

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

**BALANÇO DE GASES DE EFEITO ESTUFA E EMISSÕES
DE CO₂ DO SOLO NOS SISTEMAS DE COLHEITA DA
CANA-DE-AÇÚCAR MANUAL QUEIMADA E MECANIZADA
CRUA**

Eduardo Barretto de Figueiredo

Engenheiro Agrônomo

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL

2012

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

**BALANÇO DE GASES DE EFEITO ESTUFA E EMISSÕES DE
CO₂ DO SOLO NOS SISTEMAS DE COLHEITA DA CANA-DE-
-AÇÚCAR MANUAL QUEIMADA E MECANIZADA CRUA**

Eduardo Barretto de Figueiredo

Orientador: Prof. Dr. Newton La Scala Júnior

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

JABOTICABAL – SP
Abril – 2012

F475b Figueiredo, Eduardo Barretto de
Balanço de gases de efeito estufa e emissões de CO₂ do solo nos sistemas de colheita da cana-de-açúcar manual queimada e mecanizada crua / Eduardo Barretto de Figueiredo. -- Jaboticabal, 2012
x, 96 f: il.; 28 cm

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2012

Orientador: Newton La Scala Júnior

Banca examinadora: Carlos Eduardo Pellegrino Telmo Jorge Carneiro Amado, Marcílio Vieira Martins Filho e Afonso Lopes
Bibliografia

1. Respiração do solo. 2. Manejo agrícola. 3. Mitigação na agricultura. 4. Mudanças climáticas. 5. Efeito estufa adicional. I. Título. II. Jaboticabal - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 633.61: 632.15

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

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

EDUARDO BARRETTO DE FIGUEIREDO – Filho de Victor de Figueiredo e Maria Dias Barretto de Figueiredo, nasceu em Mococa, São Paulo, no dia 29 de março de 1968. Em março de 1990 ingressou no Curso de Agronomia pela Universidade Estadual Paulista – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Câmpus de Jaboticabal – SP. Foi bolsista de iniciação científica pelo programa PIBIC/CNPq durante o período de agosto de 1994 até agosto de 1996. Em setembro de 2002, obteve o título de Mestre em Agronomia (Genética e Melhoramento de plantas) pela Universidade Estadual Paulista – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Câmpus de Jaboticabal – SP. Em março de 2009, ingressou no Curso de Doutorado em Agronomia (Produção Vegetal) pela Universidade Estadual Paulista – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Câmpus de Jaboticabal – SP. No mês de abril de 2012, submeteu-se à banca para a defesa de Tese, sendo aprovado como Doutor em Agronomia.

“A mente que se abre a uma nova idéia jamais voltará ao seu tamanho original.”

Albert Einstein

À amada esposa e eterna
companheira Leticia Felipe de
Figueiredo e
aos meus amados pais
Victor de Figueiredo e
Maria Dias Barretto de Figueiredo

DEDICO

Ao meu querido avô
Francisco de Figueiredo
Barretto e meu irmão Flavio
Herculano Cândido
Ferreira, homens da Terra

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

A Deus, fonte infinita de esperança, fé e consolação, mas especialmente por iluminar o meu caminhar com a chama da amizade e bondade dos amigos que me ajudaram nesta jornada. Para todos os amigos, mestres e companheiros, gostaria de expressar, de forma simples, porém sincera, minha gratidão.

Aos meus pais, a quem devo a minha vida e todo o meu caminho profissional, sem os quais eu não chegaria até aqui, obrigado por todo o amor, carinho e incentivo.

Ao Professor Newton La Scala Júnior, grande responsável pela minha formação intelectual e moral, agradeço pelos ensinamentos, paciência, companheirismo, confiança, ajuda nas diversas publicações e, principalmente, pela grande amizade e todos os conselhos, profissionais e pessoais, sem os quais teria sido impossível concluir esta jornada, obrigado por todos esses anos de convívio.

Aos professores membros da Banca de Qualificação, Dilermando Perecin, José Marques Júnior, Marcílio Vieira Martins Filho, mestres e amigos, cujas críticas e sugestões contribuíram, de forma significativa, para a melhoria do presente estudo.

Aos professores de Banca de Defesa, Telmo Jorge Carneiro Amado, Carlos Eduardo Pellegrino Cerri, Marcílio Vieira Martins Filho e Afonso Lopes, amigos, mestres companheiros e exemplos a serem seguidos, que disponibilizaram seu precioso tempo para ajudar nosso estudo, pelas críticas e sugestões que contribuíram não somente para o enriquecimento do trabalho, mas também para nosso avanço profissional e pessoal. Deixo aqui toda a minha gratidão e admiração pelos senhores.

À amada esposa, amiga, companheira e incentivadora, pelo apoio, amizade, paciência, compreensão e, principalmente, por ser a luz da minha jornada.

Ao grande amigo e companheiro Eric Moreira pela ajuda e incentivo no experimento de campo e nas lutas diárias.

Aos demais professores e amigos do Departamento de Ciências Exatas, pela amizade, bom convívio, conselhos, preocupações, oportunidades profissionais e, principalmente,

pela confiança. Muito devo a todos os professores e amigos do departamento de Ciências Exatas, os quais terão minha amizade e gratidão eterna.

Aos professores Arthur Bernardes Cecílio Filho e Pedro Luís da Costa A. Alves, coordenadores do curso de Pós-Graduação em Agronomia, Produção Vegetal, por toda compreensão, paciência e ajuda durante os 3 anos de trabalho.

Aos amigos Alan Rodrigo Panosso e Ricardo de Oliveira Bordonal, grandes companheiros, com quem pude contar em todos os momentos desta jornada. Obrigado por todas as conversas, bom humor, ideias, preocupação, incentivo e, principalmente, pela amizade sincera e respeito.

Ao Professor Vitório Barato Neto, pela grande ajuda na correção gramatical, de acordo com as novas regras da Academia Brasileira de Letras.

À Usina Ipiranga S.A., por todo o apoio logístico e concessão da área experimental.

À grande amiga, companheira e incentivadora Juliana, em especial, por toda ajuda ao longo de 06 anos de boa convivência, por todas as conversas, risadas e conselhos, pela infinita disposição e camaradagem, pela preocupação e, principalmente, pela grande amizade.

Aos amigos e funcionários do Departamento de Ciências Exatas, pelo maravilhoso convívio, por toda a ajuda, paciência, conversas, bons momentos, apoio e confiança que ajudaram, em muito, na condução do trabalho, são eles os valiosos amigos: Zezé, Shirley, Carlão, Vanessa e Adriana.

Ao programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal, por acreditar em minha capacidade.

À CAPES, pela ajuda financeira.

SUMÁRIO

RESUMO.....	ix
SUMMARY.....	x
CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS – INTRODUÇÃO MOTIVATÓRIA AO TEMA	1
1.1 - INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	1
1.1.1 - A agricultura e as mudanças climáticas globais.....	1
1.1.2 - Fontes de emissões de GEE no setor agrícola.....	4
1.1.3 - O papel da agricultura no processo de mitigação de GEE.....	5
1.2 - HIPÓTESE	9
1.3 - OBJETIVO GERAL	9
CAPÍTULO 2 – BALANÇO DE GASES DE EFEITO ESTUFA DEVIDO À CONVERSÃO DAS ÁREAS DE CANA-DE-AÇÚCAR COM COLHEITA MANUAL QUEIMADA E MECANIZADA CRUA NO BRASIL	11
2.1 - INTRODUÇÃO.....	12
2.2 - MATERIAL E MÉTODOS.....	17
2.2.1 - Base de dados e metodologia.....	17
2.2.2 - Produtividade da cana-de-açúcar	21
2.2.3 - Emissões diretas e indiretas de N ₂ O dos solos manejados	21
2.2.4 - Fertilizante sintético N.....	22
2.2.5 - Compostos orgânicos.....	23
2.2.6 - Emissões de N ₂ O dos resíduos de colheita da cana-de-açúcar	24
2.2.7 - Queima de resíduos da cana-de-açúcar	26
2.2.8 - Emissões de CO ₂ devido à aplicação de calcário	27
2.2.9 - Emissões da combustão móvel e maquinário	28
2.2.10 - Sequestro de carbono no solo	29
2.3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	30
2.4 - CONCLUSÕES.....	37

CAPÍTULO 3 – EMISSÕES DE C-CO₂ ASSOCIADAS AO PREPARO E MANEJO DO SOLO, NOS SISTEMAS DE COLHEITA DE CANA-DE-AÇÚCAR QUEIMADA E CRUA, DURANTE O REPLANTIO NO SUDESTE DO BRASIL.....	39
3.1 - INTRODUÇÃO.....	41
3.2 - MATERIAL E MÉTODOS.....	45
3.2.1 - Descrição da área de experimento	45
3.2.2 - Amostragem do solo e análises químicas	52
3.2.3 - Medidas das emissões de CO ₂	53
3.3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	56
3.3.1 - Emissões de C-CO ₂ associadas com os sistemas de colheita da cana-de-açúcar colhida queimada e mecanizada crua e seus respectivos manejos	56
3.3.2 – Emissões totais de C-CO ₂ associadas aos sistemas de colheita da cana-de-açúcar queimada e crua e respectivos manejos	63
3.4 - CONCLUSÕES.....	69
CAPÍTULO 4 – IMPLICAÇÕES - REDUÇÃO DAS EMISSÕES DE GEE EM ÁREAS DE CANA-DE-AÇÚCAR CONSIDERANDO-SE AS ATIVIDADES AGRÍCOLAS.....	71
4.1 - EMISSÕES ASSOCIADAS AO N SINTÉTICO APLICADO	71
4.2 - EMISSÕES DAS FONTES MÓVEIS	72
4.3 - EMISSÕES DA CALAGEM	73
4.4 - SOBRE O BALANÇO DE CARBONO DO SOLO	74
CONSIDERAÇÕES FINAIS	76
REFERÊNCIAS.....	78

BALANÇO DE GASES DE EFEITO ESTUFA E EMISSÕES DE CO₂ DO SOLO NOS SISTEMAS DE COLHEITA DA CANA-DE-AÇÚCAR MANUAL QUEIMADA E MECANIZADA CRUA

RESUMO – Estratégias para a redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE) na agricultura vêm sendo discutidas há algum tempo, especialmente no Brasil, onde os solos agrícolas contribuem com 9,3% das emissões nacionais. Este trabalho teve como objetivo geral estimar as emissões de GEE das fontes de emissões do setor agrícola e combustão móvel na conversão dos sistemas de colheita da cana-de-açúcar manual queimada (cana queimada) para mecanizada (cana crua) e comparar com os resultados obtidos das avaliações de campo das emissões de C-CO₂ induzidas pelo preparo do solo, calagem e aplicação de gesso agrícola, apresentando possíveis estratégias de mitigação. Os resultados indicaram que a adubação nitrogenada sintética e a queima de resíduos são responsáveis pelas maiores emissões observadas em áreas de cana crua e queimada, com 1.167,6 e 941,0 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. As áreas de cana queimada apresentaram as maiores emissões com 3.103,9 kg CO₂eq ha⁻¹ano⁻¹. As estimativas indicaram que a conversão de cana queimada para áreas de cana crua pode reduzir as emissões em 310,7 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹ (sem considerar o sequestro de carbono do solo) e 1.484,0 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹ (considerando o sequestro de carbono do solo). As emissões de C-CO₂ referentes à reforma da área de cana crua com as práticas usuais de manejo consideradas resultaram em 1.103,8 kg C-CO₂ ha⁻¹ em 25 dias, assim como a simples retirada da palha na superfície do solo resultou em emissões adicionais de 252,4 kg de C-CO₂ ha⁻¹ ou 925,3 kg CO₂. O desenvolvimento da produção de cana-de-açúcar no Brasil certamente deve direcionar-se para a redução da prática da queima dos resíduos e do uso de diesel, reduzindo algumas operações de preparo do solo e também deve adotar práticas de fertilização mais eficientes para reduzir o uso de fertilizantes N, obtendo reduções de emissões de gases de efeito estufa provenientes do setor agrícola da cana-de-açúcar.

Palavras-chave: Respiração do solo, manejo agrícola, mitigação na agricultura, mudanças climáticas, efeito estufa adicional.

GREENHOUSE GASES BALANCE AND SOIL CO₂ EMISSIONS ASSOCIATED TO THE SUGARCANE GREEN AND BURNED HARVEST SYSTEMS

SUMMARY – Strategies for the reduction of greenhouse gases emissions (GHG) in agriculture have been debated for some time, especially in Brazil, where the agricultural soils contribute to 9.3% of national emissions. This study aimed to estimate the GHG emission in the agricultural sector and mobile combustion sources from the conversion of sugarcane manual burned harvest system (burned) to green harvest mechanized system (green) comparing with the results of CO₂ emission from field evaluations induced by soil tillage, liming and gypsum application, presenting possible mitigation strategies. The results indicate that the N synthetic fertilizer and burning of residues are responsible for the higher emissions observed in green and burned areas with 1,167.6 and 941.0 kg CO₂eq ha⁻¹ yr⁻¹, respectively. The sugarcane burning plot presented the highest emissions in our scope, with 3,103.9 kg CO₂eq ha⁻¹y⁻¹. Our estimates indicate that conversion from burned to green plot could save from 310.7 CO₂eq ha⁻¹ y⁻¹ (not considering soil carbon sequestration) to 1,484.0kg CO₂eq ha⁻¹ y⁻¹ (considering soil carbon sequestration). Emissions of CO₂-C on the renovation of the sugarcane area with the usual practices and management considered, resulted in 1,103.8 kg CO₂-C ha⁻¹ in 25 days, as well as the simple removal of the residues from the soil surface resulted in additional emissions of 252.4 kilograms of CO₂-C ha⁻¹ or 925.3 kg CO₂ ha⁻¹. The development of sugarcane production in Brazil must certainly move towards the reduction of burning practices and the diesel use, reducing some tillage operations and must also adopt more efficient fertilization practices to reduce N fertilizer use, obtaining reductions in greenhouse gases emissions from the sugarcane agricultural sector.

Keywords: Soil respiration; agricultural management; mitigation in agriculture; climate change; additional greenhouse gas effect.

CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS – INTRODUÇÃO MOTIVATÓRIA AO TEMA

1.1 - Introdução e Justificativa

1.1.1 - A agricultura e as mudanças climáticas globais

A produção agrícola mundial tem aumentado tanto pela expansão das áreas de terra cultivada (ampliação) quanto pela melhoria do rendimento das culturas (intensificação), com significativos ganhos desde o início da década de 1960 (BURNEY et al. 2010). Desde esse período, houve a expansão de 27% no cultivo de terras agrícolas no Mundo (de 960 para 1.208 milhões de hectares), mas o rendimento total das culturas aumentou 135% (1,84 para 3,96 t ha⁻¹, ponderado pela produção de grupos de culturas) (FAO, 2009). Esses ganhos de produtividade, impulsionados por grandes aumentos provenientes das culturas de cereais e oleaginosas, resultaram da adoção de variedades de maior rendimento, aumento do uso de pesticidas e fertilizantes, e maior demanda à irrigação e mecanização (BURNEY et al. 2010).

Em 2005, a produção agrícola mundial apresentou estimativas de emissões de 1,4 a 1,7 GtC (gigas toneladas de carbono; GtC = 10⁹ toneladas), correspondendo de 10 a 12% do total das emissões antropogênicas de gases de efeito estufa (GEE); incluindo 0,76 GtC equivalente de N₂O e 0,90 GtC equivalente para CH₄, 58% e 47% do total antropogênico, respectivamente (SMITH et al. 2007). No mesmo ano, a mudança do uso da terra, relacionada, por exemplo, ao desmatamento de áreas naturais para a agricultura contribuíram com emissões adicionais de 1,5 GtC (CANADELL et al. 2007).

A Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA) confirmou que o etanol feito de cana é um combustível renovável de baixo carbono, que pode contribuir significativamente para a redução de gases de efeito estufa (GEE). A EPA designou o etanol de cana como biocombustível avançado que reduz as emissões de GEE em mais de 50% em relação aos combustíveis fósseis.

Considerada assim, como opção promissora de produção de biocombustíveis e energia de origem renovável, a cultura da cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.)

no Brasil ocorre em uma área estimada de 8.368,4 mil hectares, distribuída em vários Estados produtores (CONAB, 2012). O Estado de São Paulo continua sendo o maior produtor, com 52,2% da área (4.370 mil ha), seguido por Minas Gerais, com 8,87% (742,65 mil ha), Goiás com 8,1% (678,42 mil ha) e Paraná com 7,3% da área. A expansão da área plantada com cana-de-açúcar na safra de 2011/2012 teve maior percentual de aumento na região Sudeste, responsável por 38,04% do total da área nova agregada. São Paulo foi o Estado que apresentou o maior aumento, acrescentando 265.444 hectares à área existente.

Segundo estudo realizado por pesquisadores da EMBRAPA (2008), ao contrário do que deve acontecer com a maioria das culturas no Brasil, a elevação da temperatura prevista para as próximas décadas pode proporcionar, em geral, benefícios quanto à produtividade e expansão das áreas sob cultivo com cana-de-açúcar. Entretanto, fatores que podem comprometer a produtividade da cultura deveriam ser considerados como a distribuição irregular de chuvas durante alguns períodos do ano, o aumento dos danos econômicos causados por pragas e doenças, além de adaptações ao sistema de colheita mecanizada crua.

No último levantamento de safra realizado pela Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB, 2012), quanto ao aspecto agrônômico, a lavoura de cana-de-açúcar apresentou, nesta safra, um desenvolvimento aquém do ideal e inferior ao da safra passada, levando a uma produtividade menor que a estimada inicialmente. As causas foram diversas, mas o clima foi o principal causador da queda da produção, em consequência das adversidades ocorridas a partir do mês de abril até outubro de 2010, com chuvas escassas em toda a região Centro-Oeste e Sudeste.

Ainda segundo informações da CONAB, as condições climáticas durante a safra 2011/2012 não foram favoráveis. Além da seca no segundo semestre do ano de 2011, que atingiu as principais regiões produtoras do Centro-Sul, neste ano, além de ocorrerem geadas, a luminosidade e as diferenças de temperatura durante o inverno estimularam o florescimento das lavouras com consequente perda de produtividade. No período de abril a setembro de 2011, chuvas escassas aceleraram a colheita, mas prejudicaram o desenvolvimento e a renovação dos canaviais.

A previsão do total de cana moída na safra de 2011/12 é de 571,47 milhões de toneladas (CONAB, 2012), com queda de 8,4% em relação à safra de 2010/2011, que foi de 623,905 milhões de toneladas, o que significa que a quantidade moída deve ser de 52 milhões de toneladas a menos que a moagem da safra anterior. A produção de cana da região Centro-Sul ficou em 501,38 milhões de toneladas, 10,6% menor que a produção da safra anterior.

A produção total de açúcar para a safra de 2011/2012, conforme levantamento da CONAB (2012), está estimada em 36,9 milhões de toneladas, que equivalem a 738 milhões de sacas de 50 kg. Para a produção de etanol, serão esmagadas 287,6 milhões de toneladas de cana para produção de 22.857,6 bilhões de litros de etanol, 17,2% menor que a produção da safra de 2010/2011. Visto que a previsão da produção de cana-de-açúcar e derivados serão afetados no que diz respeito a quedas de produção e produtividade em áreas de diversas regiões do Brasil, novos estudos sobre as influências de fatores climáticos e manejos da produção agrícola para a cultura devem ser intensificados, buscando soluções de adaptação às condições climáticas desfavoráveis.

Relatórios relativos às comunicações de inventários nacionais de gases de efeito estufa de diversos países têm indicado que os GEEs emitidos nos trópicos estariam principalmente relacionados ao desmatamento e à intensificação da agricultura, enquanto em regiões temperadas os GEEs provêm principalmente da combustão de combustíveis fósseis no transporte e setores da indústria (UNFCCC, 2006).

No caso específico do Brasil, conforme trabalho referente às emissões nacionais de GEE para o ano base de 2005 (CERRI et al. 2009), os subsetores que mais contribuíram foram: florestas e conversão de áreas naturais em pastagens, com 51,9% das emissões totais; queima de combustíveis fósseis, com 16,8%; fermentação entérica da criação de gado bovino, com 12%; emissões provenientes de solos agrícolas responsáveis por 9,3% das emissões totais e outros setores com 10%.

As pesquisas atuais confirmam que, enquanto as culturas agrícolas respondem favoravelmente às concentrações elevadas de CO₂ (AINSWORTH & LONG, 2005; KIMBALL et al. 2002; JABŁOŃSKI et al. 2002), os impactos associados às altas

temperaturas, as alterações dos padrões de precipitação, e possivelmente maior frequência de eventos extremos, como secas e inundações, provavelmente influenciarão na redução da produtividade, aumentando os riscos da produção em muitas regiões do mundo.

Há consenso de que os países em desenvolvimento são mais vulneráveis às alterações climáticas do que os países desenvolvidos, devido à predominância da agricultura em suas economias, à escassez de capital para as medidas de adaptação e exposição elevada aos eventos extremos (PARRY et al. 2001). Assim, as mudanças climáticas podem ter consequências particularmente graves nesses países, onde atualmente cerca de 800 milhões de pessoas se encontram em estado de subnutrição (UN, MILLENIUM PROJECT, 2005).

Questionamentos sobre o sequestro de C do solo e emissões associadas às mudanças nas práticas agrícolas têm persistido (SCHLESINGER, 1999; IZAURRALDE et al. 2000), assim como dados sobre as entradas de C no sistema e as perdas são incertos, considerando a grande variedade de classes de solo, dos sistemas agrícolas e práticas de manejo. Opções para mitigar as emissões de CO₂ referentes aos manejos específicos ou mudanças de uso da terra incluem a redução de emissões pelo próprio uso da terra ou a criação de sumidouros de carbono (COLE et al. 1997).

1.1.2 - Fontes de emissões de GEE no setor agrícola

Em condições naturais, os fluxos de CO₂ entre a atmosfera e os ecossistemas são fundamentalmente controlados pela absorção por meio da fotossíntese das plantas e emissões via respiração, decomposição e combustão da matéria orgânica do solo. O N₂O é principalmente emitido a partir de ecossistemas como um subproduto do processo de nitrificação e desnitrificação, enquanto o CH₄ é emitido por meio da metanogênese sob condições anaeróbicas nos solos e do armazenamento de esterco, por meio da fermentação entérica, e durante a combustão incompleta de materiais orgânicos (IPCC, 2006).

