Solo*. 17:389-396.
- Araújo Filho, J.C. de; Carvalho, A.; Silva, F.B.R. Investigações preliminares sobre a pedogênese de horizontes coesos em solos de Tabuleiros Costeiros do Nordeste do Brasil. In: Workshop Coesão em Solos dos Tabuleiros Costeiros, Aracaju, 2001, Anais. Aracaju, Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2001. p. 123-142.
- Balesdent, J.; Balabane, M. 1996. Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. *Soil biology & Biochemistry*, 28: 1261-1263.
- Balesdent, J., Mariotti, A., 1996. Measurement of soil organic matter turnover using <sup>13</sup>C natural abundance. In : Boutton, T.W., Yamasaki, S. (eds.). *Mass spectrometry of soils*. Marcel Dekker, New York, pp 83-112.
- Bartlett, R.J.; Ross, S.D. Colorimetric determination of oxidizable carbon in acid soil solutions. *Soil Science Society American Journal*, v. 52, p. 1191-1192, 1988.
- Ball-Coelho, B.; Sampaio, E.V.S.B., Tiessen, H. and Stewart, J. W. B. 1992. Root dynamics in plant and ratoon of sugar cane. *Plant and Soil*, v. 142: 297-305.
- Ball-Coelho, B.; Tissen, H.; Stewart, J. W. B.; Salcedo, I. H.; Sampaio, E. V. S. B.. 1993. Residue management effects on sugarcane yield and soil properties in Northeastern Brazil. *Agronomy Journal*, v. 85, p.1004-1008.
- Barreto, A.C.; Chaer, G. M.; Fernandes, M.F. 2011. Hedgerow pruning frequency effects on soil quality and maize productivity in alley cropping with *Gliricidia sepium* in Northeastern Brazil. *Soil & Tillage Research*. 120:112-120

Bayer, C. Dinâmica da matéria orgânica em sistemas de manejo de solos. Porto Alegre. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1996.241 p. (Tese de Doutorado)

Bayer, C.; Martin-Neto, L.; Mielniczuk, J.; Pavinato, A.; Dieckow, J. 2006. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. *Soil & Tillage Research*, 86: 237-245.

Bayer, C.; Amado, T.J.C.; Tornquist, C.G.; Cerri, C.E.P.; Dieckow, J.; Zanatta, J.A.; Nicolosso, R.S; Carvalho, P.C.F. Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões dos gases de efeito estufa na agricultura conservacionista. In: Filho, O.K.; Mafra, A.L.; Gatiboni, L.C. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, SBCS, Vol VII, 55-117. 2011.

BEN. Balanço Energético Nacional 2011. <https://ben.epe.gov.br/>. Acessado em 04/2011

Bernoux, M.; Cerri, C. C.; Neil, C. & de Moraes, J.F.L., 1998. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. *Geoderma*. V.82, p. 43-58.

Blagodatskaya, E.;Yuyukina, T.; Blagotatsky, S. & Kuzyakov, Y., 2011. Three-source-partitioning of microbial biomass and CO<sub>2</sub> efflux from soil to evaluate mechanisms of priming effects. *Soil Biology & Biochemistry*, 43:778-786.

Blair, G.J.; Chapman, L.; Whitbread, A. M.; Ball-Coelho, B.; Larsen, P. & Tiessen, H. 1998. Soil carbon changes resulting from sugarcane trash management at two locations in Queensland, Australia, and North-East Brazil. *Australian Journal of Soil Research*, v , p. 873-883.

Blair, N., 2000. Impact of cultivation and sugar-cane Green trash management on carbon fractions and aggregate stability for a Chromic Luvisol in Queensland, Australia. *Soil & Tillage Research*, 55: 183-181.

Boddey, R.M., Jantalia, C.P., Conceição,P.C., Zanatta, J.A., Bayer, C., Mielniczuk, J., Dieckow, J., Santos, H.P., Denardin, J.E., Aita, C., Giacomini, S.J., Alves, B.J.R., Uruquiaga, S. 2010. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. *Global Change Biology*. 16: 784-795.

Böhm, W. Methods of studying root system. Berlin, Springer. 1979. 188p.

Boone, R.D., Nadelhoffer, K.J., Canary, J.D., Kayne, J.P. Roots exert a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration.1998. *Nature*, 396 : 570-572.

Bossuyt, H.; Deneff, K.; Six, J.; Frey, S. D.; Merckx, R.; Paustian, K. Influence of microbial populations and residue quality on aggregate stability. *Applied Soil Ecology*, v.16, p.195-208, 2001.

Campos, D.C. Potencialidade do sistema de colheita sem queima da cana-de-açúcar para o sequestro de carbono. Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Universidade de São Paulo, 2003, 103p. (Tese de Doutorado).

Campos, B.C; Amado, T.J.C.; Bayer, C.; Nicoloso, R.S.; Fiorin, J.E. Carbon stock and its compartments in a subtropical oxisol under long-term tillage and crop rotation systems. 2011a. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35: 805-817.

Campos, B.C; Amado, T.J.C.; Tornquist, C.G.; Nicoloso, R.S.; Fiorin, J.E. Long-term C-CO<sub>2</sub> emissions and carbon crop residue mineralization in an oxisol under long-term tillage and crop rotation systems. 2011b. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35: 805-817.

Canadell, J.G., Pataki, D.E. Gifford, R., Houghton, R.A. Luo, Y., Raupach, M.R., Smith, P., Steffen, W. Saturation of the terrestrial carbon sink. 2007. In : Canadell, J.G., Pataki D., Pitelka, I. (eds) (2007). *Terrestrial Ecosystems in a Changing World. The IGBO Series*, Springer-Verlag, Berlin Hieldberg, p.

Canellas, L.P.; Busato, J.G.; Dobbss, L.D.; Baldotto; Rumjanek, V.M.; Olivares, F.L. 2010. Soil organic matter and nutrient pools under long-term non-burning management of sugar cane. *European Journal of Soil Science*, 61: 375-383.

Cerri, C.C.C. Dinâmica da matéria orgânica do solo no agrossistema da cana-de-açúcar. Piracicaba, 1986. 196p. Tese (Livre Docência)- Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo.

Cerri, C.E.P., Sparovek, G., Bernoux, M., Easterling, W.E., Melillo, J.M., Cerri. C.C. 2007. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. *Sciencia Agricola*, 64: 83-99.

Cerri, C.C., Galdos, M.V., Maia, S.M.F., Bernoux, M., Feigl, B.J., Powlson, D., Cerri, C.E.P. 2011. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: an examination of existing data. *European Journal of Soil Science*. 62: 23-28.

CO<sub>2</sub>Now.org.2012. [http// co2now.org](http://co2now.org); acessada em 24/07/2012.

Cintra, F.L.D.; Libardi, P.L.; Moraes, S.O.; Marciano, C.R. Condutividade hidráulica de solo coeso dos tabuleiros costeiros cultivado com citros. Aracaju, SE. Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2007, 16 p. (Boletim de Pesquisa, 22, on line).

Collins, H.P.; Elliott, E.T.; Paustian, K.; Bundy, L.G.; Dick, W.A.; Huggins, D.R.; Smucker, A.J.M.; Paul, E.A. 2000. Soil carbon pools and fluxes in long term corn belt agroecosystems. *Soil Biology & Biochemistry*, 32: 157-168.

Correia, L. B.; Alleoni, L. R.F. Conteúdo de carbono e atributos químicos de Latossolo sob cana-de-çúcar colhida com e sem queima. 2011. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 46: 944-952.

Costa Junior, C. Picollo, M.c.; Siqueira Neto, M. Camargo, P.B.; Cerri, C.C.;Bernoux, M., 2011. Carbono total e  $\delta^{13}C$  em agregados do solo sob vegetação nativa e pastagem do bioma Cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35: 1241-1252.

Costa, S.F, Bayer, C., Zanatta, J. A., Mielniczuk, J. 2008. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. *Rev. Bras. Ci. Solo*, 32: 323-332.

Czycza, R.V. Quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo em sistemas de colheita com e sem queima da cana-de-açúcar. 2009. Universidade de São Paulo. 92p. (Dissertação de Mestrado).

De'ath, G. 2002. Multivariate regression trees: a new technique for modeling species-environmental relationships. *Ecology*. 83: 1105-1117.

Del Galdo, I.D., Six, J., Peressottis, A., Cotrufo, M. F. 2003. 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*. 9: 1204-1213.

De Moraes, J.F.L.; Volkoff, B.; Cerri, C.C.; Bernoux, M. 1996. Soil properties under Amazon Forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. *Geoderma*, 70: 63-81.

Derrien, D., Amelung, W. 2011. Computing the mean residence time of soil carbon fractions using stable isotopes: impacts of the model framework. *European Journal of Soil Science*. 62:287-252.

Dick, D.P.; Novotny, E.H.; Dieckow, J.; Bayer, C. Química da matéria orgânica dos solos. In: Melo, V.F; Alleoni, L.R. eds. **Química e Mineralogia dos Solos. Parte II- Aplicações**. Viçosa: SBCS, 2009. 685p.

Dieckow, J., Mielniczuk, J., Knicker, H., Bayer, C., Dick, D.P., Kogel-Knabner. 2005. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilisation in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. *Soil & Tillage Research*. 81: 87-95.

Dieckow, J., Bayer, C., Conceição, P.C., Zanatta, J.A., Martin-Neto, L., Milori, D.B.M., Salton, J.C., Macedo, M.M., Mielniczuk J., Hernani, L.C. 2009. Land use, tillage, texture and organic matter stock and composition in tropical and subtropical Brazilian soils. *European Journal of Soil Science*. 60: 240-249.

Ding, W., Cai, Y., Cai, Z., Yagi, K., Zheng, X. 2007. Soil respiration under maize crops : Effects of water, temperature and nitrogen fertilization. *Soil Sci Soc. Am. Journal*. 71: 944-951.

Dominy, C.S., Haynes, R.J., Antwerpen, R.V. 2002. Loss of soil organic matter and related soil properties under long-term sugarcane production on two contrasting soils. *Soil Fertil Soils*. 36:350-356.

Ellert, B.H.; Bettany, J.R. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, 529-538.

EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 1997. 212 p.

EMBRAPA. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999. 370 p.

Epron, D.; Marsden, C.; M'Bou, A.T.; Saint-André, L.; d'Annunzio, E.; Nouvellon, Y. 2009. Soil carbon dynamics following afforestation of a tropical savannah with *Eucalyptus* in Congo. *Plant & Soil*, 323: 309-322.

Eusterhues, K.; Rumpel, C.; Kogel-Knabner, I. 2005. Organo-mineral associations in sandy acid forest soils: importance of specific surface area, iron oxides and micropores. *European Journal of Soil Science*. 56:753-763.

Fabrizzi, K.P.; Rice, C.W.; Amado, T.J.; Fiorin, J.; Barbagelata, P.; Melchiori, R. 2009. Protection of soil organic C and N in temperate and tropical soils: effect of native and agroecosystems. *Biogeochemistry*, 92: 129-143.

Fernandes, M.F.; Chaer, G.M. Análise de perfis de ácidos graxos como ferramenta para estudos em microbiologia do solo. Aracaju : Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2010. 37 p. (Documentos / Embrapa Tabuleiros Costeiros, ISSN 1517-1329; 163).

Fernandes, M.F.; Barreto, A.C.; Mendes, I.C; Dick, R.D., 2011. Short-term response of physical and chemical aspects of soil quality of a kaolinitic Kandicudalfs to agricultural practices and its association with microbial variables. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 142: 419-427.