Os principais gases de efeito estufa emitidos em atividades agrícolas são CO_2 , N_2O e CH_4 . Os componentes principais de tais emissões agrícolas, excluindo-se a mudança no uso da terra, por sua vez, são o N_2O emitido de solos, relacionado com a aplicação de fertilizante nitrogenado (38%), CH_4 a partir da fermentação entérica do gado, CH_4 e N_2O do manejo dos dejetos (38%), CH_4 a partir do cultivo de arroz (11%), CH_4 e N_2O da queima de áreas naturais, como cerrado, mata e resíduos agrícolas (13%) (EPA, 2006). Nota-se, então, que as atividades agrícolas emitem basicamente N_2O e CH_4 . Além destas fontes de emissões diretas, o setor agrícola é responsável indireto pelas emissões nos setores industriais e de energia por meio da produção de fertilizantes e pesticidas, produção e operação de máquinas agrícolas, e no uso de energia em áreas agrícolas (WEST & MARLAND, 2002).

Segundo orientação do IPCC (2006), as fontes de emissões que devem ser consideradas para estimar as emissões e remoções de gases de efeito estufa para o Setor AFOLU (Agricultura, Florestas e Outros Usos da Terra), incluem as emissões e remoções de CO_2 decorrentes de mudanças nos estoques de C da biomassa, matéria orgânica e solos minerais, para todas as terras manejadas; CO_2 e as emissões de gases não CO_2 provenientes do fogo em todas as terras manejadas; as emissões de N_2O de todos os solos manejados (uso de fertilizantes N, e o N dos resíduos vegetais e compostos orgânicos); as emissões de CO_2 associadas à calagem e aplicação de ureia em solos manejados; emissões de CH_4 provenientes do cultivo de arroz inundado; emissões de CO_2 e de N_2O de solos orgânicos cultivados; emissões de CO_2 e N_2O do manejo de áreas úmidas; emissão de CH_4 da criação de animais (fermentação entérica); CH_4 e N_2O provenientes de sistemas de manejo de dejetos, e mudança no estoque de C associada a produtos de madeira colhida.

1.1.3 - O papel da agricultura no processo de mitigação de GEE

Os fluxos de gases de efeito estufa (GEE) na agricultura são complexos e heterogêneos, mas as atividades de manejo dos sistemas agrícolas oferecem possibilidades de mitigação. Muitas dessas oportunidades baseiam-se em tecnologias

que podem ser adotadas imediatamente (IPCC, 2007). Algumas práticas para mitigar as mudanças climáticas em áreas agrícolas incluem: melhoria do manejo de terras agrícolas; melhoria do manejo de pastagens, manejo de solos agrícolas orgânicos; recuperação de áreas degradadas, manejo da criação de gado, manejo dos resíduos/biossólidos e produção de bioenergia (IPCC, 2007).

Um potencial global de mitigação de 770 MtCO₂eq por ano até 2030 proveniente somente da melhoria na eficiência energética no setor agrícola (por exemplo, pela redução do uso de combustível fóssil), foi apresentado por SMITH et al. (2007). A agricultura de precisão e um melhor planejamento da nutrição das culturas podem promover o uso mais eficiente de fertilizantes e, assim, reduzir as emissões associadas com aplicações excessivas (VITOUSEK et al. 2009), reduzindo custos e melhorando a eficiência de produção das culturas. Finalmente, muita atenção tem sido dada ao preparo reduzido e ao potencial de sequestro de carbono orgânico no solo em sistemas agrícolas, que podem incrementar a fertilidade e melhorar o rendimento em solos degradados (LAL, 2004; WEST & POST, 2002; GOMIERO et al. 2008; ALVAREZ, 2005; SMITH, et al. 2008; ROBERTSON et al. 2000).

O sequestro de carbono no solo é o mecanismo responsável pela maior parte do potencial de mitigação (do IPCC 2007 "*high agreement, much evidence*"), com uma contribuição estimada de 89% para o potencial técnico. A mitigação das emissões de CH₄ e N₂O de solos contabiliza 9% e 2%, respectivamente, do potencial de mitigação total previsto para 2030 (IPCC, 2007).

Aumentos dos teores da matéria orgânica do solo (MOS), em áreas de cana queimada convertidas para o sistema de colheita mecanizada sem queima variam de 0,93 a 1,45 t C ha⁻¹ ano⁻¹ em solos arenosos e 1,59 a 2,27 t C ha⁻¹ ano⁻¹ (Figura 1.1) em solos argilosos (CERRI et al. 2011). Mas, em estudos que consideraram as operações de replantio durante a reforma do canavial, os resultados mostraram menores taxas de acúmulo (0,16 t C ha⁻¹ ano⁻¹) e perdas de 0,14 t C ha⁻¹ ano⁻¹, mesmo após 12 anos de adoção da colheita crua (CERRI et al. 2011; REZENDE et al. 2006).

Não se pode afirmar, que o sequestro de carbono no solo ocorre em áreas de cana queimada convertidas para colheita crua. É imprescindível considerarmos, neste

caso, a reforma do canal em estudos que determinam as variações do estoque de C do solo quando ocorre a conversão do sistema de colheita manual queimada para mecanizada crua, bem como a contribuição das emissões devido a outras operações e manejos agrícolas nestas áreas (LA SCALA Jr. et al. 2012).

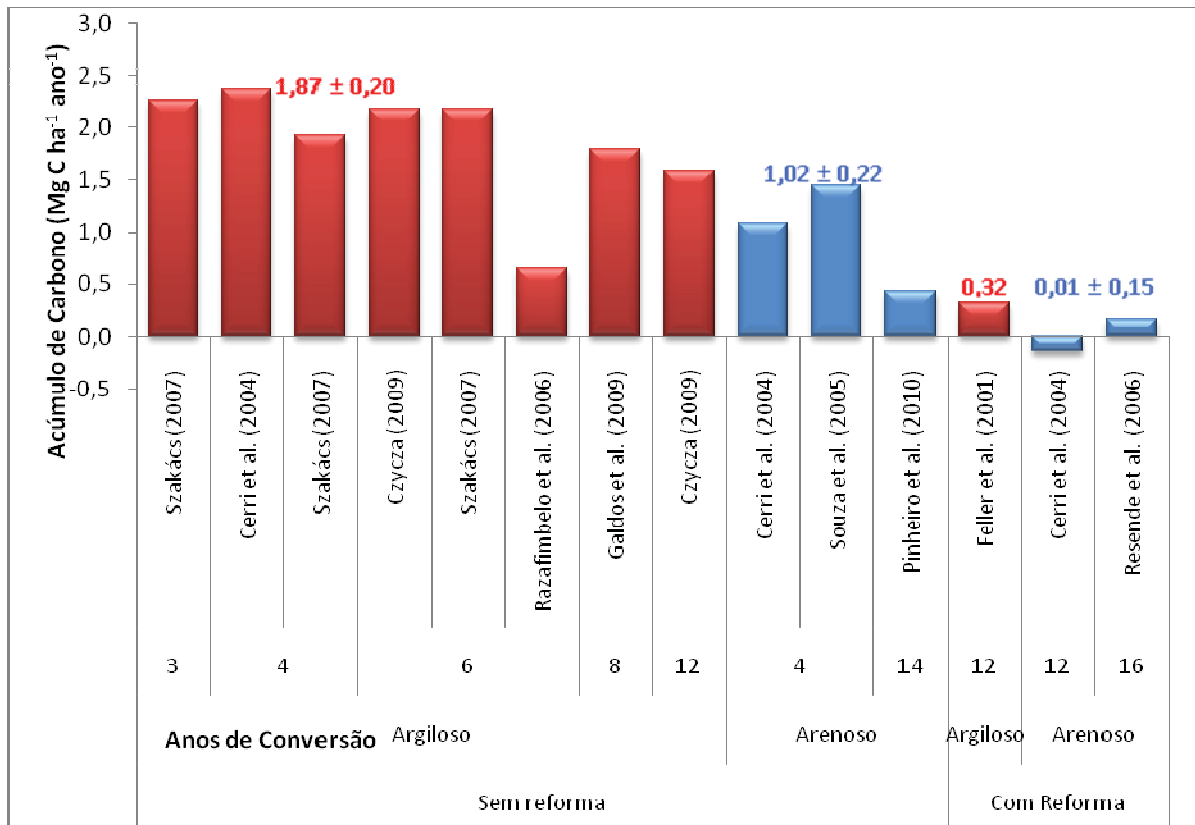


Figura 1.1. Potencial de acúmulo ou perda de C no solo quando da conversão de áreas de cana-de-açúcar colhidas sob regime manual com queima para mecanizada crua.

Conforme o último Balanço Energético Nacional (BEN, 2012), com os dados referentes a 2010, a geração de energia elétrica no Brasil, em centrais de serviço público e autoprodutores, atingiu 509,2 TWh, resultado 10,0% superior ao de 2009, sendo 74% da energia produzida provenientes de energia hidráulica e 4,7% provenientes da biomassa da cana, que apresenta um grande potencial de incremento de produção de energia elétrica no Brasil, proveniente desta fonte (Figura 1.2.).

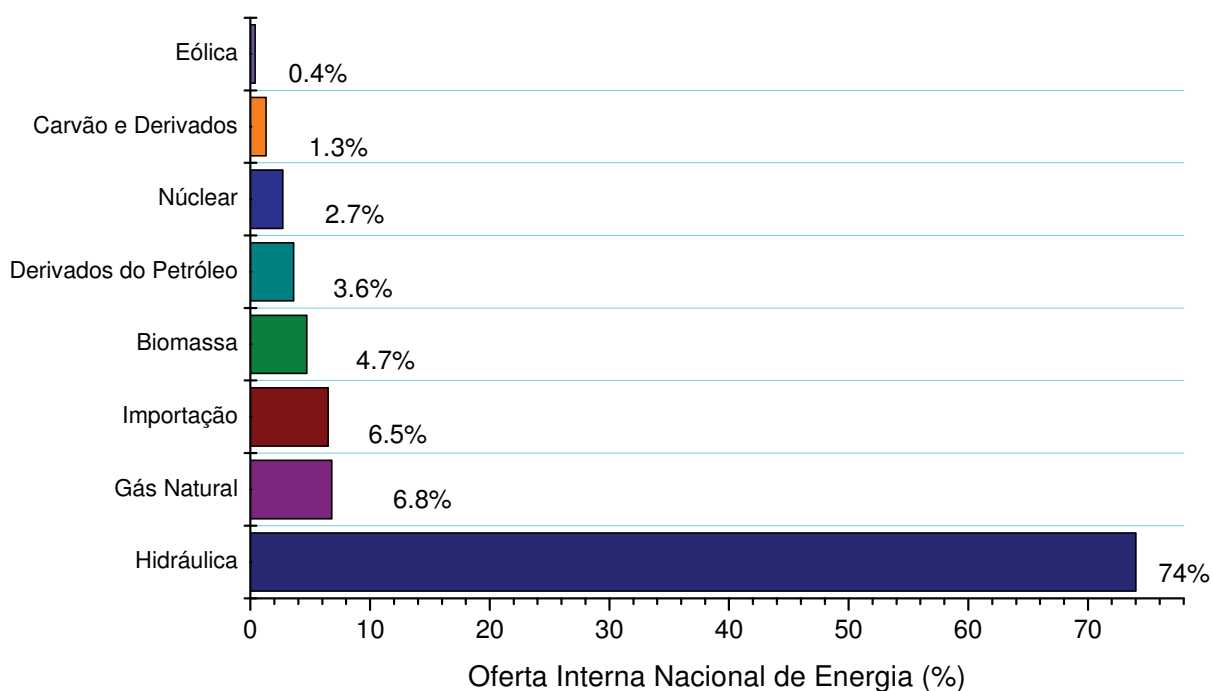


Figura 1.2. Oferta interna nacional de energia elétrica por fonte, 2010 (Fonte: BEN, 2012).

Cada uma dessas estratégias citadas anteriormente, melhoria do manejo de terras agrícolas; melhoria do manejo de pastagens, manejo de solos agrícolas e recuperação de áreas degradadas, sem dúvida, desempenham uma função conjunta nas diretrizes de manejo que visam simultaneamente a mitigar emissões de GEE no setor agrícola e a alcançar o aumento da demanda futura por alimentos, mas os custos de atingir seus potenciais impactos estimados não são bem compreendidos (BURNEY et al. 2010). Assim, é importante comparar estas e outras estratégias para a intensificação da agricultura, podendo os custos históricos e os impactos ser quantificados. As emissões anuais de GEE provenientes da agricultura devem aumentar nas próximas décadas (considerando a linha de base), devido à crescente demanda por alimentos e a mudanças na dieta. No entanto, melhores práticas de manejo e tecnologias emergentes podem permitir uma redução das emissões por unidade de alimento (ou de proteína) produzido.

As principais tendências futuras do setor agrícola com implicações sobre as emissões ou remoções de GEE (IPCC, 2007) podem ser consideradas como: o aumento da produtividade das culturas deve continuar, embora a uma taxa decrescente, devido a retornos decrescentes do progresso tecnológico e à maior utilização de solos marginais com menor produtividade; o preparo conservacionista e o plantio direto estão cada vez mais sendo adotados, reduzindo assim o uso de energia e, muitas vezes, aumentando o armazenamento de carbono nos solos; melhorias adicionais na produtividade exigirão maiores usos de irrigação e fertilizantes, aumentando a demanda por energia para bombear a água e na fabricação de fertilizantes (SCHLESINGER, 1999); mudanças nas políticas públicas (por exemplo, subsídios), e os padrões regionais de produção e demandas estão causando aumento no comércio internacional de produtos agrícolas. Assim, é esperado um aumento das emissões de CO₂, devido ao maior uso de energia para transporte e uma tendência emergente para uma maior utilização de produtos agrícolas (por exemplo, bioplásticos e biocombustíveis de biomassa para energia) como substitutos de combustíveis fósseis. Modificações e melhorias nessas práticas têm o potencial para reduzir as emissões de GEE no futuro.

1.2 - Hipótese

Modificações nas práticas agrícolas de colheita, manejo dos resíduos, preparo do solo e utilização de insumos reduzem as emissões de GEE, seja do solo, seja de outras fontes, e podem proporcionar o aumento nos estoques de carbono no solo em áreas de cana-de-açúcar.

1.3 - Objetivo Geral

Este trabalho teve como objetivo geral estimar as emissões de GEE das fontes de emissões do setor agrícola e maquinário na conversão dos sistemas de colheita da cana-de-açúcar manual queimada para mecanizada crua e comparar com os resultados

obtidos das avaliações de campo das emissões de C-CO₂ induzidas pelo preparo do solo, calagem e aplicação de gesso agrícola, utilizados no manejo da cultura, apresentando possíveis estratégias de mitigação.

CAPÍTULO 2 – BALANÇO DE GASES DE EFEITO ESTUFA DEVIDO À CONVERSÃO DAS ÁREAS DE CANA-DE-AÇÚCAR COM COLHEITA MANUAL QUEIMADA E MECANIZADA CRUA NO BRASIL

RESUMO – Estratégias para a redução das emissões de gases de efeito estufa na agricultura vêm sendo discutidas há algum tempo, especialmente no Brasil, onde os solos agrícolas contribuem com 9,3% das emissões nacionais. O presente estudo tem como objetivo estimar as emissões e o potencial de sequestro de C no solo e apresentar um balanço de gases de efeito estufa a partir da conversão de áreas de cana colhida manualmente queimada para áreas de colheita mecanizada crua, considerando as fontes de emissões do setor agrícola e fontes móveis. Os resultados são apresentados em termos de CO₂ equivalente, considerando-se os gases CO₂, CH₄ e N₂O e indicam que a adubação nitrogenada sintética e a queima de resíduos são responsáveis pelas maiores emissões observadas em áreas de cana crua e queimada, com 1.167,6 e 941,0 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. As áreas de cana queimada apresentaram as maiores emissões, conforme o escopo e as metodologias aplicadas, com 3.103,9 kg CO₂eq ha⁻¹ano⁻¹. As estimativas indicam que a conversão de cana queimada para áreas de cana crua sem queima reduz as emissões em 310,7 (sem considerar o sequestro de carbono do solo) e 1.484,0 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹ (considerando o sequestro de carbono do solo). O desenvolvimento da produção de etanol e de açúcar no Brasil certamente deve direcionar-se para a redução da prática da queima dos resíduos e do uso de diesel, evitando algumas operações de preparo do solo, e também deve adotar práticas de fertilização mais eficientes para reduzir o uso de fertilizantes N sintéticos, obtendo reduções de emissões de gases de efeito estufa provenientes do setor agrícola na cultura da cana-de-açúcar.

Palavras-chave: Inventário agrícola; sistema de colheita; balanço de carbono; emissão de CO₂.

2.1 - Introdução

A contribuição líquida da cultura da cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.) no Brasil para o recente aumento ou redução da concentração atmosférica de CO₂ está sendo debatida, o que também está relacionado com a produção de energia renovável derivada de plantações de cana-de-açúcar (CERRI et al. 2009). De acordo com o Balanço Energético Nacional Brasileiro (2011), referente aos dados de 2010, desde que os veículos “flex fuel” foram lançados em 2003, estes veículos têm contribuído com o incremento de 87% na frota de veículos leves no Brasil, resultando em aumento na produção de etanol de 4,6 bilhões de litros em 2010, com total de produção de 27,9 milhões de m³.

No entanto, muitas mudanças nos sistemas de produção agrícola estão ocorrendo, permitindo assim que essas adaptações possam contribuir com práticas de manejo que ajudem a reduzir as emissões de gases causadores do efeito estufa, atendendo às leis nacionais e internacionais e aos protocolos de boas práticas de produção e também à demanda por biocombustíveis tanto no Brasil quanto em outros países do Mundo. O Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar, com uma área de cultivo estimada em cerca de 8,056 milhões de hectares na safra de 2010/2011 e uma expectativa de incremento de 3,9% na área cultivada (safra de 2011/1012), com uma produção de 624 milhões de toneladas processadas em 2011 e expectativa de redução de 8,4% na safra de 2011/2012; sendo 4,357 milhões de hectares distribuídos principalmente no Estado de São Paulo (CONAB, 2012). O etanol de cana-de-açúcar produzido no Brasil tem sido apontado como uma alternativa aos combustíveis fósseis, com a redução média de emissão de gases de efeito estufa de 85% em comparação aos combustíveis fósseis (BÖRJESSON, 2009). Mais recentemente, a produção de eletricidade por meio da biomassa da cana-de-açúcar contribuiu com cerca de 4,7% da geração de energia elétrica brasileira em 2010, que tem uma capacidade instalada de 992 MW, sendo que a maior parte da geração, 952 MW, está localizada no Estado de São Paulo e utiliza o bagaço de cana, um subproduto da produção de açúcar e etanol (GOLDEMBERG & LUCON, 2007).

Dois principais sistemas de colheita de cana-de-açúcar são atualmente praticados no Brasil: cana colhida manualmente queimada (Figura 2.1) e a colheita mecanizada crua sem queima (Figura 2.2). Até a década de 1940, as áreas de cana foram colhidas manualmente sem queima, mas como o custo da mão de obra aumentou consideravelmente, a queima dos resíduos tornou-se uma prática comum (folhas senescentes) antes do corte (DE RESENDE et al. 2006). A partir daí, a maioria das áreas de cana foram queimadas para facilitar o corte manual, removendo folhas e insetos (THORBURN et al. 2001). Em contraste, a maioria das áreas de cana crua é colhida mecanicamente sem queima, deixando grandes quantidades de resíduos da cultura na superfície do solo (Figura 2.3). Uma máquina de colheita substitui 80-100 trabalhadores, resultando em um vigoroso debate sobre os efeitos de longo prazo da queima e sua influência na saúde humana devido à emissão de aerossóis e do balanço de emissões de gases de estufa. No entanto, a prática da queima da palha antes da colheita está sendo reduzida gradualmente, principalmente no Estado de São Paulo, devido ao protocolo agroambiental de adesão voluntária que foi criado para abolir esta prática na maioria das áreas em 2014 (GOLDEMBERG et al. 2008). De acordo com a Secretaria de Meio Ambiente de São Paulo (2010), cerca de 55,8% das áreas de cana no Estado de São Paulo foram colhidas, utilizando-se do sistema de colheita mecanizada crua durante a safra de 2009/2010.



Figura 2.1. Área colhida manualmente após queima prévia. Usina Ipiranga S.A., Mococa-SP, 2010.



Figura 2.2. Colheita de cana-de-açúcar mecanizada crua sem queima. Usina Ipiranga S.A., Mococa-SP, 2011.



Figura 2.3. Cobertura de palha no solo após colheita mecanizada crua. Mococa-SP, 2011.

A maior parte da literatura sobre o balanço de GEE e análises do ciclo de vida de produtos agrícolas enfatiza a necessidade deste tipo de estudo para o setor de cana-de-açúcar no Brasil (WALTER et al. 2008). MACEDO et al. (2004) e MACEDO et al. (2008) estão entre os poucos estudos que apresentaram resultados de emissão de GEE do etanol de cana-de-açúcar produzido no Brasil. DE OLIVEIRA et al. (2005) compararam os benefícios e os impactos ambientais da produção do etanol brasileiro de cana-de-açúcar com os de milho produzido nos EUA e apontaram para a importância das práticas agrícolas, em contraste com os processos industriais, porque as práticas agrícolas são responsáveis por cerca de 90% das emissões totais de GEE na produção do etanol. Apesar do fato de que esses artigos preveem cenários de

emissões até 2020, quando a maioria das práticas de colheita queimada supostamente deverá ser eliminada, a contribuição das emissões e potencial de sequestro de carbono no solo referente às práticas agrícolas em áreas colhidas cruas comparadas com áreas queimadas não foram detalhados.

Neste estudo, o balanço anual de emissões considera as principais fontes agrícolas de gases de efeito estufa (GEE) em um hectare de cana-de-açúcar colhida manual queimada e um hectare de cana colhida mecanicamente sem queima, com o objetivo de apresentar e discutir o impacto de diferentes práticas de manejo agrícola no balanço de GEE. A abordagem é baseada em fatores de emissão do IPCC (IPCC, 2006) e nos dados médios de consumo dos insumos agrícolas utilizados para a produção no Brasil e também inclui o sequestro de C (carbono) no solo em áreas colhidas cruas e o consumo de combustível fóssil das operações agrícolas.

2.2 - Material e Métodos

O conjunto de dados utilizado neste estudo é baseado nos valores médios de insumos empregados na produção e práticas agrícolas realizados nas áreas de cana-de-açúcar do Brasil, descrito nesta seção, de acordo com a utilização média anual (por hectare por ano). Importante salientar que todo o uso de insumos foi dividido de forma a distinguir os dois sistemas de colheita: manual queimada e mecanizada crua.

2.2.1 - Base de dados e metodologia

As fontes de emissões de GEE consideradas (Tabela 2.1) foram associadas com as seguintes práticas agrícolas: a) queima de resíduos da cana-de-açúcar; b) emissões diretas e indiretas de N₂O provenientes do uso de fertilizante sintético nitrogenado aplicado no solo, incluindo as emissões de sua fabricação e distribuição (MACEDO et al. 2008); compostos orgânicos, como vinhaça, torta de filtro e resíduos da cultura deixados no solo após a colheita crua; c) aplicação de calcário e sua produção, e d) emissão da utilização de combustíveis fósseis, ou seja, o consumo de diesel pela frota agrícola, incluindo também as emissões provenientes da fabricação e distribuição.