Fierer, N.; Schimel, J.P. 2003. A proposed mechanism for the pulse in carbon dioxide production commonly observed following the rapid rewetting of a dry soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 67: 798-805.

Filizola, H.F., Lamotte, M., Fritsch, E., Boulet, R., Araujo filho, J.C., Silva, F.B.R., Leprun, J.C. 2001. Os fragipãs e duripãs das depressões dos tabuleiros costeiros do Nordeste brasileiro: uma proposta de evolução. *Rev. Bras. Ci. Solo*. 25:947-963.

Figueiredo, E. B.; La Scala Jr., N. 2011. Greenhouse gas balance due to the conversion of sugarcane areas from burned to Green harvest in Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 141: 77-85.

Fisher, M.J., Rao, I.M., Ayaraza, M.A., Lascano, C.E., Sanz, J.I., Thomas, R.J., Vera, R.R. 1994. Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature*. 371: 236-238.

Fontaine, S.; Barot, Sébastien; Barré, P.; Bdioui, N.; Mary, B.; Rumpel, C. 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450: 277-280.

Fortes, C., Trivelin, P.O., Vitti, A.C. 2012. Long-term decomposition of sugarcane harvest residues in São Paulo state, Brazil. *Biomass & Energy*, doi:10.1016/j.biombioe.2012.03.011

Fraga, V.S. Mudanças na matéria orgânica (C, N e P) de solos sob agricultura de subsistência. Recife, Universidade Federal de Pernambuco. 2002. 76 p. (Tese de Doutorado)

Galdos, M.V., Cerri C.C., Cerri C.E.P. 2009. Soil carbon stocks under burned and unburned in Brazil. *Geoderma*. 153:347-352.

Gale, W.J.; Cambardella, C.A. 2000. Carbon dynamics of surface residue and root derived organic matter under simulated no-till. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:190-195.

Gama-Rodrigues, E.F., Barros, N.F., Gama-Rodrigues, A.C., Santos, G.A. 2005. Nitrogênio, Carbono e atividade da biomassa microbiana do solo em plantações de eucalipto. *Rev. Bras. Ci. Solo.* 29:893-901.

Garten, Jr. C.T., Cooper, L.W., Post III, W.M., Hanson, P.J., 2000. Climate controls on forest soil C isotope ratios in the southern appalachian mountains. *Ecology*, 81: 1108-1119.

Gijsman, A.J.; Alarcon, H.F.; Thomas, R.J. 1997. Root decomposition in tropical grasses and legumes, as affected by soil texture and season. *Soil Biology and Biochemistry*, 29: 1443-1450.

Global Carbon Project, 2010. [www.globalcarbon.org](http://www.globalcarbon.org), acessado em 05/2011

Gomes, T.C.A. Residues orgânicos no processo de compostagem e sua influência sobre a matéria orgânica do solo em cultivo de cana-de-açúcar. Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2011. 118p. (Tese de Doutorado).

Grace, J . 2004. Understanding and managing the global carbon cycle. *Journal of Ecology*, 92: 189-202.

Graham, M.H.; Haynes, R.J.; Zelles, L.; Meyer, J.H. 2001. Long term effects of green cane harvesting versus burning on the size and diversity of the soil microbial community. *Proc. S. Afr Sug Technol. Ass.* 75: 228-234.

Graham, M.H.; Haynes, R.J.; Meyer, J.H. 2002. 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*, 53: 589-598.

Graham, M.H.; Haynes, R.J. 2006. Organic matter status and size, activity and metabolic diversity of the soil microbial community in the row and inter-row of sugarcane under burning and trash retention. *Soil Biology & Biochemistry*, 38: 21-31.

Gregorich, E.G., Ellert, B.H. Light fraction and macroorganic matter in mineral soils. In: CARTER, M.R., ed. *Soil sampling and methods of analysis*. Boca Raton, Canadian Society of Soil Science, 1993. p.397-407.

Guo, L.B., Gifford, R.M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*. 8: 345-360.

Hanson, P.J., Edwards, N.T., Garten, C.T., Andrews, J.A., 2000. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: a review of methods and observations. *Biogeochemistry*, 48 : 115-146.

Haynes, J.L. **Uso Agrícola dos tabuleiros costeiros do nordeste do Brasil: um exame das pesquisas**. 2. Ed. Recife: Sudene. 1970.139p

Haynes, R.J., Graham, M.H. 2004. Composition of the soil microbial community under sugarcane production as indicated by phospholipid fatty acid analysis.

Inácio, E. S. Distribuição vertical de carbono orgânico em Latossolos sob diferentes usos. Lavras. Universidade Federal de Lavras, 2009. 86 p. (Tese de Doutorado).

Jacinthe, P.A.; Lal, R.; Kimble, J.M. 2002. Carbon budget and seasonal carbon dioxide emission from a central Ohio Luvisol as influenced by wheat residue amendment. *Soil & Tillage Research*, 67: 147-157.

Jacomine, P.K.T. Evolução do conhecimento sobre solos coesos no Brasil. In: Workshop Coesão em Solos dos Tabuleiros Costeiros, Aracaju, 2001, Anais. Aracaju, Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2001. p. 19- 45.

Jantalia, C.P., Reseck D.V.S., Alves, B.J.R., Zotarelli, L., Uruquiaga, S., Boddey, R.M. 2007. Tillage effect on C stocks of clayey Oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. *Soil & Tillage Research*. 95: 97-109.

Jensen, L.S.; Mueller, T.; Tate, K.R.; Ross, D.J.; Magid, J. & Nielsen, N.E. 1996. Soil surface CO<sub>2</sub> flux as an index of soil respiration in situ: a comparison of two chamber methods. *Soil Biology and Biochemistry*, 28:1297-1306.

John, B.; Pandey, H.N.; Triparthi, R.S. 2002. Decomposition of fine roots of *Pinus kesiya* and turnover of organic matter, N, P of coarse and fine roots and herbaceous roots and rhizomes in subtropical pine forests stands of different ages. *Biol. Fertil. Soils*, 35: 238-246.

Junior, C.C., Piccolo, M.C., Neto, M.S., Camargo, P.B., Cerri, C.C., Bernoux, M. 2011. Carbono total e  $\delta^{13}\text{C}$  em agregados do solo sob vegetação nativa e pastagem no bioma cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*.35: 1241-1252.

Kaiser, C; Frank, A.; Wild, B.; Koranda, M; Richter, A. 2010. Negligible contribution from roots to soil-borne phospholipids fatty acid fungal biomarkers 18:2 $\omega$ 6,9 and 18:1 $\omega$ 9. *Soil Biology and Biochemistry*, v.42, p.1650-1652.

Katterer, T., Bolinder, M. A., Andrén O., Kirchmann H., Menichetti L. 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*.141:184-192.

Kindell, A.; Garay, I. 2001. Caracterização de ecossistemas da mata atlântica de tabuleiros por meio das formas de húmus. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 25: 551-563.

Korndorfer, G. Oliveira, L.A.; Korndorfer, P. H. 2005. Potassium in sugarcane cropping. *Sugar Journal*,68:11-21.

Kuzyakov, Y. 2002. Review : factors affecting rizosphere priming effects. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165: 382-396.

Kuzyakov, Y.; Subbotina, I.; Chen, H.; Bogomolova, I.; Xu, X. 2009. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by <sup>14</sup>C labeling. *Soil Biology & Biochemistry*. 41: 210-219.

La Scala Jr, N.; Bolonhezi, D. & Pereira, G.T. 2006. Short-term soil CO<sub>2</sub> emission after conventional and reduced tillage on no-till sugar cane area in southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, 91: 244-248.

Liao, J. D.; Bouton, T. W. & Jastrow, J.D., 2006. Organic matter turnover in soil physical fractions following woody plant invasion of grassland: evidence from natural <sup>13</sup>C and <sup>15</sup>N. *Soil Biology & Biochemistry*, v.38, p.3197-3210.

Lima Jr., M.A. Nitrogen nutrition of sugarcane in N.E. Brazil. Saskatoon, University of Saskatchewan, 1982. 172p. (Tese de Doutorado).

Lima, J.A.S. Estimativas da biomassa acima do solo de florestas secundárias da área de proteção ambiental rio Macacu (RJ). Rio de Janeiro : Embrapa Solos, 2010.28 p. - (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento / Embrapa Solos, ISSN 1678-0892 ;163).

Lisboa, C. C.; Conant, R.T.; Haddix, M.L.; Cerri, C.E.C.; Cerri, C.C. 2009. Soil carbon turnover measurement by physical fractionation at a Forest-to-pasture chronosequence in the Brazilian Amazon. *Ecosystems*, 12: 1212-1221.

Lobe, I.; Bol, R.; Ludwig, B.; Du Preez, C.C.; Amelung, W. 2005. Savanna-derived organic matter remaining in arable soils on the South African Highveld long-term mixed cropping: Evidence for <sup>13</sup>C and <sup>15</sup>N natural abundance. *Soil Biology & Biochemistry*, 37:1898-1909.

Lopes, L.D.; Andrade, C.R.; Machado, T.N.; Cavalcante, A.C.S.; Anjos, E.T.; Barreto, A.C.; Fernandes, M.F. 2012 (no prelo). Estruturas taxonômica e funcional da microbiota do solo sob diferentes práticas agrícolas nos tabuleiros costeiros.

Lovatto, T.; Mielniczuk, J.; Bayer, C.; Vezzani, F. 2004. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28: 175-187.

Lucca, E.F. Matéria orgânica e atributos do solo em sistemas de colheita com e sem queima da cana-de-açúcar. Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Universidade de São Paulo, 2002, 101p. (Tese de Doutorado).

Luizão, F. J.; Schubart, H. O. R. 1987. Litter production and decomposition in a terra-firme of Central Amazonia. *Experientia* v. 43, p. 259-265.

Luo, Y & Zhou, X. **Soil Respiration and the Environment**. 1ed. San Diego: Elsevier, 2006, 316 p.

Macedo, I.C. 1998. Greenhouse gas emission and energy balances in bio-ethanol production and utilization in Brazil (1996). *Biomass and Bioenergy*. V. 14 (1), p.77-81.

Macedo, I.C. Emissões de GEE do setor de açúcar e etanol no Brasil: valores atuais e esperados. In: MACEDO, I.C. (org). **A Energia da cana-de-açúcar- Doze estudos sobre a agroindústria de cana de açúcar no Brasil e a sua sustentabilidade**. São Paulo: Unica, 2005. p 97-100.

Macedo I.C, Seabra, J.E.A. e Silva, E.A.R., 2008. Green house gasses emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: The 2005/2006 averages and a prediction for 2020. *Biomass and Bioenergy*, 32, 582-595.

Macedo, I. C. and Seabra, J.E.A. Mitigation of GHG emissions using sugarcane bioethanol. In: Zuurbier, P.; Vooren, J. Van (eds). **Sugarcane Ethanol**, Wageningen Academic Publishers, Wageningen, the Netherlands, 2009. pp 95-111.

Maia, J.L.T; Ribeiro, M.R.R. 2004. Cultivo contínuo de cana-de-açúcar e modificações químicas de um Argissolo amarelo fragipânico. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 39;1127-1132.

Maia, S.M.F.; Ogle, S.M.; Cerri C.C.; Cerri, C.E.P. 2010. Change in soil carbon storage under different agriculture management systems in the southwest Amazon Region of Brazil. *Soil and Tillage Research*, 106: 177-184.

Manzatto, C. V.; Assad, E. D.; Bacca, J.F.M.; Zaroni, M.J.; Pereira, S.E.M. **Zoneamento Agroecológico da cana-de-açúcar**. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 2009, 55p. (Documentos/Embrapa Solos, 110).