As emissões totais do diesel consumido foram calculadas referentes às principais operações agrícolas relativas à produção, incluindo o transporte da cana até a usina. O potencial de sequestro de carbono do solo também foi considerado nas áreas de colheita crua, de acordo com dados apresentados (FELLER, 2001). A Tabela 2.1 apresenta os setores e as fontes de emissões incluídas no presente trabalho, bem como os principais GEEs contabilizados para cada um dos sistemas de colheita.

Tabela 2.1. Fontes de emissões e gases de efeito estufa considerados em cada uma das práticas conduzidas nos setores agrícolas e de combustão móvel em áreas de cana-de-açúcar.

Setor	Fontes de emissões para os sistemas de colheita manual queimada e mecanizada crua
<i>Agrícola</i>	<p><i>Emissões de GEE devido à queima de resíduos agrícolas</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - CH₄ - N₂O <p><i>Emissões diretas e indiretas de N₂O de solos manejados</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - Fertilizante sintético N - N dos compostos orgânicos (Torta de filtro e vinhaça) - N dos resíduos da cana-de-açúcar <p><i>Emissões de CO₂ devido à aplicação de calcário</i></p> <p><i>Sequestro de carbono do solo</i></p>
<i>Combustão móvel (Veículos diesel)</i>	<p><i>Emissões do uso de combustível fóssil (Óleo diesel)</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - CO₂ - CH₄ - N₂O

Para a aplicação dos cálculos, foram utilizadas as metodologias do IPCC (2006) Diretrizes para Inventários Nacionais de Gases de Efeito Estufa para um hectare de cana colhida queimada e mecanizada crua (Equações, IPCC, 2006). Além disso, dados da Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB, 2010) também foram utilizados. A Tabela 2.2. apresenta os insumos considerados do setor agrícola para cada hectare, distinguindo os sistemas de colheita considerados. Da mesma forma, a Tabela 2.3. apresenta as operações agrícolas específicas e o consumo de diesel em cada operação agrícola realizada nas duas áreas, cana queimada e cana crua (adaptado de MACEDO et al. 2004). Todos os valores de emissão foram convertidos em CO₂ equivalente

(CO₂eq), seguindo os potenciais individuais de aquecimento global para um período de 100 anos, utilizando-se de 1 para o CO₂, 21 para CH₄ e 310 para N₂O (IPCC, 2007), visando à comparação dos resultados com trabalhos anteriores.

Tabela 2.2. Quantidade anual de insumos agrícolas utilizados e o consumo de diesel (valores médios para um ciclo de cultivo de cinco anos) para cada sistema de colheita, em um hectare, para colheita queimada e colheita crua.

Insumos	Colheita manual queimada		Colheita mecanizada crua	
	Unidades	Quantidade	Unidades	Quantidade
Fertilizante nitrogenado sintético	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	88	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	112
Aplicação de vinhaça	de kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹	44,2	kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹	44,2
Aplicação de torta de filtro	kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹	21	kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹	21
Calcário	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	400	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	400
Óleo diesel	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	147,68	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	223,82

Tabela 2.3. Consumo de óleo diesel para cada operação agrícola nos sistemas de colheita mecanizada crua e manual queimada (Litros ha⁻¹).

		Colheita mecanizada crua		Colheita manual queimada	
		Operações	L ha ⁻¹	Operações	L ha ⁻¹
Plantio				Plantio	
	Aplicação de calcário		3,73	Aplicação de calcário	3,73
	Destruição mecânica de soqueiras		11,09	Destruição mecânica de soqueiras	11,09
	Destruição química de soqueiras		1,6	Destruição química de soqueiras	1,6
	Grade pesada I		21,23	Grade pesada I	21,23
	Subsolador		26,00	Subsolador	26,00
	Grade média		20,24	Grade média	20,24
	Grade niveladora		9,38	Grade niveladora	9,38
	Abertura dos sulcos		13,64	Abertura dos sulcos	13,64
	Distribuição das mudas		6,67	Distribuição das mudas	6,67
	Fechamento dos sulcos		2,67	Fechamento dos sulcos	2,67
	Aplicação de herbicidas		1,60	Aplicação de herbicidas	1,60
	Sistematização do terreno		6,15	Sistematização do terreno	6,15
Total (1)			124,20	Total (I)	124,20
Tratamento de soqueiras					
	Enleiramento da palha		2,67	Enleiramento da palha	-
	Adubação		7,08	Adubação	7,08
	Aplicação de herbicidas		1,60	Aplicação de herbicidas	1,60
Total (2)			11,35	Total (2)	8,68
Equipamento de colheita					
	Colhedora		74,00	Colhedora	0,00
	Transbordo		12,70	Transbordo	12,70
	Operação de reboque		21,20	Operação de reboque	21,20
	Transporte da cana-de-açúcar		82,00	Transporte da cana-de-açúcar	82,00
Total (3)			189,90		115,90
Consumo médio anual (L ha ⁻¹)			223,82		147,68

Adaptado de MACEDO et al. (2004).

2.2.2 - Produtividade da cana-de-açúcar

O rendimento médio da cana-de-açúcar depende de muitos fatores, incluindo da variedade utilizada, clima, distribuição de chuvas, fertilidade do solo, quantidade de fertilizante aplicado, pragas, doenças, entre outros. Uma produtividade média anual de colmos de cana de 81 t ha^{-1} (CONAB, 2010) foi considerada para este estudo. A produtividade anual de etanol considerada foi de $85 \text{ L (litros) t}^{-1}$ de cana-de-açúcar, correspondendo a $6.885 \text{ L ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, que é o equivalente a uma produção média de açúcar de 169 kg t^{-1} ou $14.365 \text{ kg de açúcar ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (VIAN et al. 2008).

2.2.3 - Emissões diretas e indiretas de N_2O dos solos manejados

De acordo com estimativas atualizadas das emissões de GEE para o território brasileiro, os solos agrícolas representaram mais de 95% da emissão de N_2O no período de 2000 a 2005, que inclui a fertilização do solo e outras fontes de emissões, tais como animais em pastagens, esterco animal produzido em confinamentos, fixação biológica de N e resíduos de culturas (CERRI et al. 2009); no entanto, a maioria destas emissões é devida ao N_2O emitido do uso de fertilizantes nitrogenados e do N de resíduos de culturas (PRINN, 2004).

Fluxos de N_2O do solo podem influenciar significativamente a relação que os biocombustíveis poderão diminuir as emissões de GEE em relação aos combustíveis fósseis (ADLER et al. 2007; CRUTZEN et al. 2008). A atividade microbiana no solo é a principal fonte de N_2O (FIRESTONE & DAVIDSON, 1989), porque: (i) O N mineralizado pode ser nitrificado por micro-organismos do solo, convertendo a amônia do solo (NH_4^+) em nitrato (NO_3^-) sob condições aeróbias, com N_2O emitido como um subproduto da reação; (ii) organismos desnitrificadores anaeróbios podem sequencialmente reduzir os óxidos de nitrogênio (por exemplo, NO_3^-) para óxido nítrico (NO), N_2O e finalmente N_2 , com a redução incompleta resultando em emissões de N_2O , e (iii) desnitrificação por organismos nitrificadores, redução de NO_2^- para N_2 via N_2O , a qual pode ser uma fonte significativa de N_2O (WRAGE et al. 2008).

No Guia Revisado para Inventários de Gases de Efeito Estufa (IPCC, 2006), fertilizantes nitrogenados, resíduos orgânicos e a liberação de N pela mineralização da

matéria orgânica do solo, como resultado da mudança do uso da terra ou manejo, foram consideradas as três fontes diretas de N_2O dos solos em áreas agrícolas. De acordo com o IPCC (2006), um fator de emissão de 1% deve ser aplicado para a quantidade de N disponibilizado no solo proveniente de qualquer uma das três fontes. Para verificar se esse fator de emissão é geralmente válido para uma região específica, é óbvio que a produção agrícola deve estar próxima das médias locais e dos parâmetros de manejo, tais como o uso de N fertilizantes, bem como a produção de N dos resíduos da cultura e quaisquer outros efeitos que estimulam a mineralização de N no solo, devem ser consistentes (JANTALIA et al. 2008).

Países que não têm informações sobre as emissões de GEE normalmente consideram as Diretrizes para Inventários Nacionais (IPCC, 2006), que, para N_2O , permitem calcular as estimativas das emissões a partir de dados do N total dos resíduos de culturas retornados ao solo e as quantidades de fertilizante nitrogenado aplicadas às culturas (JANTALIA et al. 2008).

Para calcular as emissões de N_2O a partir da conversão da colheita queimada para colheita crua, foi adotado o fator de emissão (FE) do IPCC (2006) de 1% para emissões diretas de fertilizantes N sintéticos aplicados no solo, adubo orgânico (vinhaça e torta de filtro) e para o teor de N dos resíduos da cultura que retornam para o solo. Para as emissões indiretas de N_2O , foi adotado um FE de 1%, e a fração do N volatilizado de 10% para fertilizantes sintéticos e 20% do N volatilizado para os fertilizantes orgânicos aplicados. Para calcular as emissões de N_2O da lixiviação e do escoamento superficial dessas três fontes, utilizou-se a fração de lixiviação de 30% e FE de 0,75% (IPCC, 2006).

2.2.4 - Fertilizante sintético N

Fertilizantes sintéticos N servem como fontes de emissões diretas e indiretas de N_2O (e NO), por meio da deposição da amônia volatilizada em ecossistemas naturais e da desnitrificação do nitrato lixiviado no subsolo, que alcança águas superficiais, subterrâneas e sedimentos (COLE et al. 1996). Fertilizantes nitrogenados sintéticos são largamente utilizados para promover aumentos na produtividade em áreas de cana-de-

açúcar. A adubação nitrogenada deve ser 30% maior em áreas de colheita mecanizada crua do que nas áreas queimadas devido à imobilização do N no solo nos primeiros anos de conversão para colheita mecanizada crua (TRIVELLIN & VITTI, 2002).

Durante a época de plantio, para ambos os sistemas de colheita considerados, 40 kg N ha⁻¹ (fonte nitrato de amônio) são normalmente aplicados e durante os ciclos subsequentes da soqueira (considerado aqui como quatro anos consecutivos), cerca de 100 kg N ha⁻¹ geralmente são aplicados a cada ano (TRIVELLIN & VITTI, 2002); isso resultaria em uma média de 88 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ em um ciclo de cinco anos em áreas queimadas. Por outro lado, para áreas com colheita crua, cerca de 30% a mais de N devem ser aplicados durante a soca nos primeiros anos de conversão, sendo 130 kg de N ha⁻¹, mas a mesma quantidade é aplicada no plantio para ambos os sistemas de colheita (40 kg N ha⁻¹), resultando na média de aplicação de 112 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ para áreas colhidas cruas, sendo que estes valores foram utilizados nos calculos. Emissões relacionadas com a produção de fertilizantes N sintéticos e a fase de distribuição foram calculadas como descrito na literatura, 3,97 kg de CO₂ kg⁻¹ N (MACEDO et al. 2008).

2.2.5 - Compostos orgânicos

As emissões de compostos orgânicos referentes à cultura da cana foram associadas com as aplicações de torta de filtro e vinhaça. Estes são subprodutos da produção de açúcar e etanol. A vinhaça é um líquido, cujo teor de matéria seca corresponde a cerca de 4% (vinhaça diluída), e 50% (vinhaça concentrada) (DOELSCH et al. 2009). Dependendo das doses de aplicação, a vinhaça poderia resultar em impactos positivos (aumento de carbono orgânico, densidade do solo e aumento de produtividade da cultura) ou efeitos negativos no ambiente (TEJADA & GONZALEZ, 2005). Para cada litro de etanol produzido nas destilarias, 12 a 14 litros de vinhaça são gerados; assim, em 1 hectare de cana-de-açúcar, considerando-se o rendimento de 81 t de cana ha⁻¹, podemos ter de 82.620 a 96.390 litros de vinhaça. No cálculo utilizado, o conteúdo de N da vinhaça foi considerado como sendo 0,368 kg de N m⁻³, com a taxa de aplicação de 120 m³ ha⁻¹, resultando na aplicação média de 44.16 kg N ha⁻¹ ano⁻¹.

Em um experimento realizado em áreas de cana no Estado do Rio de Janeiro, Brasil, em condições de precipitação elevada, um fator de emissão devido à aplicação de vinhaça foi derivado como sendo inferior ao do IPCC (1%) (SOARES et al. 2009). No entanto, para o presente trabalho, fatores de emissão iguais aos recomendados pelo IPCC (2006) foram utilizados: 0,01 para emissão direta de N₂O, 0,01 para emissão indireta de N₂O (volatilização) e 0,0075 para lixiviação e escoamento superficial.

Cada tonelada de cana processada produz de 18 a 30 kg de torta de filtro, outro subproduto do processo industrial da fabricação do açúcar. O teor de N da torta de filtro foi considerado, sendo 25% de sua massa seca, com conteúdo de 1,4% de N na base seca. A torta de filtro é incorporada no sulco de plantio, em uma taxa variável de 10 t ha⁻¹ (SOARES et al. 2009) a 100 t ha⁻¹ (GALDOS et al. 2009). Neste estudo, 30 t ha⁻¹ foi considerada, com 75% de umidade. A torta de filtro é geralmente aplicada no sulco de plantio da cana durante as épocas de replantio, o que resultaria em uma taxa de 21 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, quando se considera uma operação de replantio no ciclo de cinco anos da cultura.

2.2.6 - Emissões de N₂O dos resíduos de colheita da cana-de-açúcar

A conversão do sistema de colheita da cana queimada para colheita mecanizada crua afeta as propriedades do solo e a dinâmica das emissões de GEE de diferentes maneiras. Este fato também está relacionado com a quantidade de resíduos depositados sobre a superfície do solo como cobertura após a colheita mecanizada crua. Além disso, os efeitos da manutenção dos resíduos da cana na superfície do solo têm sido estudados com foco no crescimento radicular da cultura (BALL-COELHO et al. 1992), na dinâmica do nitrogênio no solo (MEIER et al. 2006), na erosão do solo (SPAROVEK & SCHNUG, 2001), na temperatura do solo, no teor de água (DOURADO NETO et al. 1999), na densidade do solo (TOMINAGA et al. 2002), na estabilidade dos agregados do solo (GRAHAM et al., 2002) e no sequestro de carbono no solo (CERRI et al. 2004; DE RESENDE et al. 2006). É bem documentado que o manejo dos resíduos da cultura contribui para o aumento dos níveis de matéria orgânica do solo (MOS), (VALLIS et al. 1996). O teor de carbono na biomassa da cana acima do solo foi

determinado como sendo 44% da matéria seca (SPAIN & HODGEN, 1994; ROBERTSON & THORBURN, 2007).

Picos de curta duração nas emissões de N₂O foram observados após o retorno dos resíduos da cultura ao solo (BAGGS et al. 2000; MILLAR et al. 2004). A magnitude das emissões de tais fontes, no entanto, é dependente da composição química e da quantidade de resíduos da cultura adicionados (AULAKH et al. 2001). Os teores de N e de lignina nos resíduos vegetais são variáveis importantes que determinam a cinética da mineralização do N no solo (CONSTANTINIDES & FOWNES, 1994), afetando a emissão de N₂O. Assim, as emissões de N₂O devido à adição de resíduos de colheita na superfície tendem a ser maiores quando os resíduos adicionados apresentam baixa relação C:N (HUANG et al. 2004).

A conversão de áreas de cana queimada para colheita mecanizada crua resulta em elevadas adições de resíduos de colheita na superfície do solo, variando de 12,5 a 24,9 t ha⁻¹ (massa seca) (RONQUIM, 2007). A relação C:N do resíduo da cana é normalmente superior a 100, apresentando uma quantidade de N entre 40 e 100 kg ha⁻¹ (TRIVELIN et al. 1995, 1996; CANTARELLA, 1998). Em situações com altas relações C:N, uma intensa imobilização de N no solo é esperada (SMITH & DOUGLAS, 1971; SIQUEIRA & FRANCO, 1988). Mais uma vez, considerando-se o rendimento médio de cana-de-açúcar como 81 t ha⁻¹ e um valor médio de resíduos de 15 t (massa seca) ha⁻¹, o teor de N a partir de resíduos de cana-de-açúcar depositados sobre o solo após a colheita crua seria próximo de 60,0 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, sendo que este valor foi considerado nos cálculos deste estudo.

Em experimentos conduzidos no Estado de São Paulo, OLIVEIRA et al. (1999) demonstraram que a libertação de N a partir de resíduos de cana-de-açúcar foi de 20%, semelhante ao valor encontrado por VITTI (2003), que foi de 26%. O N presente nos resíduos da cana apresenta uma taxa de decomposição lenta uma vez depositada sobre o solo, variando de 3% a 30% no período de um ano (BASANTA et al. 2002; OLIVEIRA et al. 2002). Segundo esses estudos, pode-se melhor inferir que o conteúdo de N remanescente nos restos da cultura da cana no campo, no período de um ano,

não estará totalmente disponível para que ocorram os processos de nitrificação ou desnitrificação.

Assim, considerou-se que apenas 20% da massa dos resíduos da cana foram reduzidos ou mineralizados durante o período de um ano (OLIVEIRA et al. 2002), e que apenas parte do N presente nos resíduos estaria disponível para o processo de mineralização no mesmo período de um ano após a colheita (OLIVEIRA et al. 1999). Aqui, sustenta-se que não se pode considerar que todo o conteúdo de N nos resíduos da cana após a colheita será convertido em emissões de N_2O no período de um ano e, assim, a quantidade de N disponível no solo para a nitrificação e desnitrificação, e utilizada para calcular as emissões de N_2O a partir de resíduos da cana-de-açúcar foi considerada como sendo 20% do N dos resíduos (60 kg ha^{-1}), resultando em taxa de $12 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em áreas colhidas cruas.

2.2.7 - Queima de resíduos da cana-de-açúcar

A queima de resíduos da cana libera não apenas CO_2 , mas também outros GEEs ou precursores de GHG, incluindo o monóxido de carbono (CO), o metano (CH_4), compostos orgânicos voláteis não metânicos (COVNM) e espécies de nitrogênio (N_2O , NO_x) (LEVINE, 2000). Normalmente, para áreas de cultivos agrícolas e pastagens, apenas as emissões de gases não CO_2 são consideradas como emissões líquidas em inventários de GEE, devido à suposição de que a emissão de CO_2 é contrabalanceada pela remoção do CO_2 devido ao crescimento da vegetação no ciclo seguinte da cultura, dentro do mesmo período de um ano (IPCC, 2006), considerando-se a mesma área de cultivo. O mesmo se aplica para o CO, que é rapidamente convertido em CO_2 uma vez na atmosfera (IPCC, 2006). A queima da lavoura canavieira é responsável por 98% das emissões da queima de resíduos agrícolas no Brasil (LIMA et al. 1999). Como consequência direta da expansão recente das áreas de cana no Brasil, a expansão da cana substituiu o pasto e outras áreas agrícolas em proporções semelhantes, e, apesar do aumento considerável da colheita mecanizada, o corte manual, combinado com a colheita queimada, ainda é amplamente praticado (RUDORFF et al. 2010).

A metodologia utilizada neste trabalho, para calcular as emissões de GEE a partir da queima dos resíduos da cana, foi a mesma sugerida pelo IPCC, 2006 (Capítulo 2, Metodologias Genéricas Aplicáveis a Várias Categorias de Uso da Terra). Os fatores de emissão aplicados foram de 2,7 e 0,07 para CH₄ e N₂O (todos os valores em g kg⁻¹ de matéria seca queimada), respectivamente (ANDREA & MERLET, 2001).

As emissões de GEE, devido à queima, dependem da quantidade de resíduos disponível e da produtividade média da cana-de-açúcar. No Estado de São Paulo, para a maioria das variedades de cana cultivadas, os resultados mostram valores variando de 67,3 t ha⁻¹ a 125,9 t ha⁻¹ de colmos frescos, com uma produção de resíduos variando de 12,5 t ha⁻¹ a 24,9 t ha⁻¹ de matéria seca (RONQUIM, 2007). Por exemplo, no presente cálculo, foi utilizado o rendimento médio de 81 t ha⁻¹ e a produção de resíduo de 15 t MS ha⁻¹, proporcionando uma relação resíduo/produção de 0,1852.

Neste estudo, foram considerados apenas os gases CH₄ e N₂O como emissões líquidas de gases de efeito estufa devido à queima da palha da cana-de-açúcar.

2.2.8 - Emissões de CO₂ devido à aplicação de calcário

O calcário é normalmente aplicado em áreas de cana-de-açúcar, em ambos os sistemas de colheita, em uma quantidade que é dependente do pH do solo (potencial hidrogeniônico) e é utilizado para elevar o pH do solo para valores entre 5,5 e 6,5, e a soma de bases para cerca de 60%, melhorando o desenvolvimento e a produtividade das plantas. O calcário calcítico (CaCO₃) ou dolomítico CaMg (CO₃)₂ é normalmente utilizado, levando à emissão de CO₂, sendo que o carbonato se dissolve e libera bicarbonato (2HCO₃⁻), que evolui em CO₂ e água (H₂O) (IPCC, 2006).

Após cinco anos de conversão de cana queimada para a colheita crua, o pH do solo não mudou significativamente (MENDONÇA et al. 2000), e o mesmo foi observado para o V% (soma de bases), Ca (cálcio) e Mg (magnésio).

Neste artigo, adotou-se a média de 2 t de calcário dolomítico ha⁻¹ aplicados apenas na reforma da cultura, para um ciclo de cinco anos, resultando na média de 400 kg ha⁻¹ ano⁻¹. O fator de emissão considerado foi de 0,13 t de CO₂ por t de calcário

aplicado (IPCC, 2006), e 0,01 kg CO₂eq kg⁻¹ da fonte, associada com a demanda de energia da produção do calcário (MACEDO et al. 2008).

2.2.9 - Emissões da combustão móvel e maquinário

Os combustíveis fósseis utilizados nos sistemas de cultivo da cana-de-açúcar são normalmente o óleo diesel para máquinas agrícolas, tratores e caminhões, e o etanol para os veículos utilizados no setor administrativo. Neste trabalho, foram consideradas as emissões relacionadas com a extração, processamento, transporte e consumo do diesel durante a época do replantio e manutenção da soqueira e das operações de colheita da cana até o transporte da matéria-prima para a usina, levando em consideração as diferenças entre o consumo de diesel das áreas de cana colhidas queimadas e cruas (adaptado de MACEDO et al. 2004) (Tabela 2.3). Assim, as emissões referentes à extração e distribuição foram consideradas como sendo 3,87 g C MJ⁻¹ de combustível (MACEDO et al. 2008).