MAPA. Ministério da Agricultura, Pesca e Abastecimento. [http://www.agricultura.gov.br/arq\\_editor/file/Desenvolvimento\\_Sustentavel/Agroenergia/estatisticas/producao](http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/Desenvolvimento_Sustentavel/Agroenergia/estatisticas/producao). Consultado em 02/2012.

McCune, B.; Meford, M.J. PC-ORD, Multivariate analysis of ecological data, Version 6. Gleneden Beach, Oregon: MjM Software Design, 2011.

Mello Ivo, W. M. P. ; Ferreira, S. ; Biot, Y. ; Ross, S. 1996. Nutrients in soil solution following a selective logging of a humid tropical terra firme forest North of Manaus, Brazil.. *Environmental Geochemistry and Health*, 18: 69-75.

Mello Ivo, W. M. P. ; Rossetto, R. ; Santiago, A. D. ; Barbosa, G.V.S. ; Vasconcelos, J. N. Impulsionando a Produção e a Produtividade da Cana-de-açúcar no Brasil. In: Albuquerque, A. C. S.; Silva, A. G. (eds.). *Desenvolvimento da Agricultura Tropical*. Brasília: Embrapa, 2008, v 1, p. 673-716.

Mello Ivo, W. M. P.; Silva, W. C.; Santiago, A. D.; Silva, P.A. . Produção de raízes de cana-de-açúcar, variedade RB83594, submetida à colheita de cana crua e queimada. In: 9º Congresso Nacional da Sociedade dos Técnicos Alcooleiros e Açucareiros do Brasil. Maceió : Sociedade dos Técnicos Alcooleiros e Açucareiros do Brasil (STAB), 2008. p. 681-686.

Mello Ivo, W.M.P.; Salcedo, I.H. 2012. Soil CO<sub>2</sub> flux: a method comparison of closed static chambers in a sugarcane field. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36: 412-426.

Mendonza, H.N.S., Lima, E., Anjos, L.H.C., Silva L.A., Ceddia, M.B., Antunes, M.V. 2000. Propriedades químicas e biológicas de solo de tabuleiro cultivado com cana-de-açúcar com e sem queima da palha. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 24:201:207.

Mielke, P.W.; Berry, K.J. *Permutation methods: a distance function approach*. Springer-Verlag, New York. 2000.

Millard, P. Midwood, A.J., Hunt, J.E., Whitehead, Boutton, T., 2008. Partitioning soil surface CO<sub>2</sub> efflux into autotrophic and heterotrophic components, using natural gradients in soil  $\delta^{13}\text{C}$  in an undisturbed savannah soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 40: 1575-1582.

Moreira, F.M.S.; Siqueira, J.O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2 ed., 2006. 729 p.

Mulumba, L.N.; Lal, R. 2007. Mulching effect on selected soil physical properties. *Soil & Tillage Research*, 98: 106-111.

Nassar, A.M.; Rudolf, B.E.T.; Antoniazzi, L.B.; Alves de Aguiar, D.; Bacchi, M.R.P.; Adami, A. Prospects of the sugarcane expansion in Brazil: impacts on direct and indirect land use changes. In: Zuurbier, P.; Vooren, J. Van (eds). **Sugarcane Ethanol**, Wageningen Academic Publishers, Wageningen, the Netherlands, 2009. pp 63-93.

Noble, A.D.; Moody, P.; Berthelsen, S. 2003. Influence of changed management of sugarcane on soil chemical properties in the humid wet tropics of north Queensland. *Soil & Tillage Research*, 41: 1133-1144.

Oliveira, M.W.; Trivelin, P.C.O.; Gava, G.J. De C.; Penatti, C.P. 1999. Degradação da palhada de cana-de-açúcar. *Scientia Agrícola*, 56: 803-809.

Oliveira, M.W.; Trivelin, P.C.O.; Penatti, C.P.; Piccolo, M.C. 1999. Decomposição e liberação de nutrientes da palhada de cana-de-açúcar em campo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 34: 2359-2362.

Osher, L.J., Matson, P.A. Amundson, R. 2003 Effect of land use change on soil carbon in Hawaii. *Biogeochemistry*, 65: 213-232.

Otto, R.; Trivelin, P.C.O.; Franco, H.C.J.; Faroni, C.E.; Vitti, A.C. Root system distribution of sugar cane as related to nitrogen fertilization evaluated by two methods: monolith and probes. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33:601-611, 2009.

Panosso, A. R.; Marques Jr., J.; Pereira, G.T., La Scala Jr., N. 2009. Spatial and temporal variability of soil CO<sub>2</sub> emission in a sugarcane area under Green and slash-and-burn managements. *Soil and Tillage Research*, 105: 175-282.

Panosso, A.R., Marques Jr., J, Milori, D.M.B.P., Ferraudo, A.S., Barbieri, D.M., Pereira, G.T., La Scala Jr., N. 2011. Soil CO<sub>2</sub> emission and its relation to soil properties in sugar cane areas under slash-and-burn and Green harvest. *Soil & Tillage Research*, 111: 190-196.

Park, R. & Epstein, S. 1961. Metabolic fractionation of <sup>13</sup>C & <sup>12</sup>C in plants. *Plant Physiology*, v. 36, p. 133-138.

Paterson, E., Midwood, A.J., Millard, P. 2009. Through the eye of the needle: a review of isotope approaches to quantify microbial processes mediating soil carbon balance. *New Phytologist*. 184: 19-33.

Pavan, M. A. , Miyazawa, M. *Análises químicas do solo: parâmetros para a interpretação*. Londrina: IAPAR, 1996. 48p.

Pinheiro, E.F.M., Lima, E., Ceddia, M.B., Urquiaga, S., Alves, B.J.R., Boddey, R.M. 2010. Impact of pre-harvest burning versus trash conversation on soil carbon and nitrogen stocks on sugarcane plantation in the Brazilian Atlantic forest region. *Plant Soil*. 333: 71-80.

Porto, M.L.; Alves, J.C.; Diniz, A.A.; Souza, A.P.; Santos, D. Indicadores biológicos de qualidade do solo em diferentes sistemas de uso no brejo paraibano. *Ciência Agrotec*, v.33p. 1011-1017.

Raich, J. W., Tufekcioglu, A., 2000. Vegetation and soil respiration: correlations and controls. *Biogeochemistry*, 48: 71-90.

Razafimbelo, T.; Barthès, B.; Larré-Larrouy; De Luca, E.F.; Laurent, J; Cerri, C.C.; Feller, C. 2006. Effect of sugarcane residue management (mulching versus burning) on organic matter in a clayey Oxisol from southern Brazil. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 115: 285-289.

Resende, A.S.; Xavier, R.P.; oliveira, O.C.; Urquiaga, S.; Alves, B.J.R.; Boddey, R.B. 2006. Long term effects of pré-harvest burning and nitrogen and vinasse applications on yield of sugarcane and soil carbon and nitrogen stocks on a plantation in Pernambuco, N.E. Brazil. *Plant and Soil*, 281:3339-351.

Robertson, F.A.; Thornburn, P.J. 2007. Decomposition of sugarcane harvest residue in different climatic zones. *Australian Journal of Soil Research*, 45:1-11.

Roscoe, R.; Buurman, P. Velthorst, E.J. & Pereira, J.A.A. 2000. Effects of fire on soil organic matter in a “cerrado senso-strictu” from Southeast Brazil as revealed by changes in  $\delta^{13}\text{C}$ . *Geoderma*, 95: 141-160.

Roscoe, R., Buurman, P., Velthorst, E.J., Vasconcellos, C.A. 2001. Soil organic matter dynamics in density and particle size fractions as revealed by the  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  isotopic ratio in Cerrado's oxisol. *Geoderma*. 104: 185-202.

Sá, J.C.M., Cerri, C.C., Dick, W.A., Rattan, L., Filho, S.P.V., Piccolo, M.C., Feilg, B.E. 2001. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in Brazilian Oxisol. *Soil Sci. Soc. Am.* 65: 1486-1499.

Salton, J.C.; Mielniczuk, J. 1995. Relações entre sistemas de prepare, temperatura e umidade de um Podzólico Vermelho Escuro de Eldorado do Sul (RS). *Revista Brasileira de Ciência do solo*. 19: 313-319.

Salton, J.C.; Mielniczuk, J.; Bayer, C.; Boeni, M.; Conceição, P.C.; Fabrício, A.C.; Macedo, M.C.M.; Broch, D.L. 2008. Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do solo*. 32: 11-21.

Sampaio, E.V.S.B., Salcedo I.H. 1982. Efeito da adição de nitrogênio e palha ( $^{14}\text{C}$ ) na liberação de  $\text{CO}_2$  e formação de biomassa microbiana em Latossolo Vermelho Amarelo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 6: 117-181.

Sampaio, E. V. S. B.; Salcedo, I. H. & Cavalcanti, F. J. A. 1987. Dinâmica de nutrientes em cana-de-açúcar. III Conteúdo de nutrientes e distribuição radicular no solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 22(4):425-431.

Sant'anna, S.A.C. Fernandes, M.F., Ivo, W.M.P.M., Costa, J.L.S. 2009. Evaluation of soil quality indicators in sugarcane management in sandy loam soil. *Pedosphere*, 19: 312-322.

Santiago, A. D.; Rossetto, R.; Mello Ivo, W. M. P.; Urquiaga, S. Sugarcane. In: Halford, N. G.; Karp, A., eds. *Energy Crops*. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 2011, p 77-103.

Sapronov, D.V., Kuzyakov, Y., 2007. Separation of root and microbial respiration: Comparison of three methods. *Eurasian Soil Science*, 40: 775-784.

Schlesinger, W.H. 1990. Evidence from chronosequence studies for a low carbon storage potential of soils. *Nature*, 348: 232-234.

Schlesinger, W.H. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. 2<sup>a</sup> ed. San Diego, Academic Press. 1997. 588p.

Schimel, J.; Balsler, T.C.; Wallenstein, M. 2007. Microbial stress-response physiology and its implications for ecosystem function. *Ecology*, 88: 1386-1394.

Silva, I. F.; Mielniczuk, J. 1997. Ação do sistema radicular de planta na formação e estabilização de agregados do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 21:113-117.

Silva, A.J.N.; Ribeiro, M.R. 1998. Caracterização de um Latossolo amarelo sob cultivo contínuo de cana-de-açúcar no estado de Alagoas: propriedades químicas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 22: 291-299.

Silva, A.J.N.; Ribeiro, M.R., Mermut, A.R., Benke, M.B. 1998. Influência do cultivo contínuo de cana-de-açúcar em Latossolos Amarelos coesos do estado de Alagoas: propriedades micromorfológicas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 22: 515-525.

Silva, J.E., Resck, D.V.S., Corazza, E.J., Vialvi, L. 2004. Carbon storage in clayey Oxisol cultivated pastures in the "Cerrado" region, Brazil. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 103: 357-363.

Silva, A. J. N.; Cabeda, M.S.V. 2005. Influência de diferentes sistemas de uso e manejo na coesão, resistência ao cisalhamento e óxidos de Fe, Si e Al em solo de tabuleiro costeiro de Alagoas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 29: 447-457.

Silva, J.V; Mello-Ivo, W.M.P.; Gonçalves, E.R.; Leão, V.L.L; Costa, M.M.S & Pereira, F.R. S. Distribuição do sistema radicular em variedades de cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*). In: Congresso Brasileiro de Fisiologia Vegetal, 10, 2005, Recife, PE. CD-ROM.

Silver, W.L.; Miya, R.K. 2001. Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects. *Oecologia*, 129: 407-419.