As estimativas de emissões de GEE relacionadas ao uso de diesel, neste estudo, consideraram os gases CO₂, CH₄ e N₂O de acordo com o IPCC (2006, Capítulo 3, Combustão Móvel). Os fatores de emissão aplicados também foram sugeridos pelo PROCONVE (Programa de Controle do Ar por Poluição de Veículos Auto Motores)/CETESB-Brasil, em parceria com o IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente), considerando os tipos de combustíveis e de veículos (PROCONVE, 2006). Essas fontes móveis foram consideradas como sendo veículos fora de estrada e maquinário, e os fatores de emissão para CO₂, CH₄ e N₂O destas fontes foram: 74.100 kg de CO₂ TJ⁻¹, 4,15 kg de CH₄ TJ⁻¹ e 28,6 kg N₂O TJ⁻¹, respectivamente (IPCC, 2006).

A metodologia leva em consideração dados do consumo de diesel em um ciclo de cinco anos da cultura, um ano para a época de plantio da cana e outros quatro anos para a manutenção da soqueira, distinguindo-se as operações e o consumo de ambos os sistemas de colheita (Tabela 2.3).

As operações agrícolas consideraram o consumo de diesel para o primeiro ano do ciclo da cultura (plantio) como sendo 124,2 L ha⁻¹ para os dois sistemas de colheita e uma média de consumo de diesel das soqueiras subsequentes como sendo 11,35 L ha⁻¹

¹ para áreas sob colheita crua e 8,68 L ha⁻¹ para áreas sob colheita queimada (Tabela 2.3). O consumo médio de diesel utilizado nos cálculos foi, portanto, de 223,8 e 147,7 L ha⁻¹ ano⁻¹ para as áreas colhidas cruas e queimadas, respectivamente. Para determinar os fatores de emissão do diesel, foi considerada a densidade do diesel de 852 g L⁻¹, com consumo específico de 195 g kWh⁻¹ (para classificação de combustíveis no Brasil).

2.2.10 - Sequestro de carbono no solo

A conversão de ecossistemas naturais para a agricultura, quase invariavelmente, resulta em uma perda líquida de C do solo (DAVIDSON & ACKERMANN, 1993). Assim, os solos agrícolas estão, de maneira geral, com seus estoques de C relativamente reduzidos, o que representa um grande potencial para sumidouro ou sequestro de CO₂ atmosférico se parte do carbono perdido puder ser restaurada (PAUSTIAN et al. 1997). O sequestro de C é definido como qualquer aumento líquido no armazenamento de C orgânico no solo (PAUSTIAN et al. 1997).

O sequestro de carbono envolve a transferência de CO₂ da atmosfera em formas de armazenamento de longo prazo no solo, por isso não é imediatamente reemitido. Essa estratégia apresenta uma boa relação custo/eficiência e é ambientalmente desejável, porque está principalmente relacionada com mudanças nos sistemas de manejo (LAL, 2004). GALDOS et al. (2009), estudando os estoques de carbono do solo em áreas queimadas e de cana crua, mostraram que o sistema de manejo sem queima apresentou maiores teores de carbono total (30% maior), maior carbono da biomassa microbiana e maior carbono da matéria orgânica particulada em comparação com as áreas queimadas.

Aplicando os valores de 42% de C para o conteúdo da matéria seca do resíduo (TRIVELIN et al. 1995) e considerando um rendimento dos resíduos de 10.000 kg MS ha⁻¹ a 30.000 kg MS ha⁻¹; 4.200 a 12.600 kg C ha⁻¹ são depositados sobre a superfície do solo como entrada de C em áreas colhidas cruas a cada ano. Em contrapartida, quando a cultura da cana é queimada, a maior parte do material orgânico e dos nutrientes dos resíduos é perdida. MITCHELL et al. (2000) mediram perdas de 70 a

95% da matéria seca, do nitrogênio, do potássio, do fósforo, do magnésio, do cálcio e do enxofre após a queima da cana.

Portanto, assume-se que a manutenção dos restos culturais na superfície do solo (em torno de 15 t de MS ha⁻¹ ano⁻¹), em vez de queimá-la, iria resultar em acúmulo de carbono no solo (DE RESENDE et al. 2006).

2.3 - Resultados e Discussão

A Figura 2.1. apresenta as estimativas das emissões de GEE (em kg CO₂ equivalente por hectare por ano) para cada fonte de emissão do setor agrícola, considerando-se 01 hectare convertido a partir da colheita manual queimada para a colheita mecanizada crua e o potencial de sequestro de C no solo (em kg C ha⁻¹ ano⁻¹). As estimativas indicam que as emissões devido à adubação nitrogenada sintética aplicada em áreas colhidas cruas são cerca de 27% maior do que em áreas queimadas, com 1.167,6 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹ e 917,4 kg ha⁻¹ CO₂eq ano⁻¹, respectivamente. Como os resíduos da cana apresentam uma relação C:N próxima de 100, uma intensa imobilização do N no solo, baixa mineralização e baixa disponibilidade de N são esperados a partir dos resíduos da cultura em áreas colhidas cruas, em comparação com as áreas queimadas (VITTI & MAZZA, 2002). Portanto, áreas colhidas cruas exigem maiores quantidades de N aplicadas, especialmente durante os primeiros anos de adoção do sistema de colheita crua (CANTARELLA, 1998). No entanto, estudos de longo prazo indicam que os resíduos depositados pós-colheita aumentam a quantidade de matéria orgânica prontamente decomponível nos primeiros 10 cm da camada de solo (> 15 anos de adoção da colheita crua), o que pode resultar em redução na quantidade de fertilizantes utilizados (GRAHAM et al. 2002; ROBERTSON et al. 2007).

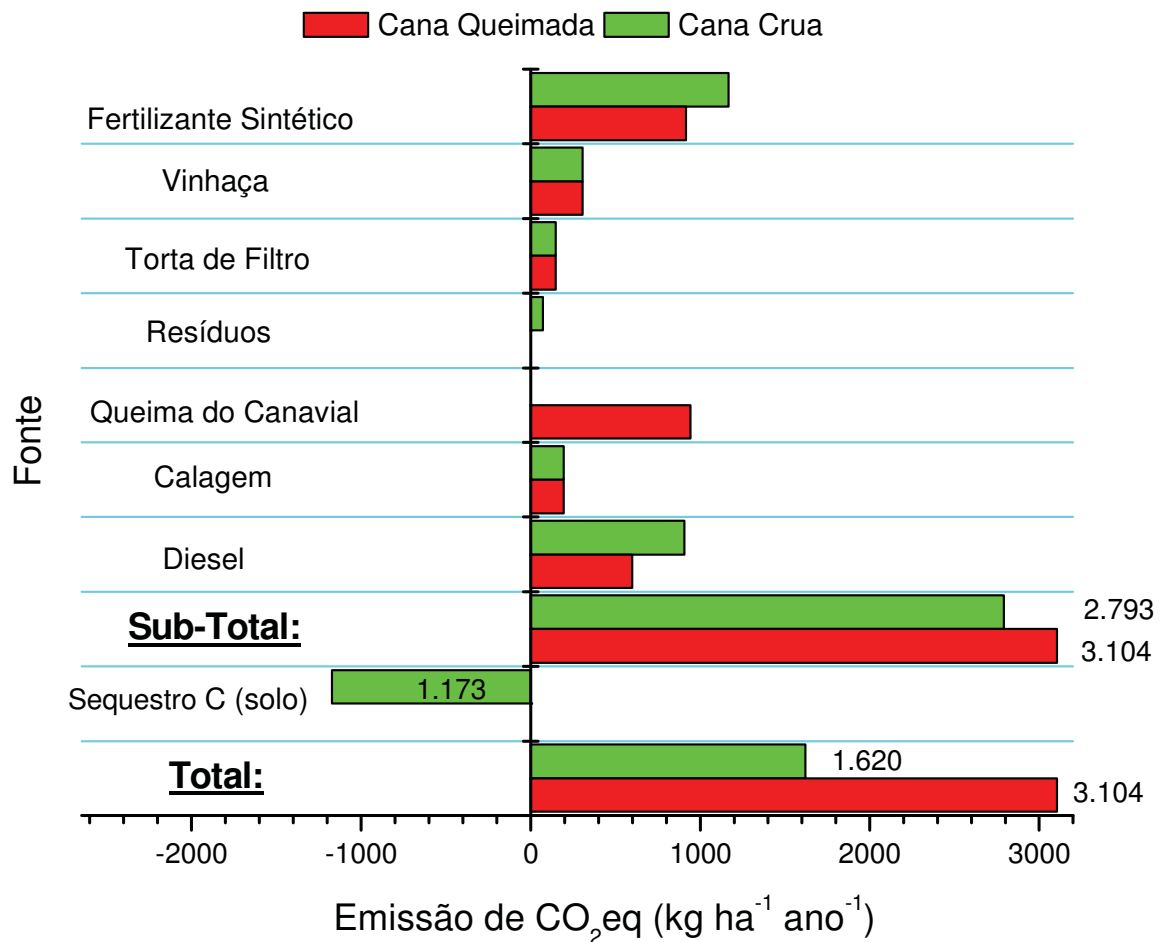


Figura 2.1. Estimativas das emissões de GEE (Em kg de CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹) devido a cada fonte de emissão e sequestro de C no solo (kg de C ha⁻¹ ano⁻¹), considerando 01 hectare, em áreas de cana-de-açúcar colhidas manual queimada e mecanizada crua.

Normalmente, em áreas colhidas cruas, 1,3 kg N ha⁻¹ de fertilizantes sintéticos são aplicados, geralmente como NH₄NO₃⁻ ou (NH₄)₂SO₄ (nitrato de amônio ou sulfato de amônio), para cada tonelada de cana que se espera produzir (VITTI & MAZZA, 2002). Por outro lado, de acordo com DE FIGUEIREDO et al. (2010), cada quilograma de fertilizante N sintético utilizado, calculando-se apenas as emissões diretas e indiretas devido à aplicação no campo, resultou em 6,45 kg CO₂eq emitidos como N₂O a partir desta fonte. As estimativas indicam que uma aplicação de 112 kg N ha⁻¹ resultou em na emissão de 722,9 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹ devido à aplicação no campo e 444,7 kg CO₂eq

ha⁻¹ ano⁻¹ devido à fabricação e distribuição, totalizando 1,167.6 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹ em áreas colhidas cruas. Por exemplo, em um cenário em que o uso de fertilizantes N pudesse ser 30% menor do que o usual praticado para altas produtividades, em áreas de colheita crua, a emissão evitada seria próxima de 661,5 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹. Alguns estudos realizados em áreas de cana na Austrália indicam que uma redução imediata nas emissões de N₂O poderia ser alcançada, evitando altos níveis de N mineral nos reservatórios do solo e saturação da água, controlando o uso de fertilizantes e a frequência de aplicação (ALLEN et al. 2010).

O fluxo de águas residuais orgânicas provenientes da produção de etanol, conhecido como vinhaça, e as emissões da torta de filtro aplicadas como fertilizante orgânico, a uma taxa de 120 m³ ha⁻¹ e 30 t ha⁻¹, respectivamente, de acordo com a metodologia utilizada, foram responsáveis pela emissão de 306,55 e 145,78 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹, em ambos os sistemas de colheita.

MACEDO et al. (2008) estimaram um fator de emissão de 0,071 kg CO₂eq kg⁻¹ da fonte para torta de filtro, considerando um conteúdo de N de 12,5 kg t⁻¹, e um fator de emissão de 0,002 kg CO₂eq kg⁻¹ da fonte para a vinhaça com teor de nitrogênio de 0,36 kg m⁻³, enquanto no presente estudo foram utilizados como referência 14 kg N t⁻¹ de torta de filtro e 0,37 kg m⁻³ de N da vinhaça. A incerteza das emissões a partir desta fonte também é devido às diferenças no teor de umidade da torta de filtro e seu conteúdo de N, apontando para a necessidade de se analisar a umidade e os teores de N de cada porção tanto da vinhaça quanto da torta de filtro. A quantidade de nitrogênio disponível para a formação de óxido nitroso poderia ser reduzida com a adoção de estratégias de adubação mais eficientes e menores perdas durante a safra (BÖRJESSON, 2009).

Quando as áreas de cana-de-açúcar são convertidas a partir da colheita com queima para colheita crua, o balanço das emissões de GEE é modificado para diferentes fontes de N₂O, como resultado da mineralização dos resíduos mantidos na superfície do solo. Normalmente, em áreas sob colheita crua, o solo está completamente coberto na maior parte do período pós-colheita até a próxima safra. Os resíduos da cana-de-açúcar se degradam-se lentamente, devido à sua alta relação C:N,

e o N disponível às plantas para o período de um ano é também dependente da taxa de mineralização deste resíduo (OLIVEIRA et al. 2002). Considerando-se que 20% dos resíduos da colheita crua são mineralizados dentro do período de um ano, cerca de 12 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ são retornados para o solo, resultando em uma emissão de 71,61 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹, ou um fator de emissão de 0.004774 kg CO₂eq kg⁻¹ da fonte, na forma de N₂O, incluindo emissões diretas e indiretas. Assim, espera-se que nem todo o conteúdo de N dos resíduos será mineralizado e estará disponível para que ocorram os processos de nitrificação e desnitrificação no período de um ano.

MACEDO et al. (2008) apresentaram um fator de emissão de 0,028 kg CO₂eq kg⁻¹ da fonte para o resíduo não queimado, considerando o teor de N no resíduo de 0,5% e 1,225% do N do resíduo a ser convertido em N₂O. Aplicando esses fatores de emissões, considerando os mesmos 15.000 kg MS do resíduo, resultando em 75 kg de N e uma emissão de 420 kg CO₂eq ha⁻¹, um valor muito maior do que este que foi encontrado no presente estudo, provavelmente devido ao fato de que estes autores consideraram que todo N do resíduo estaria disponível para ser convertido em N₂O no período de um ano, embora estes autores destaquem que esse valor não é necessariamente realista para a biomassa da cana-de-açúcar. Aqui, considera-se que nem todo N proveniente dos resíduos será mineralizado e convertido em N₂O no período de um ano após a colheita crua.

O IPCC (2006) em Diretrizes Nacional para Inventários de Gases de Efeito Estufa Volume 4: Agricultura, Florestas e Outros Usos do Solo apresenta, para a cana-de-açúcar, uma produção de matéria seca dos resíduos de 6,5 t ha⁻¹ (Tabela 2.4). Fundamentado em uma extensa revisão de áreas sob cultivo de cana no Brasil (RONQUIM et al., 2007), foi utilizado no presente trabalho um valor médio para a produção de resíduos de 15 t de massa seca ha⁻¹ ano⁻¹ com o fator de combustão (eficiência de queima) de 0,80 (porção da biomassa do combustível consumida). Emissões a partir desta fonte (queima de resíduos) foram calculadas como sendo 941 kg CO₂eq ha⁻¹, resultando em um fator de emissão de 0,0627 kg CO₂eq kg⁻¹ da fonte para ambos os gases, CH₄ e N₂O. Os resultados evidenciaram que, para CH₄, um fator de emissão de 0,0454 kg CO₂eq kg⁻¹ desta fonte de emissão poderia ser aplicado, e

para N_2O , $0,0174 \text{ kg CO}_2\text{eq kg}^{-1}$ da fonte. Aplicando as mesmas metodologias, IPCC (2006), MACEDO et al. (2008) apresentam fatores de emissão a partir da queima da palha antes da colheita como sendo $0,021 \text{ kg CO}_2\text{eq kg}^{-1}$ da fonte para N_2O e $0,062 \text{ kg CO}_2\text{eq kg}^{-1}$ da fonte para CH_4 , resultando na emissão de $1.245 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1}$ referente à queima dos resíduos. A prática da queima da cana-de-açúcar antes da colheita tem mostrado ser a fonte de emissão com o maior impacto no balanço de emissões de GHG em áreas queimadas, sendo esta fonte responsável por 30% da emissão total do sistema de cana colhida sob queima.

Normalmente, calcário dolomítico ou calcítico é aplicado em áreas de cana-de-açúcar, em uma dosagem variável de 2.000 kg ha^{-1} durante a época de plantio, para um ciclo da cultura de cinco anos. Os resultados mostraram uma emissão de $190,7 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ desta fonte devido à aplicação no campo e $4 \text{ kg de CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, desde a produção, totalizando $194,7 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Outros autores têm utilizado o fator de emissão para emissões de CO_2 a partir desta fonte de $0,477 \text{ kg CO}_2\text{eq kg}^{-1}$ (MACEDO et al. 2008, SEABRA & MACEDO, 2008). Fatores de emissão específicos de cada país também poderiam contribuir para os cálculos das emissões, determinando a proporção de C-carbonato do calcário que é emitida para a atmosfera como CO_2 (IPCC, 2006).

Emissões devido ao uso de diesel, incluindo a extração e o transporte, representaram $906,9 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em áreas colhidas cruas, considerando os gases CO_2 , CH_4 e N_2O com um consumo médio de $223,82 \text{ L ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para um ciclo da cultura de cinco anos. Assim, no caso da colheita mecanizada crua, a utilização de máquinas agrícolas foi o setor que representou a segunda maior percentagem de emissões de GEE com a queima do diesel, correspondendo a 32,5% da emissão total em áreas de cana crua. O sistema de colheita de cana queimada foi responsável pela emissão de $598,4 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ proveniente desta fonte, com um consumo médio de $147,68 \text{ L de diesel ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Maiores emissões para o sistema de colheita crua desta fonte são devidas ao aumento do consumo de diesel, principalmente na operação de colheita (colhedora mecânica), com um consumo médio aqui considerado como sendo $74 \text{ L ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, um valor maior do que o determinado para a colheita queimada,

mantendo a mesma quantidade de diesel consumido para as operações de plantio, em ambos os sistemas de colheita.

O consumo de combustíveis fósseis no setor agrícola corresponde basicamente ao uso de diesel dos maquinários agrícolas e caminhões (WALTER et al. 2008). DE OLIVEIRA et al. (2005) consideraram um consumo de diesel de 600 L ha⁻¹, enquanto MACEDO et al. (2008) apresentaram o consumo de diesel como sendo 164 L ha⁻¹.

Em um cenário em que o replantio das áreas de cana crua pudesse ser realizado com o mínimo de operações de preparo do solo ou “cultivo mínimo” ou onde algumas operações de preparo, tais como a eliminação mecânica da soqueira e operações de gradagem pesada pudessem ser evitadas, o uso de diesel poderia ser reduzido consideravelmente. Estas práticas de manejo agrícola poderiam reduzir as emissões de GEE provenientes dessa fonte, cerca de 6% em áreas de cana crua, resultando no consumo de 209,26 L ha⁻¹ ano⁻¹ e uma emissão de 847,91 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹. Tratores mais eficientes do ponto de vista do consumo de diesel, bem como maior eficiência das operações de cultivo e processo de produção de fertilizantes, poderiam reduzir as emissões de dióxido de carbono por tonelada de biomassa, talvez até 20% (BÖRJESSON, 2009).

O sistema de cultivo de cana colhida queimada apresentou as maiores emissões, considerando as emissões diretas e indiretas devido às práticas agrícolas (Figura 3.), com 3.104 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹, 10% maior do que o sistema de colheita crua, que foi responsável por emissões de 2.793 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹. Considerando um cenário real com 87% da área total de produção manejada com a prática da queima e 13% sob colheita mecanizada crua, DE FIGUEIREDO et al. (2010) encontraram a média de emissões de GEE da produção de açúcar de 2.406 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹. DE OLIVEIRA et al. (2005), também baseados em estudos de inventários, apresentaram uma emissão de dióxido de carbono (CO₂) da produção e distribuição de produtos utilizados como insumos para a produção de cana no Brasil de 2.268 kg CO₂eq ha⁻¹. MACEDO et al. (2008), assumindo a produtividade média de 81 t de cana por hectare produzida por ano, encontraram um total de emissões de GEE de 1.579,5 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹, que é comparável aos resultados obtidos no presente trabalho, nas áreas de colheita crua.

De acordo com as estimativas, as fontes que mais impactaram nas emissões de GEE, em áreas de cana crua, foram os fertilizantes N sintéticos e o diesel, correspondendo a 42 e 33% da emissão total, respectivamente. Por outro lado, em áreas de cana queimada, as maiores emissões foram provenientes da queima dos resíduos de colheita e da aplicação de fertilizantes N sintéticos, com 30,3 e 29,6%, respectivamente. Os resultados indicam uma redução da emissão de 310,7 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹ nos primeiros anos de conversão de cana queimada para áreas de cana crua, sem computar o sequestro de carbono do solo.

No entanto, quando as áreas de cana-de-açúcar são convertidas a partir de um sistema de colheita queimada para colheita mecanizada crua, a operação de colheita é associada com a deposição de grande quantidade de resíduos na superfície do solo. Essa prática permite o retorno de resíduos vegetais ao solo e favorece o acúmulo de matéria orgânica do solo (THORBURN et al. 2001; LUCA, 2002), provavelmente devido à redução na emissão de gases de efeito estufa, quando comparado com o sistema de queima (ANDREA & MERLET, 2001). LUCA (2002) relatou aumentos que variaram de 2 a 3,1 e de 4,8 a 7,8 t C ha⁻¹ para as primeiras camadas de 5 cm e 40 cm de profundidade do solo, respectivamente, durante os primeiros quatro anos após a conversão. GALDOS et al. (2009), após oito anos de conversão da colheita crua, sem considerar as operações de replantio, relataram uma taxa de incremento anual de 1,2 t C ha⁻¹ nos primeiros 20 cm de profundidade, quando comparadas as áreas queimadas e de cana crua. No trabalho de MARTINELLI et al. (2010), estes autores estimaram um aumento nos estoques de carbono do solo utilizando os dados publicados por GALDOS et al. (2009), comparando os sistemas de colheita de cana queimada com cana crua, apresentando uma redução das emissões, considerando o sequestro de carbono no solo, equivalente a 836,7 kg CO₂ ha⁻¹ ano⁻¹ para o Sul do Brasil. Em contraste, LA SCALA Jr. et al. (2006 e 2008) demonstraram que, em um curto período de tempo de algumas semanas após o preparo do solo, as perdas de carbono do solo, em termos de emissão de CO₂, poderiam ser tão altas quanto as taxas de sequestro anuais relatadas em áreas de cana crua. Portanto, aqui destacamos a importância de considerar as perdas de C do solo após as operações de preparo durante os períodos de replantio

para um melhor entendimento e determinação do balanço de carbono do solo e o potencial de aumento dos estoques em áreas de cana crua.