Sisti, C.P.J., Santos, H.P., Kohhann, R., Alves, B.J.R., Uruquiaga, S., Boddey, R.M. 2004. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. *Soil & Tillage Research*. 76:39-58.

Six, J.; Elliott, E.T.; Paustian, K. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology & Biochemistry*. 32: 2099-2103.

Six, J.; Conant, R.T.; Paul, E.A.; Paustian, K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C saturation of soils. *Plant & Soil*, 241: 155-176.

Six, J.; Jastrow, J.D. Organic matter turnover. In: Lal, R. (ed). *Encyclopedia of Soil Science*. Taylor & Francis. New York, v. 2: 1210-1215. 2006.

Skjemstad, J.O.; Taylor, J. A. 1999a. Does the Walkley-Black Method determine soil charcoal? *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 30: 2299-2310.

Skjemstad, J.O.; Taylor, J. A.; Janik, L.J.; Maryanek, S.P. 1999b. Soil organic carbon dynamics under long-term sugarcane monoculture. *Australian Journal of Soil Research*. 37: 151-164.

Sleutel, S., Kader, M.A., Begum, S. A., De Neve, S. 2010. Soil-organic-matter stability in Sandy cropland soils is related to land-use history. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 173: 19-29.

Smith, B., N. & Epstein, S., 1971. Two categories of  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  ratios for higher plants. *Plant Physiology*. V. 47. p. 380-384.

Soares, L.H.B.; Alves, B. J. R.; Urquiaga, S.; Boddey, R.M. Mitigação das emissões de gases do efeito estufa pelo uso de etanol da cana-de-açúcar produzido no Brasil. Seropédica, RJ: Embrapa agrobiologia, 2009. 13p. (Embrapa Agrobiologia. Circular técnica, 27).

Sokal, R.R. 1979. Testing statistical significance of geographic variation patterns. *Systematics Zoology*, 28: 627-632.

Souza, L.S; Souza L.D.; Caldas, R.C. Identificação da coesão com base em atributos físicos convencionais. In: *Workshop Coesão em Solos dos Tabuleiros Costeiros, Aracaju, 2001, Anais*. Aracaju, Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2001. p. 169-190.

Subke, J., Inglima, I., Cotrufo, M.F., 2006. Trends and methodological impacts in soil CO<sub>2</sub> efflux partitioning : A metaanalytical review. *Global Change Biology*, 12: 921-943.

Swallow, M., Quideau, S.A., MacKenzie, M.D., Kishchuk, B. E. 2009. Microbial community structure and function: The effect of silvicultural burning and topographic variability in northern Alberta. *Soil Biology & Biochemistry*. 41: 770-777.

Taiz, L., Zeiger, E. *Fisiologia Vegetal*. 4ª ed. Porto Alegre, Artmed. 2009. 848 p.

Tan, Z., Lal, R., Owens, L., Izaurralde, R.C. 2007. Distribution of light and heavy fractions of soil organic carbon as related to land use and tillage practice. *Soil & Tillage Research*, 92: 53-59.

Tarré, R., Macedo, R., Cantarutti, R.B., Razende, C.P., Pereira, J.M., Ferreira, E., Alves, B.J.R., Urquiaga, S., Boddey, R.M. 2001. The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under Bachiarin pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. *Plant and Soil*. 234: 15-26.

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

Thorburn, P.J., Meier, E.A., Collins, K., Robertson, F.A. 2012. Changes in carbon sequestration, fractionation and soil fertility in response to sugarcane residue retention are site-specific. *Soil & Tillage Research*, 120: 99-111.

Tonucci, G.R.; Nair Ramachandran, P.K.; Nair, V.D.; Garcia, R.; Bernardino, F.S. 2011. Soil carbon storage in silvopasture and related land-use systems in the Brazilian Cerrado. *J. Environ. Qual.*, 40: 833-841.

Tomazi, M.; Bayer, C.; Conceição, P.C. 2011. O uso de amostras peneiradas a dois milímetros subestima a proteção física da matéria orgânica do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 35:1323-1329.

Urquiaga, S.; Alves, B. J. R.; Campos, D. V. & Boddey, R.M. Aplicação de técnicas de  $^{13}\text{C}$  em estudos de seqüestro de C em solos agrícolas. In: Alves, B.J.R.; Urquiaga, S.; Aita, C.; Boddey, R.; Jantalia, C.P., Camargo, F.A.O. *Manejo de sistemas agrícolas. Impacto no seqüestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa*. Porto Alegre, RS: Gênese, 2006, p.13-33.

Urquiaga, S.; Alves, B.J.R.; Jantalia, C.P.; Boddey, R.M. 2010. Variações nos estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa em solos das regiões tropicais e subtropicais do Brasil, uma análise crítica. *Informações agronômicas*, 130: 12-21.

Ussiri, A.N. D.; Lal, R. 2009. Long-term tillage effects on soil carbon storage and carbon dioxide emissions in continuous corn cropping system from an alfisol in Ohio. *Soil & Tillage*, 104: 39-47.

Vance, E.D.; Brookes, P.C.; Jenkinson, D.S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 19, p. 703-707.

Vasconcelos, R.F.B.; Cantalice, J.R.B.; Oliveira, V.S.; Costa, Y.D.J.; Cavalcante, D.M. 2010. Estabilidade de agregados de um Latossolo amarelo distrocoeso de Tabuleiro costeiro sob diferentes aportes de resíduo orgânicos da cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34: 309-316.

Viana, L.T., Bustamante, M.M.C., Molina, M., Pinto, A.S., Kisselle, K., Zepp, R., Burke R.A. 2011. Microbial communities in Cerrado soils under native vegetation subjected to prescribed fire and under pasture. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 42: 1665-1672.

Vitti, A.C., Trivelin, P.O., Cantarella, H., Franco, H.C.j., Otto, R., Trivelin, O. M., Tovajar, J.G., 2008. Mineralização da palhada e crescimento de raízes de cana-de-açúcar relacionados com a adubação nitrogenada de plantio. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32: 2757-2762.

Volkweiss, S. J. Química da acidez do solo. In: Seminário sobre corretivos da acidez do solo, 1989, Santa Maria, RS – Anais – Santa Maria, RS: UFSM, 1989, p.7-39.

Wieder R. K. & Lang G. E. 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology*, 63: 1636-1642.

Werth, M., Kuzyakov, Y., 2008. Root-derived carbon in soil respiration and microbial biomass determined by  $^{14}\text{C}$  na  $^{13}\text{C}$ . *Soil Biology & Biochemistry*, 40: 625-637.

Werth, M., Kuzyakov, Y., 2010.  $^{13}\text{C}$  fractionation at the root-microorganisms-soil interface: A review and outlook for partitioning studies. *Soil Biology & Biochemistry*, 42:1372-1384.

WWF, 2009. O impacto do mercado mundial de biocombustíveis na expansão da agricultura brasileira e suas conseqüências para as mudanças climáticas. Programa de Agricultura e Meio Ambiente. Brasília, DF: WWF Brasil, 2009. 66p

Yim, M.H.; Joo, S.J., Nakane, K. 2002. Comparison of field methods for measuring soil respiration: a static alkali absorption method and two dynamic closed chamber methods. *Forest Ecology and Management*, 170: 189-197.

Zelles, L.1999. Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolisaccharides in the characterization of microbial communities in soil: a review. *Biology and Fertility of Soils*, v. 29, p. 111-129.

Zhang, D.; Hui, D.; Luo, Y.; Zhou, G. 2008. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of plant ecology*, 2: 85-93.

Zibilske, L.M. 1994. Carbon Mineralization. In: Weaver, R., Mickelson, S. H. & Bigham, J.M. *Methods of Soil Analysis. Part 2- Microbiological and Biochemical Properties*. p.835-863.

## **APÊNDICE**

## Apêndice 1: Descrição do perfil do solo da área com 3 anos sob cana crua

CLASSIFICAÇÃO: Argissolo Amarelo Distrocoeso epiáquico latossólico.

### DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

- Ap 0-15 cm; bruno-acinzentado-muito-escuro (10YR 3/2, úmido) e bruno acinzentado-escuro (10YR 4/2, seco); franco-argilo-arenosa; fraca, pequena a média blocos subangulares; grãos simples; ligeiramente dura a dura; muito friável, ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso; transição plana e gradual.
- AB 15-32 cm; bruno-escuro (10YR 3/3, úmido) e bruno (10YR 5/3, seco); franco-argilo-arenosa; maciça, pequena a média blocos subangulares; muito dura, friável, plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.
- Bt1 32-65 cm; bruno-amarelado-claro (10YR 6/4, úmido); mosqueado, comum, médio, distinto, vermelho-amarelado (5YR 5/8); argilo-arenosa, maciça, firme, plástica e pegajosa; transição plana e gradual.
- Bt2 65-110 cm; amarelo-brunado (10YR 6/6, úmido); argila; fraca, pequena a média blocos subangulares e angulares e partes maciças; friável, plástico e pegajoso; transição plana e difusa.
- Bt3 110-180 cm+; amarelo-brunado (10YR 6/6, úmido); argila; fraca, pequena a média blocos subangulares e angulares; muito friável, plástico e pegajoso.

RAÍZES: Comuns finas no horizonte Ap e AB; raras finas nos demais horizontes.

OBSERVAÇÕES: - Solo úmido a partir dos 32 cm de profundidade.  
- Infere-se que a consistência seca do terceiro horizonte é extremamente duro.  
- O horizonte Bt3 se assemelha com um horizonte Bw.  
- Poucos poros pequenos e médios e muitos poros muito pequenos no Ap, poucos poros médios e muitos poros muito pequenos no AB; muitos poros muito pequenos e poucos pequenos nos demais horizontes

## Apêndice 2: Descrição do perfil do solo da área com 8 anos sob cana crua

CLASSIFICAÇÃO: Argissolo Amarelo eutrocoeso latossólico.

### DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

Ap	0-18 cm; bruno-acinzentado muito escuro (10YR 3/2, úmido) e bruno-acinzentado escuro (10YR 4/2, seco); franco-arenosa; fraca, pequena a média blocos subangulares e grãos simples; ligeiramente dura a dura, muito friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e gradual.
AB	18-35 cm; bruno (10YR 4/3, úmido) e bruno (10YR 5/3, seco); franco-arenosa; fraca, pequena a média blocos subangulares e grãos simples; ligeiramente dura a dura, muito friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e gradual.
Bt <sub>1</sub>	35-60 cm; bruno-amarelado-claro (10YR 6/4, úmido) e bruno-amarelado (10YR 5/4, seco); franco-argilo-arenosa; fraca, pequena a média maciça e blocos subangulares e angulares; muito dura a extremamente dura; friável, plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e difusa.
Bt <sub>2</sub>	60-130 cm; bruno-amarelado-claro (10YR 6/4, úmido); franco-argilo-arenosa; fraca, pequena a média blocos subangulares e partes maciças; muito dura a extremamente dura; friável, plástica e ligeiramente pegajoso; transição plana e difusa.
Bt <sub>3</sub>	130-200 cm+; amarelo-brunado (10YR 6/6, úmido); franco-argilo-arenosa; fraca pequena a média, blocos subangulares; muito friável, plástica e ligeiramente pegajosa.

RAÍZES: Comuns e finas ao longo do perfil. Concentração de raízes finas numa toceira.

OBSERVAÇÃO: - Entre 130 a 200 cm, o material é poroso e macio (massa latossólica)

- Solo úmido a partir ds 60 cm.
- Comuns, pequenos e abundantes muito pequenos nos horizontes Ap e AB.
- Muitos poros muito pequenos e poucos pequenos nos demais horizontes.