As estimativas modestas do sequestro de C no solo, com base em medidas de campo, têm demonstrado um acúmulo médio anual de C para um período de 12 anos, após conversão, de $0,32 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ nos primeiros 20 cm de profundidade (FELLER, 2001; CERRI et al. 2009), mesmo levando em consideração as operações de replantio. Isso representa $1.173 \text{ kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ sequestrado da atmosfera devido à adoção do sistema de colheita crua. Os valores de emissão total são também apresentados na Figura 1, considerando também o sequestro de carbono no solo. Neste caso, a emissão total de áreas de colheita crua reduziu de 2.793 para $1.620 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Dados obtidos da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (2010) demonstraram que, na safra de 2009/2010, em torno de 44,2% das áreas de cana do Estado foram colhidas com a prática da queima, uma área total de 1.825 milhões de hectares. Portanto, de acordo com este cenário e o presente estudo, uma redução das emissões de $1.484 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ devido à conversão da cana queimada para colheita mecanizada crua foi obtida. No Estado de São Paulo apenas, seria possível reduzir valores próximos de $2,71 \text{ Mt CO}_2\text{eq ano}^{-1}$ se todas as áreas de cana queimadas fossem eliminadas e convertidas para colheita mecanizada crua.

2.4 - Conclusões

Aplicando as práticas típicas de manejos agrícolas em áreas de cana-de-açúcar no Brasil, as estimativas totais das emissões de GEE para cada hectare foi de 2.793 e $3.104 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para os sistemas de colheita de cana crua e queimada, respectivamente, sem considerar o sequestro de carbono do solo. Assim, a conversão da colheita manual queimada para mecanizada crua poderá reduzir cerca de $310,7 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Além disso, considerando-se um sequestro de carbono no solo de $320 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em áreas cruas, a conversão do sistema de colheita sob queima para colheita crua evitaria um equivalente de emissão de $1.484,0 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Esta pesquisa indicou que, em áreas sob colheita crua, $1.619,8 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1}$ são liberados para a atmosfera a cada ano, principalmente devido ao uso da adubação sintética de N

(42%) e uso do diesel (33%), considerando um modesto sequestro de carbono no solo. Os resultados deste estudo contribuem para a melhoria nos cálculos sobre o balanço de gases de efeito estufa provenientes de áreas de cana-de-açúcar no Brasil. O desenvolvimento da produção de etanol e açúcar no Brasil certamente deve avançar para a redução da prática da queima dos resíduos e uso de diesel, bem como evitar algumas operações de preparo do solo, em áreas queimadas e cruas, e devem também optar por práticas de fertilização mais eficientes para reduzir o uso de fertilizantes N, alcançando reduções das emissões de gases de efeito estufa provenientes do setor agrícola da cana-de-açúcar.

CAPÍTULO 3 – EMISSÕES DE C-CO₂ ASSOCIADAS AO PREPARO E MANEJO DO SOLO, NOS SISTEMAS DE COLHEITA DE CANA-DE-AÇÚCAR QUEIMADA E CRUA, DURANTE O REPLANTIO NO SUDESTE DO BRASIL

RESUMO – O debate sobre o potencial das culturas que produzem bioenergia em substituir os combustíveis fósseis de forma eficiente continua aberto. Novas estratégias de manejo de culturas agrícolas devem ser identificadas para aumentar o seu potencial de contribuição para evitar as mudanças climáticas. Este estudo quantificou o impacto dos sistemas de colheita da cana-de-açúcar, preparo do solo e outras práticas de manejo quanto aos fluxos de C-CO₂ anteriormente ao replantio da cultura. Dois sistemas agrícolas foram considerados: colheita manual queimada e colheita mecanizada crua sem queima, em parcelas em que os resíduos foram deixados ou removidos da superfície do solo, em áreas sem preparo do solo e após o preparo convencional, com ou sem aplicações de calcário e gesso agrícola. As emissões de CO₂, temperatura e umidade do solo foram tomadas após 24 horas do preparo do solo, totalizando 25 dias, com 18 dias de medições. As emissões nas parcelas sem preparo mantiveram-se mais baixas do que todas as outras durante todo o período estudado, apresentando, em alguns casos, flutuações relacionadas às mudanças na umidade do solo associada à ocorrência de precipitações. Mudanças nas emissões de C-CO₂, em cada um dos sistemas de colheita, podem ser claramente observadas quando o preparo do solo, calcário ou gesso foram aplicados. A remoção dos resíduos da cana-de-açúcar da superfície do solo resultou em redução quase imediata da umidade do solo (6% em volume), seguindo aumento nas emissões de CO₂ na parcela sem preparo de 64%. A emissão adicional de carbono do solo devido à simples operação de remover os resíduos de colheita da superfície foi de 252,4 kg C-CO₂ ha⁻¹, tão grandes quanto as perdas induzidas pelas operações de preparo. As aplicações de calcário e gesso agrícola nem sempre resultaram em emissões maiores, especialmente quando aplicados na presença de resíduos de culturas na superfície do solo. A redução da frequência de preparo do solo em áreas de cana colhida crua reduz as emissões de CO₂ e pode promover o aumento do estoque de carbono do solo, considerando

sistemas de cultivo de longo prazo, enquanto a manutenção dos resíduos da colheita de cana na superfície do solo tem-se mostrado também uma opção de mitigação de gases do efeito estufa.

Palavras-chave: Gases de efeito estufa (GEE); respiração do solo; efeito do preparo solo; remoção de resíduos.

3.1 - Introdução

A Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC), que entrou em vigor em 1994, reconhece a importância da contabilidade líquida dos fluxos de carbono (C) quando se refere às “emissões por fontes e remoções por sumidouros” (WEST & MARLAND, 2002). Portanto, há uma necessidade crescente para o desenvolvimento e a identificação de técnicas que proporcionem a mitigação das emissões de gases de efeito estufa (GEE) em vários setores da economia para minimizar os riscos de modificações climáticas e alcançar os objetivos definidos. Várias práticas de manejos agrícolas têm sido estudadas para evitar ou diminuir as emissões de GEE, no entanto o principal desafio do setor agrícola é reduzir as emissões líquidas, aumentando a produção e atendendo à demanda crescente por alimentos, fibras e biocombustíveis (SMITH et al. 2010).

De acordo com o IPCC (2006), Diretrizes para Inventários Nacionais de Gases de Efeito Estufa, Capítulo 5, o manejo de áreas agrícolas modifica os estoques de carbono no solo em graus variados, dependendo de como práticas específicas influenciam na entrada e na saída do C no sistema (PAUSTIAN et al. 1997; BRUCE et al. 1999; OGLE et al. 2005).

Preocupações sobre o aumento dos níveis de CO₂ atmosférico despertaram grande interesse sobre o potencial de sequestro de carbono orgânico no solo (COS) (BAKER et al. 2007). Estima-se que os solos do mundo contenham 1.500 Gt (gigatonelada) de COS, aproximadamente o dobro da quantidade de C na atmosfera. Embora este total seja pequeno em comparação aos 38.000 Gt de C contidos nos oceanos, este reservatório atrai bastante atenção porque este é reativo ao manejo e às mudanças ambientais (SCHLESINGER, 2000).

Os solos agrícolas podem contribuir para a remoção e o armazenamento de dióxido de carbono atmosférico (CO₂), convertendo-o para a matéria orgânica do solo. O armazenamento ou sequestro de C em solos agrícolas pode ser alcançado através da adoção de práticas de manejo, tais como o plantio direto, o manejo de adubações

orgânicas, a adoção de reservas conservacionistas e o melhoramento de práticas de preparo do solo e fertilização (PAUSTIAN et al. 1997, 2000; OGLE et al. 2005).

Medidas dos fluxos de gases do solo induzidas por diferentes práticas de manejo ou preparo do solo são importantes para identificar quais práticas seriam mais impactantes no balanço de C do solo (POST et al. 1990; REICOSKY, 1997). Os esforços para reduzir as emissões provenientes dos setores de energia, desmatamento e agricultura no Brasil são agora uma prioridade (CERRI et al. 2009). Um programa brasileiro para promover os esforços de mitigação relativa ao setor agrícola (27% das emissões nacionais) deve ser implementado. Essas opções não só devem ser focadas na redução das emissões, mas também promover o aumento dos estoques de carbono no solo. Embora haja uma gama de soluções tecnicamente viáveis para reduzir as emissões agrícolas, não são óbvias quais práticas poderão permitir reduções eficientes de GEE (MAcLEOD et al. 2010).

Vários estudos têm demonstrado que o preparo induz grandes perdas de C do solo, durante períodos de curto prazo. Da mesma forma que o desmatamento, o preparo do solo acelera a oxidação da matéria orgânica do solo, liberando grandes quantidades de CO₂ em poucos dias (REICOSKY, 1997; ROCHETTE & ANGERS, 1999; PRIOR et al. 2000; LA SCALA Jr. et al. 2001; 2008).

Questões sobre o sequestro de C no solo e as emissões associadas às mudanças nas práticas agrícolas têm persistido (SCHLESINGER, 1999; IZAURRALDE et al. 2000), como dados sobre as entradas de C e as perdas são incertos, considerando a combinação da grande variedade de tipos de solo, sistemas agrícolas e práticas de manejo. Opções para mitigar as emissões de CO₂ devido às mudanças de manejo ou do uso da terra incluem reduções das emissões ou a criação de sumidouros de carbono (COLE et al. 1997).

As principais práticas de manejo que afetam os estoques de C no solo em áreas agrícolas são a forma de manejo dos resíduos, práticas de preparo do solo, aplicação de fertilizantes (minerais e orgânicos), a escolha da rotação de culturas e a intensidade do manejo do solo (exemplo: monocultura versus rotações de culturas, com períodos de pousio), manejo de irrigação e cultivo consorciado com pastagens ou produção de feno

em sequências de rotação. Além disso, a drenagem e cultivo de solos orgânicos reduzem os estoques de C no solo (ARMENTANO & MENGES, 1986).

A quantidade de carbono orgânico armazenado no solo resulta do balanço líquido entre a taxa de entrada de carbono orgânico no solo e a taxa de mineralização em cada um dos reservatórios (POST & KWON, 2000). Referindo-se à cultura da cana-de-açúcar no Brasil, várias dessas práticas de manejos agrícolas são usualmente adotadas na maioria das regiões e podem influenciar na dinâmica do balanço de carbono e estabelecer em qual manejo pode ser possível a obtenção de maiores acúmulos ou perdas. Dois fatos adicionais também devem ser considerados. Primeiro, a taxa de sequestro de carbono observada em áreas de cana-de-açúcar que são convertidas de colheita queimada para colheita mecanizada crua, é menor em solos arenosos ($1,02 \pm 0,22 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e maior em solos argilosos ($1,87 \pm 0,20 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), sendo ainda que poucos estudos na literatura consideram a renovação dos canaviais em relação ao balanço de C no solo, que ocorre normalmente a cada cinco ou seis anos após o plantio, o que faz com que o potencial de sequestro possa ser quase que totalmente perdido ou anulado (LA SCALA JR. et al. 2012).

Mesmo que grandes quantidades de C tenham sido depositadas na superfície do solo por diversas safras, durante a renovação da cultura, grande parte deste C pode ser perdido em curto período de tempo (REICOSKY & LIDSTROM 1993; LA SCALA JR. et al. 2006; 2008).

O preparo convencional do solo com manejo intensivo promove rápida diminuição da matéria orgânica do solo e subsequente aumento da emissão de CO_2 (BAYER et al. 2000). As quantidades de resíduos adicionados pelos sistemas de cultivo podem afetar o acúmulo do carbono orgânico em solos degradados. Apesar de, geralmente, ocorrer um aumento da MOS sob plantio direto (PD) e sistemas de cultivo com grande adição de resíduos, isso também depende de outros fatores, como clima, temperatura média e pluviosidade (ALVAREZ & LAVADO, 1998), textura do solo e mineralogia (SOLLINS et al. 1996; HASSINK & WHITMORE, 1997; PARFITT et al. 1997). Em solos agrícolas, o efeito que reduz as emissões líquidas de CO_2 é equivalente ao aumento do armazenamento de C no solo, um processo normalmente

mencionado como sequestro de C (PAUSTIAN et al. 2000). Das adições antropogênicas de CO₂ para a atmosfera no passado, cerca de 50 Pg (Pentagramas) foram oriunda de solos cultivados (PAUSTIAN et al. 1997) pela mineralização da MOS.

Quando áreas de vegetação natural são convertidas em áreas de culturas agrícolas, são observadas quedas bruscas dos teores de MOS (POST & KWON, 2000). O preparo do solo, além de misturar e agitar o solo, rompe os agregados e expõe superfícies organominerais antes inacessíveis à microrganismos decompositores. Isso resulta em uma redução nos montantes do C orgânico intra-agregado e do COS organomineral. Perdas de COS de 50% em solos superficiais (20 cm) foram observadas após o cultivo de 30 a 50 anos (POST & KWON, 2000). As grandes e relativamente rápidas mudanças dos estoques de COS com o cultivo sugerem um potencial considerável para melhorar o sequestro de C no solo com atividades de manejo que possam reverter os efeitos do cultivo sobre os reservatórios de COS (POST & KWON, 2000). SCHLESINGER (1990) compilou dados sobre taxas de acúmulo de C orgânico de longo prazo em solos do Holoceno. Ele encontrou uma taxa de acúmulo de C no solo lenta, mesmo após milhares de anos. O mesmo autor indica que taxas mais rápidas de mudança ao longo de curtos períodos de tempo são possíveis como resultado de alterações nas condições ambientais.

Poucos trabalhos têm apresentado resultados sobre o aumento nos teores de MOS em áreas de cana queimada que foram convertidas para colheita mecanizada crua, com taxas de acúmulo variando entre 0,93 e 1,45 t C ha⁻¹ ano⁻¹ em solos arenosos e 1,59 a 2,27 t C ha⁻¹ ano⁻¹ em solos argilosos (CERRI et al. 2011). Em estudos que consideraram os efeitos das operações de replantio durante a renovação das áreas, os resultados mostraram menores taxas de acúmulo (0,16 t C ha⁻¹ ano⁻¹) e valores de -0,14 t C ha⁻¹ ano⁻¹, ou seja, uma diminuição, mesmo após 12 anos de adoção da colheita crua (REZENDE et al. 2006; CERRI et al. 2011). Portanto, estudos que quantifiquem os fluxos de C-CO₂ durante o período de replantio da cana-de-açúcar em áreas colhidas queimadas e áreas colhidas cruas, relacionando estes fluxos com as propriedades do solo, manejo de resíduos e práticas de manejo químico, poderão

contribuir para um melhor entendimento do balanço de C no solo sob cultivo de cana-de-açúcar no Brasil.

Diante deste contexto, o objetivo deste trabalho foi quantificar o impacto dos sistemas de colheita da cana-de-açúcar e outras práticas de manejos agrícolas, quanto aos fluxos de C-CO₂ após as operações de preparo e manejo, anteriormente ao replantio. Dois sistemas agrícolas foram considerados: colheita manual queimada e mecanizada crua em parcelas em que os resíduos foram deixados ou removidos da superfície do solo. Aqui distinguimos as emissões de C-CO₂ das parcelas sem preparo em relação ao preparo convencional, com ou sem aplicações de calcário dolomítico e gesso agrícola.

3.2 - Material e Métodos

3.2.1 - Descrição da área de experimento

A área experimental localiza-se em uma fazenda de produção comercial no município de Mococa (21° 25' de latitude sul e 47° 05' de longitude oeste), Estado de São Paulo, sudeste do Brasil. O clima da área foi classificado como B_{1r}B_{4a}, tropical úmido, com temperatura média anual de 21 °C (THORNTHWAITE, 1948). A precipitação média anual é de cerca de 2.500 mm, com chuvas concentradas entre os meses de outubro e março, e um período relativamente seco entre abril e setembro. O solo foi classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo, sem mudança textural abrupta (EMBRAPA, 2006).

A área experimental onde o experimento foi conduzido tem sido explorada com a monocultura da cana-de-açúcar por aproximadamente 20 anos, utilizando-se do sistema de colheita queimada, enquanto a colheita mecanizada sem queima tem sido praticada em algumas partes da referida área nos últimos três anos. A cultura foi conduzida num ciclo de cultivo de três anos, um ano de cana-planta e dois de soqueira, sendo as variedades cultivadas SP81-3250 para áreas de cana queimadas e SP91-3011 para áreas de cana crua.

No dia dois de fevereiro de 2010, 12 tratamentos experimentais foram estabelecidos em parcelas adjacentes, todas colhidas em 20 de setembro de 2009. As áreas permaneceram em pousio desde a colheita até fevereiro de 2010. É importante mencionar que, no início do experimento, as parcelas apresentaram dois sistemas distintos de manejo dos resíduos de colheita para cana crua na superfície do solo: com e sem resíduos (Tabela 3.1. e Figura 3.1). As parcelas sob o sistema de cana crua foram colhidas mecanicamente sem queima, quatro meses antes do início do experimento, resultando em grande quantidade de palha sobre a superfície do solo. Em alguns tratamentos sob colheita crua, os resíduos de colheita foram removidos da superfície do solo, manualmente, visando a causar o mínimo distúrbio do solo possível. Os tratamentos foram realizados em parcelas de 7 x 10 metros, sendo 4 na área queimada (Figura 3.2) e outros 8 nas áreas colhidas cruas, 4 desses em parcelas com resíduos e outros 4 tratamentos em parcelas sem resíduos. Portanto, três sistemas de colheita foram definidos: colheita manual de cana queimada (CQ); colheita mecanizada de cana crua, sem resíduos na superfície do solo (CCsemres), e colheita mecanizada de cana crua com grande quantidade de resíduos na superfície do solo (CCres).

Tabela 3.1. Descrição dos doze tratamentos estabelecidos nas áreas de cana-de-açúcar colhidas queimadas e crua.

Sistemas de Colheitas	Manejos	Descrição
CQ	SP	Área de colheita manual queimada. Sem preparo do solo e sem distúrbio.
	Cn	Área de colheita manual queimada. Preparo do solo convencional.
	CnCal	Área de colheita manual queimada. Preparo do solo convencional mais aplicação de calcário.
	CnCalG	Área de colheita manual queimada. Preparo do solo convencional mais aplicação de calcário e gesso.
CCsemres	SP	Área de colheita mecanizada crua, sem resíduos na superfície do solo. Sem preparo e sem distúrbio.
	Cn	Área de colheita mecanizada crua, sem resíduos na superfície do solo. Preparo do solo convencional. .
	CnCal	Área de colheita mecanizada crua, sem resíduos na superfície do solo. Preparo do solo convencional mais aplicação de calcário.
	CnCalG	Área de colheita mecanizada crua, sem resíduos na superfície do solo. Preparo do solo convencional mais aplicação de calcário e gesso.
CCres	SP	Área de colheita mecanizada crua, com resíduos na superfície do solo. Sem preparo e sem distúrbio.
	Cn	Área de colheita mecanizada crua, com resíduos na superfície do solo. Preparo do solo convencional.
	CnCal	Área de colheita mecanizada crua, com resíduos na superfície do solo. Preparo do solo convencional mais aplicação de calcário.
	CnCalG	Área de colheita mecanizada crua, com resíduos na superfície do solo. Preparo do solo convencional mais aplicação de calcário e gesso.

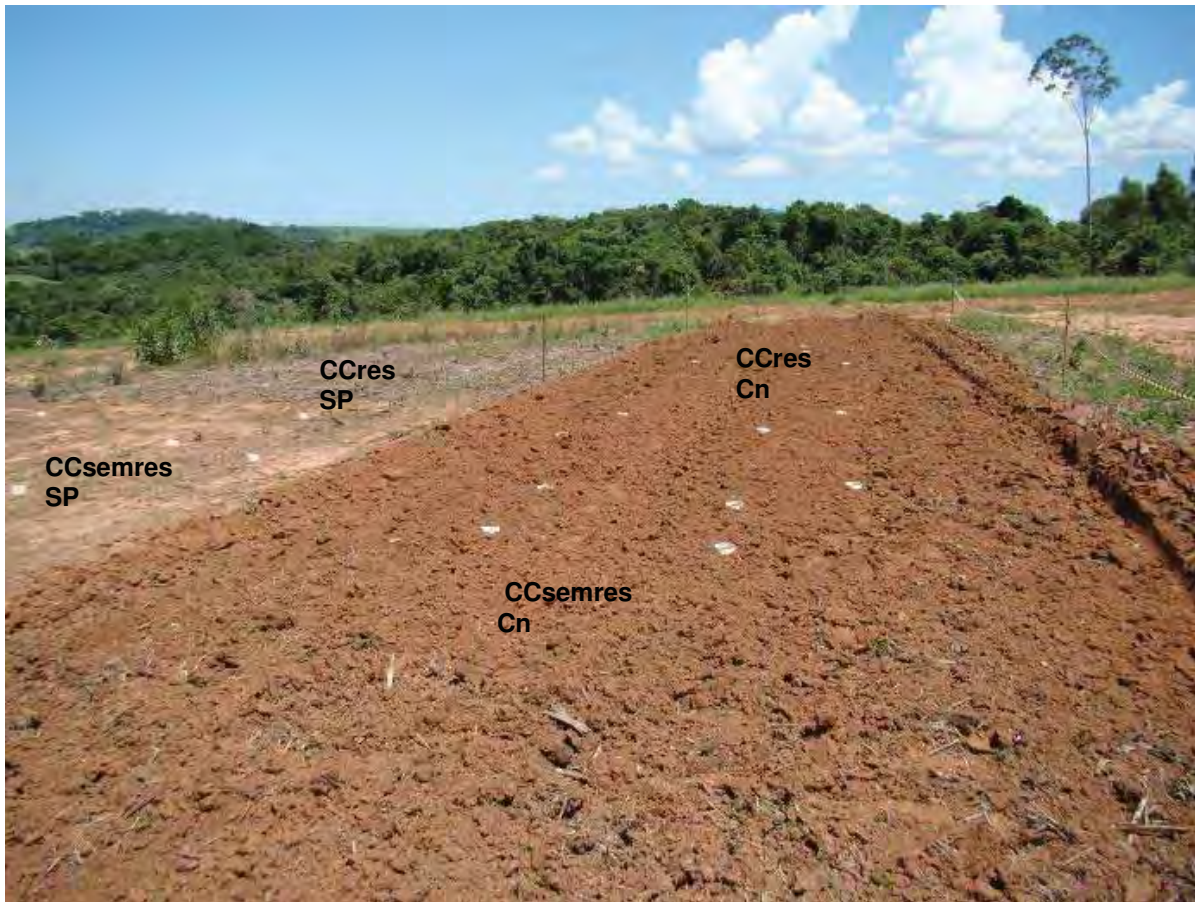


Figura 3.1. Vista geral da área do experimento, cana crua (CC) com preparo convencional sem resíduos (CCsemres Cn); cana crua com resíduos e preparo convencional (CCres Cn); cana crua sem resíduos e sem preparo (CCsemres SP), e cana crua com resíduos sem preparo (CCres SP).

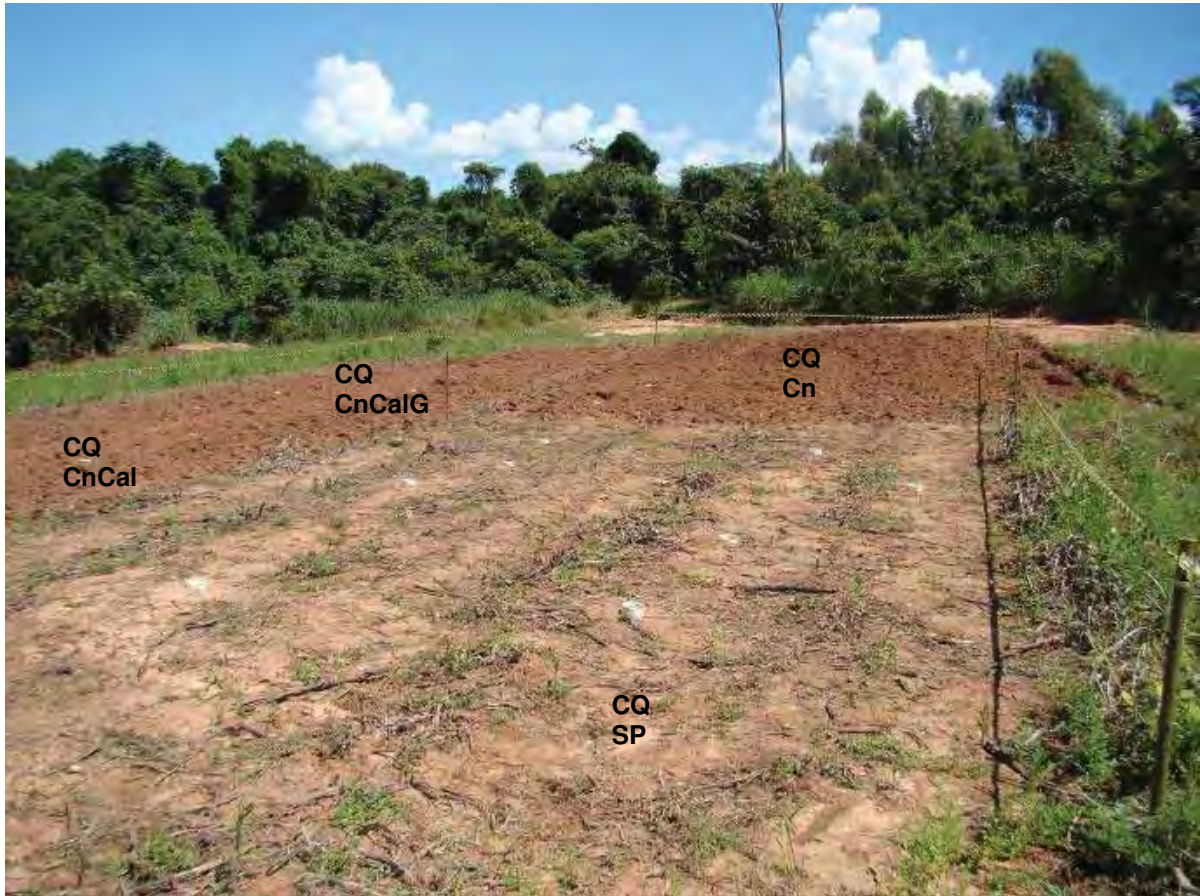


Figura 3.2. Vista geral da área do experimento: cana queimada (CQ) com os 4 tratamentos, sem preparo (SP), preparo convencional (Cn), preparo convencional com calcário (CnCal) e preparo convencional com calcário e gesso (CnCalG).

O preparo convencional do solo foi realizado em cada uma das referidas parcelas experimentais, com as seguintes operações: 1) Grade pesada com profundidade de corte de 30 cm e discos de corte de 32 polegadas com trator Valtra BH 180, com velocidade de trabalho de 6 km/h; (Figura 3.3 a) Grade média na profundidade de corte de 20 cm e discos de 28 polegadas com trator New Holland TM 150 e velocidade de 6 km/h (Figura 3.3 b); 3) preparo com subsolador na profundidade de 40 cm (Figura 3.3 c); 4) grade niveladora na profundidade de corte de 10 cm (duas vezes) com discos de 22 polegadas, trator New Holland TM 150 e velocidade de 7 km/h (Figura 3.3 d). Essa sequência de preparo pode ser considerada como preparo de solo

convencional usualmente realizado em áreas de cana, na região de Mococa, durante a temporada de replantio da cana. Calcário dolomítico ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) e gesso agrícola ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) também foram aplicados e incorporados no solo em alguns tratamentos, em uma taxa de 2 t ha^{-1} .



Figura 3.3. Operações consideradas como preparo convencional do solo: a) grade pesada; b) grade média; c) subsolagem, e d) grade niveladora em áreas de cana crua com resíduos e sem resíduos na superfície.

A calagem é geralmente realizada para aumentar o pH do solo, enquanto o gesso agrícola é aplicado para reduzir a toxicidade de alumínio para as plantas em sub-superfície, fornecendo cálcio e enxofre às plantas e promovendo melhor desenvolvimento das raízes, o que representa, neste trabalho, o manejo químico (calcário dolomítico e aplicação de gesso). As parcelas sem preparo do solo (SP), nos

sistemas de CQ, CCsemres e CCres, foram deixadas como controle sem preparo do solo e sem aplicação de calcário e gesso. No dia 2 de fevereiro de 2010, logo após as operações de preparo, nove colares de PVC (10 cm de diâmetro) foram inseridos no solo a uma profundidade de 3 cm para cada uma das parcelas estudadas, totalizando 108 pontos de medidas para todos os tratamentos (Figura 3.4)



Figura 3.4. Detalhe do anel de PVC inserido no solo na parcela de cana crua com palha sem preparo.

A quantidade de resíduos deixados na superfície do solo foi caracterizada pela coleta de amostras de resíduos em parcelas de 1 m² de superfície em cada uma das parcelas em CCres (n = 4). Essas amostras foram secas em câmara de secagem durante 72 horas até a estabilização da água e resultou em 9.231 kg de matéria seca ha⁻¹. Considerando o conteúdo de C dos resíduos de cana ao redor de 42% (TRIVELIN

et al. 1995), isso resultaria em 3.877 kg C ha⁻¹ depositado na superfície do solo na forma de resíduos, apenas nas áreas de CCres.

3.2.2 - Amostragem do solo e análises químicas

As amostras de solo foram coletadas após o final das medidas de emissões de CO₂ em todos os tratamentos, 30 dias após a aplicação de calcário e gesso, na profundidade de 0-20 cm, consistindo em 10 amostras por parcela, para realizar uma amostra composta (1 kg) para cada tratamento (Tabela 3.2). Amostras indeformadas foram coletadas para avaliação da densidade do solo e foram retiradas com um cilindro de aço inoxidável (100 cm³) na camada superficial, e o procedimento foi repetido quatro vezes para cada parcela (4 repetições), com aproximadamente 150 g de solo coletados para cada amostra. Foram analisadas as características físicas e químicas do solo: pH (potencial hidrogeniônico), estoque de carbono orgânico do solo (estoque C) e tamanho de partícula referentes aos locais estudados em áreas de colheita queimada e crua, também apresentados na Tabela 3.2, conforme metodologia descrita por RAIJ et al. (1987).

Para estimar a contribuição das emissões provenientes do solo, resíduos, calcário e gesso, associados a cada sistema de colheita (CQ, CCsemres e CCres), foi determinado o conteúdo de matéria orgânica (RAIJ et al. 1987) e os estoques de C no solo, na camada de 0 a 20 cm de profundidade (BAYER et al. 2000), usando a expressão $EstoqueC = (CO \times DS \times e)/10$, sendo *EstoqueC* o estoque de carbono (Mg ha⁻¹), *CO* o teor de carbono orgânico (g kg⁻¹), *DS* a densidade do solo (kg m⁻³) e *e*, a camada estudada (cm).

Considerando-se a emissão total de cada tratamento, em cada sistema de colheita, e com as estimativas dos valores totais dos estoques de carbono do solo (Tabela 3.2), resíduos de colheita (3.877 kg C ha⁻¹) e calcário (conteúdo de carbonato, 13%, IPCC, 2006), foi possível estimar as emissões adicionais associadas a cada compartimento (solo, resíduos e calcário).

Tabela 3.2. Propriedades físicas e químicas do solo nos tratamentos associados com cada sistema de colheita e práticas de manejo, nas áreas de cana colhidas crua e queimada.

Sistemas de colheita	Manejos	Estoque C (kg m ⁻²)*	pH (CaCl ₂)	V%	Densidade solo (g cm ⁻³)	Areia (g kg ⁻¹)	Silte (g kg ⁻¹)	Argila (g kg ⁻¹)
CQ	SP	1,276	4,6	39	1,45	675	175	150
	Cn	1,276	4,6	39	1,31	675	175	150
	CnCal	1,276	6,1	83	1,34	675	179	146
	CnCalG	1,276	5,7	80	1,36	677	175	148
CCsemre S	SP	1,392	4,7	44	1,48	672	130	198
	Cn	1,508	4,9	49	1,29	651	170	179
	CnCal	1,624	5,1	57	1,21	636	130	234
	CnCalG	1,624	5,3	62	1,24	624	149	227
CCres	SP	1,392	4,7	44	1,52	672	130	198
	Cn	1,624	4,8	46	1,30	688	120	192
	CnCal	1,624	5,1	57	1,24	636	130	234
	CnCalG	1,624	5,3	62	1,18	627	155	218

* 0-20 cm de profundidade.

3.2.3 - Medidas das emissões de CO₂

As medidas das emissões de CO₂ do solo e temperatura (20 cm de profundidade) foram tomadas 24 horas após o preparo, sendo o primeiro dia (03 de fevereiro de 2010), até o dia 27 de fevereiro de 2010, totalizando 25 dias após preparo, com 18 dias de medições, normalmente no período da manhã, utilizando-se de dois sistemas portáteis LI-COR (LI-8100), em todos os pontos estudados (Figura 3.5 a). No modo de medição, o sistema LI-8100 monitora as mudanças na concentração de CO₂ no interior da câmara através de um analisador de gás infravermelho (IRGA). A câmara de solo tem um volume interno de 854,2 cm³, com uma área de contato circular ao solo de 83,7 cm². A temperatura do solo foi monitorada, utilizando-se de uma sonda de 20 cm de profundidade (sensor termistor based) inserida no solo, a qual é parte integrante do sistema LI-8100 (Figura 3.5 b).

A umidade do solo (% volume) foi determinada (12 cm de profundidade), utilizando-se de um sistema portátil Time Domain Reflectometer (TDR) (HydroSense System, Campbell Scientific, Utah, USA) (Figura 3.5 c). Nos dias 15 e 21 (após preparo), as medidas não foram tomadas devido à grande ocorrência de chuvas diurnas com precipitações de 20 e 23 mm que ocorreram no local do experimento. Em todas as medições, um curto período de tempo de 90 segundos, para cada ponto de medição, foi utilizado para medir as emissões de CO₂ em cada colar. Deste modo, foi possível completar a amostragem de todos os 108 pontos o mais rápido possível, evitando a variação de temperatura do solo nas parcelas estudadas durante esse período.

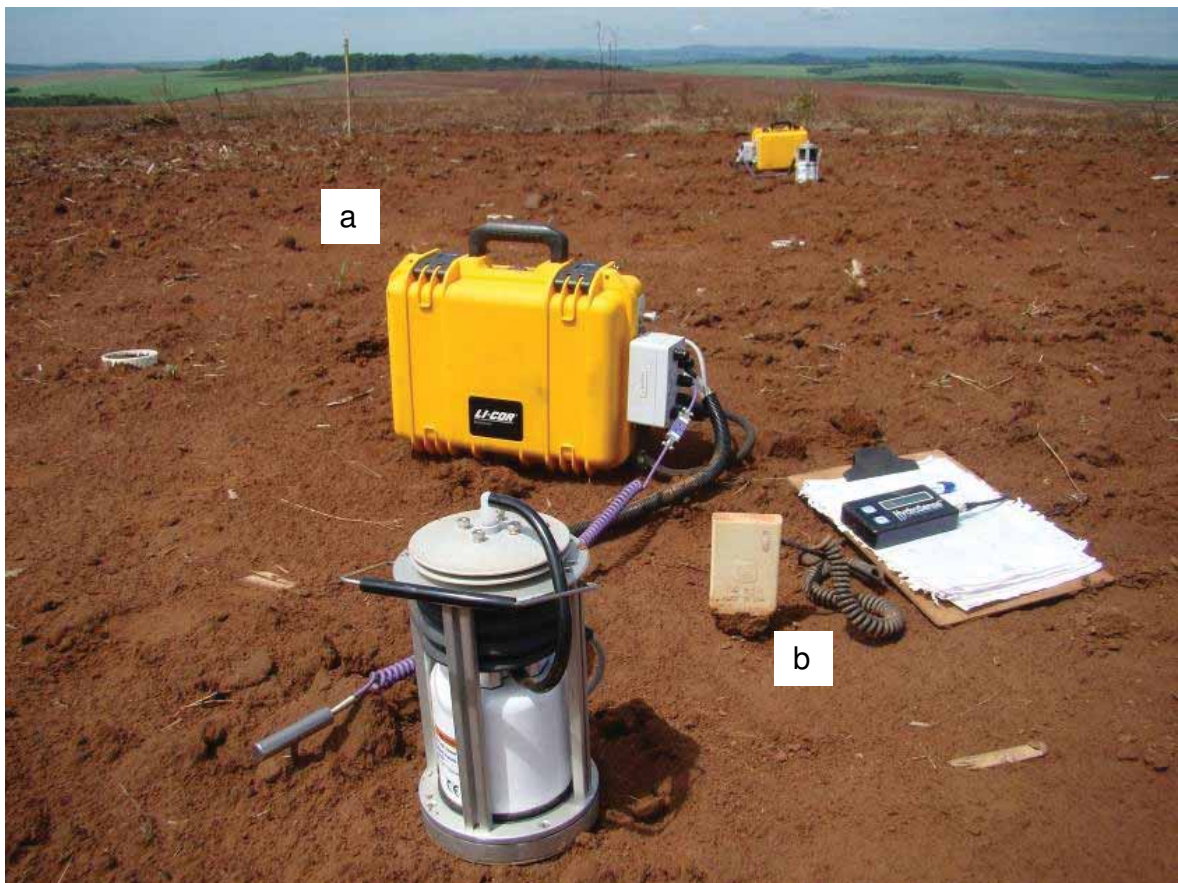


Figura 3.5. Sistema LI-8100 (a) interligado à câmara de solo (b) e sensor de umidade do solo.

Os dados das medidas de emissões de C-CO₂, temperatura e umidade do solo foram avaliados utilizando o delineamento inteiramente casualizado, no esquema de medidas repetidas no tempo para os fatores: I) sistema de colheita, com os seguintes níveis - cana queimada (CQ), cana crua sem resíduos (CCsemres) e cana crua com resíduos (CCres); II) manejo, com os seguintes níveis - sem preparo (SP), preparo convencional do solo (Cn), preparo convencional mais aplicação de calcário (CnCal) e preparo convencional mais aplicação de calcário e gesso (CnCalG); III) Tempo (KEPNER & ROBINSON, 1988). Inicialmente, foi realizado o teste de esfericidade da matriz de variâncias e covariâncias entre tempos. A hipótese de esfericidade das matrizes de variância e covariância não foi rejeitada para todas as variáveis estudadas. A comparação de pares de médias foi realizada, utilizando-se do teste de Tukey, ao nível de significância de 5% de probabilidade. As análises de variância e de correlação linear entre as variáveis foram realizadas, utilizando o sistema SAS (SAS versão 9.1, SAS instituto, Cary, NC, EUA). As emissões acumuladas de C-CO₂ do solo durante todo período de estudo foram estimadas pelo método da integral da área debaixo das curvas de emissão versus o tempo, utilizando o software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

3.3 - Resultados e Discussão

3.3.1 - Emissões de C-CO₂ associadas com os sistemas de colheita da cana-de-açúcar colhida queimada e mecanizada crua e seus respectivos manejos

A Figura 3.6 a-c apresenta as emissões de C-CO₂ (+ metade do erro-padrão) de todos os tratamentos referentes aos sistemas de colheita CQ, CCsemres e CCres. Em cada um desses gráficos, é possível observar o efeito do manejo (Cn, CnCal e CnCalG) sobre as emissões, em comparação com as parcelas SP, considerando-se 25 dias após o preparo do solo. Vinte e quatro horas após o preparo do solo, as emissões mais baixas, em todos os três sistemas de colheita considerados, foram observadas nas parcelas SP com valores de 0,086; 0,137 e 0,070 g de C-CO₂ m⁻² h⁻¹ para CQ, CCsemres e CCres, respectivamente. As emissões nas parcelas SP mantiveram-se mais baixas do que os outros tratamentos durante todo o período estudado, onde os respectivos preparos e manejos foram executados, apresentando, em alguns casos, flutuações relacionadas principalmente com as mudanças na umidade do solo associadas à ocorrência de precipitações.

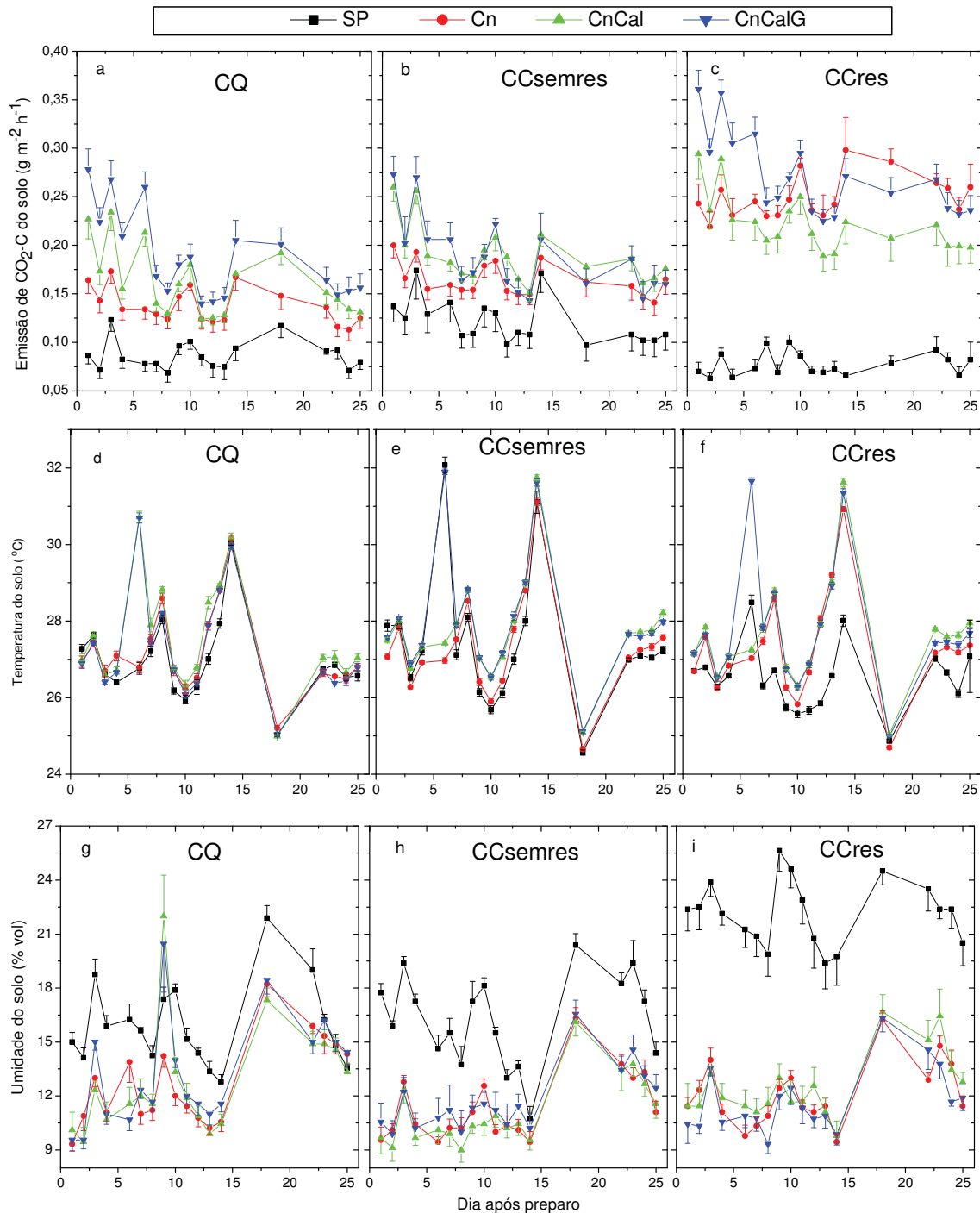


Figura 3.6. Emissões de C-CO₂ (g CO₂ m⁻² h⁻¹), temperatura do solo (°C) e umidade do solo (% vol.), acrescido de metade dos erros-padrão (barras verticais), para os sistemas de colheitas estudados: CQ (colheita de cana queimada), CCsemres (colheita crua sem resíduos) e CCres (colheita crua com resíduos), relacionados às práticas de manejo; SP: Sem preparo do solo; Cn: preparo convencional; CnCal: Preparo convencional mais aplicação de calcário; CnCalG: preparo convencional mais calcário e gesso.

Mudanças nos fluxos das emissões de C-CO₂, em cada um dos sistemas de colheita estudados podem ser claramente observadas quando o preparo convencional do solo, calcário ou gesso foram aplicados. No sistema CQ, as emissões iniciais no primeiro dia após o preparo foram de 0,164; 0,227 e 0,278 g m⁻² h⁻¹ C-CO₂ para os manejos Cn, CnCal e CnCalG, respectivamente, mostrando não apenas um aumento em relação ao manejo SP (induzida pelo preparo), mas também aumentos induzidos pela aplicação de calcário e gesso. Supostamente, a emissão adicional de C-CO₂ do tratamento Cn, quando comparada com a parcela SP nos sistemas CQ e CCsemres, deve ser proveniente das perdas de carbono do solo, sendo que nenhum resíduo, calcário ou gesso foram adicionados nestas parcelas. JACKSON et al. (2003) e ROBERTS & CHAN (1990) sugerem que o aumento da emissão de CO₂ do solo imediatamente após a operação de preparo do solo, não pôde ser atribuído somente ao aumento da atividade microbiana, mas também devido ao aumento da aeração do solo, induzida pela perturbação do preparo. No entanto, no caso do presente estudo, as medições começaram 24 horas após o preparo do solo, e o aumento de 90% das emissões no tratamento Cn em relação ao tratamento SP (no sistema CQ) deve estar provavelmente relacionado com o aumento da atividade microbiana do solo. Como pode ser observado, o aspecto das emissões no tempo após o preparo do solo nas parcelas em CQ apresenta uma aproximação típica das emissões da parcela SP, o qual é característico de estudos de emissões após o preparo do solo (LA SCALA JR. et al. 2006; LA SCALA JR. et al. 2008).

O efeito das emissões adicionais induzidas pela aplicação de calagem e gesso, em conjunto com o preparo do solo, não é tão claras nos sistemas de colheita CCsemres e CCres, como a maioria das curvas de emissão se sobrepõe. Mas, quando comparado o efeito do preparo nas parcelas dos sistemas CCsemres e CCres (Figura. 3.6 b e c), é possível distinguir a contribuição da adição dos resíduos da cana sobre as emissões, assim como as emissões em CCres foram consideravelmente superiores às de CCsemres do começo ao final do período estudado, quando se realizou o preparo e

o manejo, supostamente devido à contribuição adicional da incorporação dos resíduos da cana sobre as emissões.

Menores emissões de C-CO₂ nos tratamentos SP com resíduos na superfície do solo (CCres) foram observadas quando comparadas às outras parcelas SP, durante todo o período estudado (Figura 3.6 a-c). Isso poderia ser parcialmente atribuído à menor taxa de decomposição dos resíduos da cana deixados na superfície do solo, especialmente em condições sem distúrbio (CURTIN et al. 2000), assim como a relação C:N da cana é de cerca de 100:1 e, portanto, a taxa de mineralização é reduzida nestas condições (TRIVELIN et al. 1995). No entanto, deve-se mencionar que, no estudo atual, a área foi colhida quatro meses antes do início do experimento, demonstrando que a mineralização dos resíduos não estava contribuindo diretamente nos fluxos adicionais de C-CO₂ nas condições de manejo sem distúrbio.

Na Figura 3.6 h-i, é possível notar o efeito da remoção dos resíduos sobre a umidade do solo. Ao comparar esta umidade nas parcelas em CCres SP com as parcelas em CCsemres SP, é possível distinguir uma clara diminuição na umidade do solo após a remoção dos resíduos de colheita, sendo que esta decresceu de um valor médio de 22,2% em CCres SP para 16,2% na parcela em CCsemres SP, que é um valor similar ao encontrado na parcela CQ SP. A umidade do solo é um fator importante que influencia a produção e a difusão de CO₂, incluindo a entrada de oxigênio para o solo (SOLOMON & CERLING, 1987; XU & QI, 2001; REICHSTEIN et al. 2002; XU et al. 2004; TANG & BALDOCCHI, 2005). LINN & DORAN (1984) encontraram que a respiração microbiana apresenta um pico quando a umidade do solo chega a valores próximos de 60% da porosidade livre de água. No entanto, LOU et al. (2004) indicaram que a umidade do solo teve uma relação fraca com o fluxo de CO₂ do solo, mostrando que os efeitos da umidade dependem também da estrutura do solo (DAVIDSON et al. 1998; KNAPP et al. 1998). O aumento das emissões associadas com a diminuição da umidade do solo, no tratamento SP sem resíduo de colheita, em comparação com o tratamento SP com resíduos (Figura 3.6 b e c), parece indicar que o processo de difusão do gás foi um processo importante para controlar as emissões, e não apenas o fluxo (produção) de CO₂, mas também o influxo de oxigênio, necessário para a

atividade microbiana. SIERRA & RENAULT (1996) determinaram que as taxas de respiração dos agregados do solo diminuiram a produção de CO₂ com a diminuição da concentração de O₂.

O aspecto geral das curvas de emissão observado no presente estudo é semelhante ao relatado anteriormente na literatura como os aspectos do decaimento no tempo, que é característico de estudos de emissões após preparo do solo (REICOSKY & LINDSTROM, 1993; ROCHETTE & ANGERS, 1999; LA SCALA JR. et al. 2006; LA SCALA JR. et al. 2008). No presente estudo, o decaimento das emissões no tempo persistiu até 13 dias após o preparo, e esse comportamento foi seguido por aumentos das emissões associados a eventos de precipitação que ocorreram nos dias 15 e 20, com valores de 20 e 23 mm, respectivamente. Emissões após o preparo do solo nas parcelas CCsemres e CQ convergiram para valores próximos aos da parcela SP no final do experimento (0,165; 0,176 e 0,160 para CCsemres e 0,125; 0,131 e 0,156 g m² h⁻¹ de C-CO₂ para CQ), mas, de maneira diferente, os valores das emissões nas parcelas com preparo do solo em CCres, incluindo Cn, CnCal e CnCalG, mantiveram-se mais elevados até o final do período de medição (0,260; 0,198 e 0,260 g de C-CO₂ m² h⁻¹, respectivamente), provavelmente devido à persistência da mineralização dos resíduos e, além disso, devido à maior atividade microbiológica promovida pelo calcário e gesso.

Mudanças nos teores da umidade do solo devido a eventos de precipitação, associadas a um aumento nas emissões de CO₂ do solo, também foram observadas em outros estudos (DAVIDSON et al. 2000; LEE et al. 2002; XU et al. 2004). É notável que este comportamento não seja tão marcante nas parcelas SP, especialmente em CCres, provavelmente devido à presença dos resíduos de cana-de-açúcar na superfície do solo. Este efeito também é observado por PANOSSO et al. (2009) em que as emissões de CO₂, induzidas por precipitação, eram muito menores em parcelas com resíduos na superfície do solo quando comparado com parcelas sem resíduos como cobertura do solo. Uma possível explicação é que, após chuvas, ocorre um aumento nos fluxos de CO₂ do solo que é causada principalmente pelo aumento da atividade e/ou população microbiana (ROCHETTE et al. 1991; FRANZLUEBBERS et al. 2000).

Outros autores sustentaram que esses aumentos das emissões podem ser devido à infiltração de água no interior do solo e seu efeito na remoção do ar sobre o fluxo de CO₂, concluindo que a influência da umidade do solo sobre a respiração do solo é mais pronunciada do que sua influência no fluxo de CO₂ (MAIER et al. 2011).

Este efeito de aumento do fluxo de C-CO₂ diretamente relacionado com o aumento da umidade do solo é observado na Figura 3.6 g-i, nos dias 3; 9 e 14. A umidade do solo em CCres SP apresentou diferença significativa ($p < 0,05$) quando comparada ao tratamento CCsemres SP e CQ SP (Figura 3.6) na maioria dos dias, apresentando também a maior umidade durante todo o período estudado quando os resíduos foram mantidos na superfície do solo. Além disso, comparando os respectivos manejos dentro de cada sistema de colheita, nos sistemas CCres e CCsemres, as parcelas sem preparo também apresentaram diferenças significativas quanto à umidade do solo quando comparadas com os outros manejos (Cn, CnCal e CnCalG), exceto no sistema CQ no qual não houve diferenças da umidade quanto aos manejos ($p > 0,05$). Assim, é possível observar, comparando os gráficos na Figura 3.6 a-c e Figura. 3.6 g-i, que, em geral, durante todo o período testado, as menores emissões nas parcelas SP para todos os sistemas de colheita foram associadas com maiores teores de umidade do solo (% volume).

Aplicando as análises de correlação linear entre o fluxo de CO₂ do solo, temperatura e umidade, os resultados não apresentaram correlação linear significativa entre o fluxo de CO₂ do solo e a temperatura, exceto para GHnores NT ($r = 0,46$; $p < 0,05$). Além disso, os resultados apresentaram uma correlação linear significativa entre o fluxo de CO₂ do solo e a umidade apenas para CQ SP ($r = 0,57$; $p < 0,05$), CCres SP ($r = 0,48$; $p < 0,05$) e CCres Cn ($r = 0,65$; $p < 0,05$).

Flutuações na temperatura do solo (Figura 3.6 d-f) são mais evidentes após eventos de precipitação, semelhante aos resultados encontrados por FRANZLUEBBERS et al. (1995) e KESSAVALOU et al. (1998) também sobre estudos de emissão após preparo. Os resultados das medidas da temperatura do solo apresentaram valores semelhantes para todos os sistemas de colheita e manejos estudados durante todo o período do experimento, com médias entre 26,4 a 27,9 °C.

Nós encontramos que a temperatura do solo em CCres SP apresentou o menor valor médio, em que os resíduos foram deixados na superfície do solo, diferindo ($p < 0,05$) das parcelas CCsemres SP e CQ SP sem resíduos (dados não mostrados), indicando que os resíduos, quando mantidos na superfície do solo após a colheita, podem influenciar significativamente sobre a temperatura do solo. O preparo do solo tem demonstrado estimular as perdas adicionais de carbono do solo devido ao aumento da aeração, mudanças nas condições de temperatura e umidade e, assim, favorecendo a decomposição microbiana (REICOSKY et al. 2008).

3.3.2 – Emissões totais de C-CO₂ associadas aos sistemas de colheita da cana-de-açúcar queimada e crua e respectivos manejos

As emissões totais de C-CO₂ (mais metade dos erros-padrão) de todos os tratamentos estudados, acumuladas em 25 dias após o preparo do solo, são apresentadas na Figura 3.7, com base no cálculo da área abaixo das curvas apresentadas na Figura 3.6 a-c (método da integração). Primeiramente, considerando apenas as emissões nas parcelas SP, é perceptível um aumento na emissão total de carbono do solo quando os resíduos da cultura foram removidos da superfície do solo, de CCres SP (446,4 kg C-CO₂ ha⁻¹) para CCsemres SP (698,8 kg C-CO₂ ha⁻¹), correspondendo a uma perda adicional de carbono do solo de 252,4 kg C-CO₂ ha⁻¹ (p <0,05). Este valor representa uma emissão evitada de 925,5 kg CO₂ ha⁻¹ em 25 dias apenas, devido à manutenção dos resíduos da cultura na superfície do solo em áreas CCres sem preparo e sem manejo. Comparando o balanço de emissões de gases de estufa devido à conversão de áreas de cana queimada para a colheita crua sem queima, DE FIGUEIREDO & LA SCALA JR. (2011) estimaram uma emissão líquida de CH₄ e N₂O devido à queima de resíduos de cana-de-açúcar de 941,0 kg ha⁻¹ CO₂eq.

Os resultados indicam que a redução das emissões de carbono do solo devido à presença dos resíduos da cana na superfície do solo é um aspecto importante que deve ser considerado em estudos futuros. Como relatado por REICOSKY et al. (1999), os efeitos dos resíduos na superfície, provavelmente, refletem-se em menores fluxos de CO₂ e H₂O nas parcelas SP, sendo que os resíduos de superfície servem como uma barreira para a difusão de CO₂ do solo para a atmosfera. Nas parcelas SP, a densidade do solo apresentou valores de 1,45; 1,48 e 1,52 g cm⁻³ para CQ, e CCsemres e CCres respectivamente, valores maiores do que das parcelas onde o preparo do solo foi aplicado (Tabela 3.3). Este fato corrobora as menores emissões nas parcelas SP comparadas com as parcelas em que o preparo foi realizado, devido à menor aeração do solo. Em concordância, VOR et al. (2003) apresentaram resultados demonstrando que a mineralização da matéria orgânica do solo é diminuída consideravelmente em condições de aeração reduzida. Maior densidade do solo e a presença de resíduos de

culturas em sua superfície do solo podem contribuir para menores concentrações de O_2 no interior do solo, resultando em menores emissões de CO_2 .

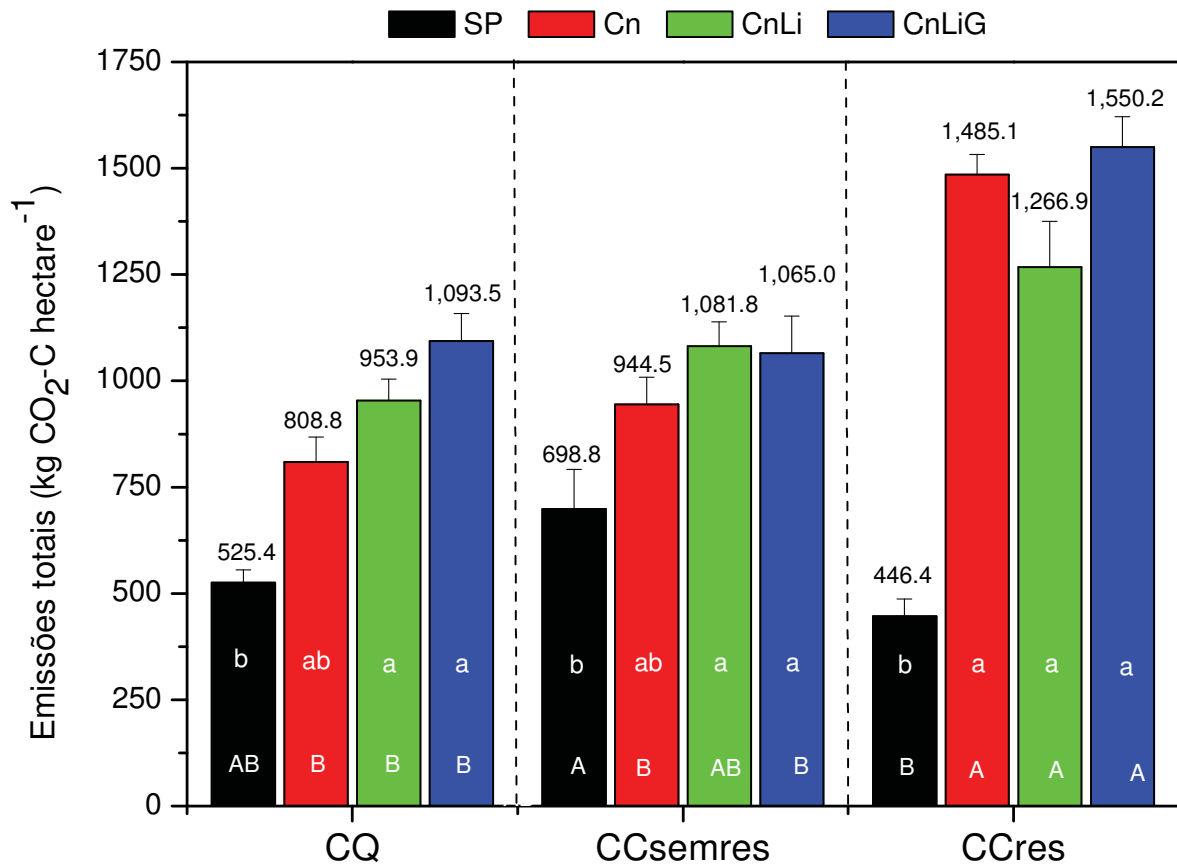


Figura 3.7. Emissões totais de carbono (mais metade do erro-padrão, kg C- CO_2 ha⁻¹) considerando os sistemas de colheita da cana-de-açúcar queimada (CQ), colheita crua com resíduos removidos (CCsemres) e colheita crua com resíduos na superfície do solo (CCres) e seus respectivos manejos (SP, Cn, CnCal e CnCalG), referente ao período de 25 dias após o preparo. SP: Sem preparo do solo; Cn: Preparo do solo convencional; CnCal: Preparo convencional mais aplicação de calcário; CnCalG: Preparo convencional mais calcário e aplicação de gesso. Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas, comparando os manejos entre os sistemas de colheita, e letras minúsculas, comparando os manejos dentro de cada sistema de colheita, não diferem entre si, pelo teste de Tukey ($p > 0,05$).

De acordo com os resultados, as maiores emissões induzidas pelo preparo do solo foram observadas nas parcelas CCres em que foram aplicados calcário e gesso em conjunto com a incorporação dos resíduos (CnCalG), resultando na emissão de

1,550.2 kg C-CO₂ ha⁻¹, 25 dias após o preparo. Este valor de emissão adicional da parcela CCres SP (446,4 kg C-CO₂ ha⁻¹) para CCres CnCalG corresponde à perda de C-CO₂ proveniente do preparo do solo e práticas usuais de manejo aplicadas em áreas colhidas cruas, resultando em 1,103.8 kg C-CO₂ ha⁻¹ ou 4,047.3 kg CO₂ ha⁻¹ lançado de volta para a atmosfera. Estas emissões de curto prazo induzidas pelo preparo do solo em adição com a aplicação de calcário e gesso em áreas de CCres corresponde a uma quantidade 69% superior às emissões anuais (em equivalente CO₂) estimada por metodologias de inventários em áreas de cana colhidas crua, considerando as emissões de fontes móveis e atividades agrícolas que apresentam valores de 2,793 kg ha⁻¹ CO₂eq ano⁻¹ (DE FIGUEIREDO & LA SCALA JR. 2011). O mesmo manejo, quando aplicado na reforma da área em CQ (CnCalG), resultou em uma emissão extra de 568,1 kg C-CO₂ ha⁻¹ (1.093,5 - 525,4), o que corresponde a 2,083.0 kg CO₂ ha⁻¹ liberado para a atmosfera, em 25 dias apenas. As emissões medidas neste experimento, se extrapoladas para áreas maiores com cultivo de cana, podem ser comparáveis ao potencial anual de sequestro de carbono no solo, descrito em estudos realizados em áreas de cana do Brasil, que varia de -0,14 a 2,38 t C ha⁻¹ ano⁻¹ (CERRI et al. 2011). Os mesmos autores enfatizaram que menores valores de acúmulo de C no solo foram observados em locais submetidos às operações intensivas de plantio, que ocorre principalmente na renovação dos canaviais. Esses resultados reforçam a importância de avaliar as emissões de curto prazo especialmente durante as operações de renovação das áreas, após o preparo e o manejo do solo, uma vez que essas são convertidas dos sistemas CQ para CC, para obtermos, assim melhor compreensão não só das taxas de acúmulo de carbono no solo, mas também dados sobre as perdas de C a serem consideradas no balanço total de carbono em áreas agrícolas.

O aumento das emissões após o preparo convencional do solo, quando comparadas as parcelas CQ e CCsemres, ambas SP, pode ser considerados em sua maioria relacionado com as perdas de carbono no solo, sendo que nenhum resíduo, calcário ou gesso foi adicionado nestas parcelas. Estas emissões extras, devido ao preparo convencional do solo (após descontar as emissões SP), foram de 283,4 e 245,7 kg C-CO₂ ha⁻¹, respectivamente. Estes valores são equivalentes a 2,22 e 1,63% do

estoque de carbono total do solo naquelas áreas, na camada de 0-20 cm (Tabela 3.2), nos sistemas CQ e CCsemres, respectivamente. PAUSTIAN et al. (2000) demonstraram que o preparo intensivo do solo, especialmente com arado de aiveca, resultou em grandes perdas de CO₂ do solo, e isso poderia estar relacionado com o armazenamento do C no solo, um processo normalmente citado como sequestro de C. LA SCALA JR. et al. (2006) mostraram que as emissões de CO₂, provenientes do preparo convencional (arado de aiveca) e preparo reduzido (escarificador), são significativamente afetadas em curto prazo, quando comparadas com emissões das condições sem preparo e sem perturbações do solo.

Por outro lado, uma emissão muito maior, induzida pelo preparo do solo, foi observada em CCres Cn (+1,038.7 kg C-CO₂ ha⁻¹) em relação à parcela SP, o que pode estar associado à incorporação dos resíduos da cana-de-açúcar através do preparo. De acordo com as análises a partir de amostras de resíduos recolhidas nas áreas do experimento, uma quantidade média de resíduos de 9.231 kg de matéria seca ha⁻¹ estava presente na superfície do solo antes do preparo nas parcelas CCres, valor próximo de 3.877 kg C ha⁻¹ na forma de resíduos. No preparo convencional, os resíduos de culturas incorporados no solo tornam-se uma fonte de energia prontamente disponível para os microrganismos (BAYER et al. 2000). REICOSKY & LINDSTROM (1993) determinaram que, em um período de 19 dias após o preparo do solo, mais C foi liberado na forma de CO₂ do que foi adicionado pelos resíduos de colheita no final da temporada (1,85 t C ha⁻¹ ano⁻¹), indicando substancial oxidação da matéria orgânica do solo. Os resultados do experimento apresentam uma emissão adicional induzida pelo preparo na parcela CCres Cn quando comparada com a parcela CCsemres Cn, com incremento de 540,6 kg C-CO₂ ha⁻¹ (CCres Cn menos CCsemres Cn), considerada como sendo proveniente das perdas de carbono dos resíduos da cana, sendo que as condições do preparo do solo e do sistema de manejo, aplicadas em ambas as parcelas foram as mesmas. Com base nesta diferença, a partir de CCres Cn menos as emissões da parcela CCsemres Cn (Figura 3.7.), pode-se inferir que um montante equivalente a 14% do carbono incorporado na forma de resíduos no solo foi perdido após o preparo, em 25 dias, na forma de CO₂. Este resultado corrobora LA SCALA JR. et al. (2006), os

quais sugeriram que 30% do carbono dos resíduos de colheita de cana podem ser perdidos após a aração de um solo tropical, em 30 dias após o preparo. É importante mencionar que essas estimativas não levam em conta qualquer efeito “priming”, em que uma nova quantidade de material ou matéria orgânica adicionada no solo resultaria no aumento da atividade microbiana e, conseqüentemente, no aumento do decaimento da matéria orgânica residente do solo. Muitos autores têm discutido sobre estes efeitos após a adição de resíduos de colheita com menor relação C:N do que é tipicamente encontrado nos resíduos da cana. Portanto, existe um grande interesse sobre estes efeitos, devido também à sua complexidade, como a adição de diferentes substâncias no solo que podem causar não só um efeito “priming” positivo, como também negativo (KUZYAKOV et al. 2000; DIJKSTRA et al. 2007).

O efeito da calagem sobre as emissões adicionais é determinada pela subtração das emissões totais da parcela onde o calcário foi aplicado, da parcela onde este não foi aplicado, mais especificamente, C_n Cal deduzido de C_n , em cada um dos sistemas de colheita. O aumento das emissões de C-CO₂ devido à aplicação de calcário pode ser mais bem observado nos sistemas de colheita CQ e CCsemres, em que emissões adicionais de 145,1 e 137,3 kg C-CO₂ ha⁻¹ foram induzidas pelo calcário em CQ e CCsemres, respectivamente. Em CCres, o calcário foi aplicado sobre os resíduos da cultura da cana e grande parte destes incorporados no solo a uma profundidade de 25 cm. Como pode ser claramente visto, as emissões da parcela CCres, após calagem (C_n Cal), não resultou em maiores emissões de CO₂-C, quando comparada com as emissões totais de CCres C_n com as parcelas CCres C_n Cal, ao contrário, uma redução na emissão foi observada.

Fatores de emissões adotados pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006) são 0,12 e 0,13 ton C-CO₂ por tonelada de calcário calcítico ou dolomítico aplicados, respectivamente, que representam o conteúdo equivalente de carbonato dos materiais (12% de CaCO₃ e 13% para CaMg (CO₃)₂, supondo que todo C do calcário aplicado é emitido na forma de CO₂ no ano da aplicação (HOUGHTON et al. 1997). No presente estudo, o calcário foi aplicado a uma taxa de 2.000 kg ha⁻¹, induzindo emissões adicionais de 145,1 e 137,3 kg C-CO₂ ha⁻¹ ou

532,0 e 503,4 kg CO₂ ha⁻¹ nos sistemas CQ e CCsemres, respectivamente. Esses montantes correspondem a 55,8% e 52,8% do conteúdo de C no calcário aplicado, supostamente liberado para a atmosfera na forma de CO₂, nas parcelas em CQ e CCsemres, em 25 dias após a aplicação. WEST & MCBRIDE (2005) estimaram uma perda líquida de CO₂ equivalente a 0,059 e 0,064 ton C por t de calcário calcítico e dolomítico aplicados, respectivamente, considerando as emissões no período de um ano após a aplicação. Isto representa cerca de metade das emissões de CO₂ quando se considera a metodologia descrita por HOUGHTON et al. (1997). Com a calagem, espera-se também um aumento na atividade microbiana, como indicado pela respiração basal (SHAH et al. 1990; BADALUCCO et al. 1992), aumento no consumo de oxigênio, (LANG, 1986), ou saída de calor (ZELLES et al. 1990), e esses fatores poderiam explicar, em geral, maiores emissões detectadas no presente estudos quando calcário dolomítico foi aplicado nos sistemas de colheita CQ e CCsemres.

Parcelas onde foram aplicados gesso agrícola apresentaram aumentos nas emissões, mais bem observado em CQ e CCres (Figura 13.). Emissões adicionais devido à aplicação de 2.000 kg ha⁻¹ de gesso (CnCalG menos CnCal) foram de 139,6 e 283,3 kg C-CO₂ ha⁻¹ para CQ e CCres, respectivamente.

A Figura 3.7 apresenta, também, as emissões totais, comparando cada manejo dentro de cada sistema de colheita (letras minúsculas) e cada manejo comparado em cada um dos sistemas de colheita (letra maiúscula). Dentro de cada sistema de colheita, as emissões totais nas parcelas SP foram menores ($p < 0,05$) quando comparadas com os outros manejos, Cn, CnCal e CnCalG (Figura 3.7), com exceções em CQ SP comparado com Cn e CCsemres SP em relação ao manejo Cn.

Ao comparar os manejos Cn com CnCal e CnCalG (letras maiúsculas), em todos os sistemas de colheita considerados, os valores médios das emissões totais de CO₂ não apresentaram diferença significativa. Estes resultados indicam que as perdas adicionais de CO₂ do solo, em curto prazo, induzidas pelo preparo do solo (manejo mecânico), são mais significativas do que as perdas induzidas pelo manejo químico, como a aplicação de calcário e gesso. COALE & SCHUENEMAN (1993) demonstraram que as taxas de reação de calcário calcítico e dolomítico aplicados no solo atingiram o

equilíbrio aparente do pH cerca de dois meses após a aplicação. Consequentemente, as emissões resultantes da aplicação de calcário também podem influenciar nas emissões adicionais por um período maior que 25 dias, considerado no presente estudo.

A remoção dos resíduos da superfície do solo, após a colheita crua, neste experimento, contribui com uma emissão adicional do solo que é equivalente à emissão proveniente da queima de resíduos da cana-de-açúcar (DE FIGUEIREDO et al. 2010), podendo, assim, anular os benefícios da eliminação das queimadas, em relação ao balanço de GEE. De acordo com os resultados, em um cenário onde uma área total de cana de 5,3 milhões de hectares no Estado de São Paulo (RUDORFF et al. 2010) pudesse ser totalmente colhida sob o sistema de colheita crua, uma emissão evitada de 3,924 Mt de $\text{CO}_2 \text{ ano}^{-1}$ poderia ser alcançada devido à manutenção dos resíduos na superfície do solo.

A redução da frequência de preparo do solo em áreas de cana colhidas crua e mesmo cana queimada reduz as emissões de CO_2 e, provavelmente, pode aumentar o estoque de C do solo em longo prazo. Os resultados indicam que a contribuição das emissões de CO_2 , devido às operações realizadas no replantio da cultura nos sistemas de colheita queimada e crua são bastante complexas, e novas pesquisas relativas a esta área devem ser realizadas.

3.4 - Conclusões

Entre os sistemas de colheita e manejos da cultura estudados, as parcelas SP apresentaram as menores emissões durante todo o período de 25 dias de medições após o preparo, especialmente o tratamento CCres SP, com 446,4 kg C- CO_2 .

A renovação da área de cana-de-açúcar colhida crua com resíduos na superfície do solo, aplicando as práticas de manejo usuais consideradas neste trabalho, foi responsável por emissões tão altas quanto 1.103,8 kg C- $\text{CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ ou 4.047,3 kg $\text{CO}_2 \text{ ha}^{-1}$, no período de 25 dias após o preparo do solo. Pelas mesmas práticas de manejo, a renovação da área de CQ apresentou emissões de 568,1 kg C- $\text{CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ ou 2.083,0 kg $\text{CO}_2 \text{ ha}^{-1}$.

A remoção dos resíduos da cana-de-açúcar da superfície do solo resultou em redução da umidade do solo (6% em volume) seguida por um aumento das emissões de CO₂ do solo (64%), em comparação com as parcelas SP com resíduo. As emissões adicionais devido à remoção dos resíduos de colheita da superfície do solo foram de 252,4 kg de C-CO₂ ha⁻¹, o que representa 925,5 kg de CO₂ ha⁻¹ emitido de volta para a atmosfera em 25 dias. Este valor é comparável às perdas de CO₂ do solo induzidas pelo preparo convencional nas parcelas de CQ e CCsemres, com 283,4 e 245,7 kg C-CO₂ ha⁻¹, respectivamente.

Os resultados sugerem que a remoção dos resíduos da cana após a colheita mecanizada crua e o preparo convencional do solo considerado neste estudo, anterior ao replantio da cultura, não são opções adequadas para mitigação de gases de efeito de estufa em áreas de cana-de-açúcar. Além disso, tanto para áreas colhidas queimadas como para áreas colhidas mecanicamente cruas, uma redução na frequência do preparo do solo por ocasião da reforma seria desejável, uma vez que podem causar perdas adicionais de carbono.

CAPÍTULO 4 – IMPLICAÇÕES - REDUÇÃO DAS EMISSÕES DE GEE EM ÁREAS DE CANA-DE-AÇÚCAR CONSIDERANDO-SE AS ATIVIDADES AGRÍCOLAS

As estimativas de emissões de GEE baseadas nas metodologias do IPCC, apresentadas no Capítulo 2, bem como os resultados de campo sobre emissões de CO₂ induzidas pelo preparo do solo e manejo agrícola na cultura da cana-de-açúcar, presentes no Capítulo 3, distinguem aspectos diversos da produção que poderiam ser adaptados visando à redução das emissões de GEE, ou proporcionando o aumento dos estoques de C no solo dessas áreas.

4.1 - Emissões associadas ao N sintético aplicado

A necessidade de adubação nitrogenada mineral, que resulta em emissões adicionais de GEE, é justificada pelo aumento na produtividade esperada, já que em relação à adubação nitrogenada mineral, normalmente, em áreas de cana crua, 1,3 kg de N ha⁻¹ de fertilizantes nitrogenados sintéticos são aplicados, para cada tonelada de cana que se espera colher na safra seguinte (VITTI & MAZZA, 2002). Por outro lado, de acordo com DE FIGUEIREDO et al. (2010), cada quilograma de fertilizante sintético N aplicado resulta em emissões diretas e indiretas próximas a 6,45 kg CO₂eq na forma de N₂O. Para áreas convertidas de CQ para CC, em longo prazo (> 16 anos), espera-se uma redução da adubação nitrogenada mineral (VITTI & MAZZA, 2002), devido ao aumento dos teores de matéria orgânica do solo e, portanto, maior disponibilidade de N à cultura, havendo assim redução das emissões de N₂O provenientes desta fonte. Assim, tem-se uma situação clássica em que a pressão por aumento na produção resulta em impacto ambiental também maior, quando se considera o efeito estufa ampliado.

A prática de rotação de culturas fixadoras de N com a cultura da cana-de-açúcar, principalmente soja (*Glycine max*), amendoim (*Arachis hypogaea* L.) e crotalária (*Crotalaria Juncea* L.), tem sido apontada como alternativa na redução das emissões referentes ao uso de fertilizantes sintéticos, uma vez que a aplicação de N mineral no primeiro ano de cultivo da cana pode ser eliminada, e em algumas situações reduzidas

em 60% na primeira soqueira, 25% na segunda e 10% no terceiro corte (PARK et al., 2010). Contudo, ainda existem incertezas quanto à contribuição das emissões de N_2O referente à mineralização dos resíduos e posterior emissão de N_2O das culturas fixadoras de N, e novos estudos poderão contribuir para um melhor entendimento relativo à influência desta fonte no balanço de GEE em áreas agrícolas. Assim, fica clara a necessidade de estudos de campo onde tais emissões seriam avaliadas, especialmente em áreas de cana-de-açúcar submetidas à rotação de culturas.

A aplicação de sulfato de amônio como fonte de N e a incorporação da ureia no solo minimizam as perdas de N por volatilização e escoamento superficial em áreas de cana-de-açúcar (PRASERTIZAK et al. 2002), aumentando a eficiência de aproveitamento pela planta em aproximadamente 60% (BASANTA et al. 2003), podendo, também, serem consideradas como práticas de manejo agrícola que proporcionam reduções nas emissões de GEE provenientes da adubação nitrogenada sintética, além de promover benefícios econômicos.

4.2 - Emissões das fontes móveis

O consumo de combustíveis fósseis no setor agrícola corresponde ao uso de diesel em tratores, equipamentos agrícolas e caminhões (WALTER et al., 2008). Este consumo na produção de cana-de-açúcar tem sido apresentado com valores bastante contrastantes desde 600 (DE OLIVEIRA et al. 2005) a $164 \text{ L ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (MACEDO et al. 2008).

Adaptado de MACEDO et al. (2004), DE FIGUEIREDO & LA SCALA JR. (2011) determinaram valores para o consumo de diesel das operações agrícolas da produção da cana até o transporte da matéria-prima para a usina como sendo 223,8 e $147,7 \text{ L ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (ciclo de 5 anos da cultura), resultando em emissões equivalentes de 906,9 e $598,4 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente, para os sistemas de colheita mecanizada crua e queimada. Nota-se, então, algo interessante: a pressão pela modernização e pela adaptação de tecnologias nesse setor envolve a adoção de maquinário que, por

sua vez, utiliza óleo diesel, tendo como resultados ainda maiores emissões de GEE neste setor (fontes móveis).

O uso de diesel nas operações agrícolas de plantio, manutenção, colheita e transporte da cana-de-açúcar até a usina representa a maior fonte de emissões de GEE proveniente da queima de combustível fóssil no setor agrícola referente à produção de cana-de-açúcar, especialmente no sistema de colheita mecanizada. A redução do consumo de diesel no setor agrícola é necessária para a redução da energia fóssil demandada nesse setor, já que a razão entre energia renovável produzida e a energia fóssil utilizada atualmente está próxima de 9 (MACEDO et al. 2008), projetando ainda mais o setor sucroalcooleiro do Brasil no cenário mundial. Certamente, novos estudos sobre o rendimento operacional e a eficiência das operações agrícolas de plantio e colheita que utilizam óleo diesel devem também ser incentivados.

O uso de biodiesel proveniente de culturas oleaginosas ou mesmo biodiesel produzido da reciclagem de óleo vegetal utilizado em frituras tem sido considerado como alternativa na redução das emissões de GEE no setor agrícola, quando em substituição ao diesel de origem fóssil. A principal vantagem é que as emissões de CO₂, no caso de utilização do biodiesel (da soja ou óleo vegetal), podem ser consideradas neutras devido ao fato de que este é um biocombustível produzido através da fotossíntese que absorve o CO₂ no crescimento da cultura (CORONADO et al. 2009). Portanto, os níveis de emissões referentes ao uso deste tipo de biocombustível são de 78,5% menores quando comparados aos níveis de emissões do diesel de origem fóssil.

4.3 - Emissões da calagem

O uso de calcário agrícola tem sido prática constante em áreas de cana-de-açúcar sob reforma que, similarmente ao caso do uso de fertilizantes, objetiva maiores produtividades. Atualmente, alguns produtores têm utilizado a aplicação de calcário mesmo durante as operações de manutenção da soqueira, sendo aplicado em superfície na linha de cultivo, visando a fornecer cálcio e magnésio às plantas, aumentando seu consumo e, conseqüentemente, as emissões relativas a esta fonte.

DE FIGUEIREDO & LA SCALA JR. (2011) estimaram emissões de $953,5 \text{ kg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ referente a uma taxa de aplicação de calcário dolomítico de 2.000 kg , sendo aplicada 01 vez a cada 05 anos (em média), na reforma do canavial. Os resultados de campo (Capítulo 3) indicam emissões adicionais de $145,1$ e $137,3 \text{ kg de C-CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ devido à aplicação de 2.000 kg de calcário dolomítico, para CQ e CCsem resíduos, o que representa 532 e 503 kg CO_2 emitido para a atmosfera em apenas 25 dias após a aplicação. A aplicação de calcário em áreas de produção agrícola de cana-de-açúcar deve ser mais bem estudada, com o objetivo de se determinar o teor de carbonato de cada fonte e relacionar com as taxas de aplicação e emissões de CO_2 relativos a esta fonte.

4.4 - Sobre o balanço de carbono do solo

A conversão de áreas de cana-de-açúcar colhidas sob o regime manual com queima para colheita mecanizada crua resulta em redução de GEE das atividades agrícolas de aproximadamente $310 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, como resultado basicamente da eliminação da queima do canavial. Se considerado o potencial de sequestro de C no solo ao longo dos anos nessa conversão, as estimativas do balanço de GEE das atividades agrícolas apresentam reduções de $1.484 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. A cultura da cana-de-açúcar chega a capturar, pela fotossíntese, valores próximos a 30 toneladas de carbono por hectare por ano, fixando esse carbono em sua fitomassa (RONQUIM, 2007). Assim, o estado do carbono do solo ao longo dos anos de conversão da cana colhida sob queima para colheita crua é fundamental para o entendimento do balanço de GEE na produção canavieira. É importante lembrar que, quando ocorre a conversão dos sistemas de colheita manual queimada para mecanizada crua, grandes quantidades de C na forma de resíduos são adicionadas na superfície do solo e que práticas de manejo agrícola podem favorecer o acúmulo de C no solo.

As emissões de C- CO_2 , referentes à reforma da área de cana crua (CC) com as práticas usuais de manejo consideradas (Capítulo 3), resultaram em $1.103,8 \text{ kg C-CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ em 25 dias, o que é significativo perante uma quantidade de palha adicionada pela

colheita crua, naquele experimento, equivalente a $3.877 \text{ kg C ha}^{-1}$ na forma de resíduos sobre o solo no momento do preparo. Este resultado indica que grande parte do C depositado anualmente pela colheita crua sobre o solo pode ser perdida na forma de CO_2 em curtos períodos de tempo (14% do C dos resíduos, em algumas semanas), devido às operações de preparo convencional, sendo $540,6 \text{ kg C-CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ provenientes dos resíduos, indicando que a redução da frequência de operações de preparo, até mesmo o prolongamento do ciclo da cultura em áreas de cana-de-açúcar, poderia proporcionar maiores acúmulos de C no solo nessas áreas.

As operações de preparo convencional anteriormente ao plantio foram responsáveis por perdas de $283,4$ e $245,7 \text{ kg C-CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ em 25 dias, nas parcelas de CQ e CC sem resíduos, respectivamente, demonstrando que, mesmo na reforma de áreas sob regime de colheita queimada e área de cana crua sem resíduos na superfície do solo, grandes quantidades de C na forma de CO_2 são perdidas provavelmente do solo, devido a esta prática.

Em uma recente revisão de literatura realizada com o objetivo de determinar o potencial de acúmulo de C no solo da conversão de CQ para CC no Brasil, LA SCALA JR. et al. (2012) encontraram valores tão altos quanto $1,87 \pm 0,20 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (solos argilosos) até $1,02 \pm 0,22 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (solos arenosos). Mas este potencial está diretamente relacionado às perdas de C-CO_2 , devido às práticas de manejo e preparo do solo, pois estudos que contemplam a reforma do canavial avaliam um potencial de acúmulo muito inferior ($0,32 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

CERRI et al. (2011) indicam que, mesmo após 12 a 16 anos de conversão de CQ para CC, em áreas onde foram consideradas as operações de preparo do solo no replantio da cultura, o acúmulo de C no solo apresentou desde redução de $0,14 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ até um pequeno acúmulo de $0,16 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Esses estudos têm mostrado que a simples conversão de áreas de cana queimada para colheita crua não garante, necessariamente, aumentos significativos nos estoques de C do solo ao longo do tempo. Em adição, através da combinação de cenários de produção e de manejo de terras agrícolas, SMITH et al. (2000) mostram que o excesso de preparo é o fator mais importante relacionado à perda de carbono do solo em áreas agrícolas. Estes autores

concluíram que, para aproveitar totalmente o potencial de terras agricultáveis na mitigação de GEE, políticas visando à redução do preparo do solo deveriam ser incentivadas. Assim, carece a necessidade de melhor compreensão dos mecanismos que favorecem o sequestro de C no solo, ou da dinâmica associada à perda de C após o preparo na reforma do canavial (LA SCALA JR. et al. 2006).

Os presentes resultados indicam emissões adicionais de 252,4 kg de C-CO₂ ha⁻¹ ou 925,3 kg CO₂ ha⁻¹ em 25 dias, referentes à operação de remoção da palha da cana no campo. Este efeito, acompanhado de uma diminuição da umidade do solo, ao se retirar a palha, sugere que a remoção da palha da superfície do solo além de favorecer perdas de nutrientes por erosão, pode anular os benefícios da eliminação da queima da palha anterior à colheita em relação às emissões de GEE, estimada em 941 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹ (DE FIGUEIREDO & LA SCALA JR. 2011). Em adição, esse efeito sugere a necessidade de novos estudos no sentido de se responder à seguinte pergunta: seria a permanência da palha na superfície do solo realmente mitigadora no sentido de sua presença diminuir as emissões de C-CO₂ do solo e proporcionar a transferência deste carbono da palha para a matéria orgânica do solo?

Além disso, as emissões adicionais devido à retirada da palha como cobertura do solo indicam que o aumento das emissões de C-CO₂ com a diminuição da umidade do solo referente a esta prática sugere que a redução dos teores de oxigênio no interior do solo pode estar levando a menores emissões de CO₂ e, conseqüentemente, induzindo a maiores taxas de acúmulo de C, demandando novos estudos relacionados a este efeito. Essas questões são de fundamental importância e precisam ser investigadas com o intuito de se melhorar a compreensão quanto aos processos que se relacionam ao acúmulo de carbono do solo em áreas agrícolas.

Considerações Finais

Considerando os estudos referentes ao balanço de GEE do setor agrícola para a cultura da cana-de-açúcar, com ênfase aos resultados de campo apresentados, pode-se inferir que o cultivo de cana-de-açúcar no Brasil deve passar por transformações

ainda mais profundas na produção, especialmente quando se considera a redução das emissões de GEE.

Novos cenários de produção para o setor agrícola da cana-de-açúcar devem ser simulados, visando à sustentabilidade da produção e promovendo benefícios diretos e indiretos para a sociedade, como fruto de menores emissões de GEEs, concomitantemente ao maior retorno econômico.

Dentre estas estratégias, podem-se considerar práticas de manejo do solo mais conservacionistas, o aumento da produtividade através de novas variedades mais adaptadas e produtivas, o uso de culturas produtoras de alimentos em rotação ou consorciadas com a cana, promovendo retornos econômicos diretos e indiretos, e a redução do consumo de diesel nas operações de campo, que certamente poderão contribuir para sustentar a produção de cana-de-açúcar e seus derivados em longo prazo, promovendo maior competitividade do setor sucroalcooleiro brasileiro no cenário Mundial.

REFERÊNCIAS

- ADLER, P. R.; DEL GROSSO, S. J.; PARTON, W. J. Life-cycle assessment of net greenhouse-gas flux for bioenergy cropping systems. **Ecological Applications**, Washington, v.17, n. 3, p.675–691, 2007.
- AINSWORTH, E. A.; LONG, S. P. What have we learned from 15 years of free-air CO₂ enrichment (FACE)? A meta-analysis of the responses of photosynthesis, canopy properties and plant production to rising CO₂, **New Phytologist**, Oxford, v. 165, n. 2, p.351–372, 2005.
- ALLEN, D. E.; KINGSTON, G.; RENNENBERG, H.; DALAL, R. C.; SCHMIDT, S. Effect of nitrogen fertilizer management and waterlogging on nitrous oxide emission from subtropical sugarcane soils. **Agriculture Ecosystem & Environment**, Amsterdam, v. 136, p.209–217, 2010.
- ALVAREZ, R.; LAVADO, R. S. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils, Argentina. **Geoderma**, Amsterdam, v. 83, p.127–141, 1998.
- ALVAREZ, R. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon Energy and environmental issues in organic and conventional agriculture storage. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 21, n. 1, p. 38–52, 2005.
- ANDREA, M. O.; MERLET, P. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 15, n. 4, Washington, p. 955–966, 2001.
- ARMENTANO, T. V.; MENGES, E.S. Patterns of change in the carbon balance of organic soil-wetlands of the temperate zone. **Journal of Ecology**, London, v. 74, n. 3, p.755-774, 1986.
- AULAKH, M. S.; KHERA, T. S.; DORAN, J. W.; BRONSON, K.F. Denitrification, N₂O and CO₂ fluxes in rice-wheat cropping system as affected by crop residues, fertilizer N and legume green manure. **Biology and Fertility of Soils**, Heidelberg, v. 34, n. 6, p.375–389, 2001.

- BADALUCCO, L.; GREGOS, S.; DELL'ORCO, S.; NANNIPIERPI, P. Effect of liming on some chemical, biochemical and microbial properties of acid soils under spruce (*Picea abies* L). **Biology and Fertility of Soils**, Heidelberg, v. 14, p. 76-83, 1992.
- BAGGS, E. M.; REES, R. M.; SMITH, K. A.; VINTEN, A. J. A. Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 16, n. 2, p. 82–87, 2000.
- BAKER, J. M.; OCHSNER, T. E.; VENTEREA, R. T.; GRIFFIS, T. J. Tillage and soil carbon sequestration—What do we really know? **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 118, n. 1-4, p. 1-5, 2007.
- BALL-COELHO, B.; TIESSEN, H.; STEWART, J. W. B.; SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Residue management effects on sugarcane yield and soil properties in northeastern Brazil. **Agronomy Journal**, Madison, v. 85, n. 5, p. 1.004–1.008, 1992.
- BASANTA, M. V.; DOURADO NETO, D.; RICHARD, K.; BACCHI, O. O. S.; OLIVEIRA, J. C. M.; TRIVELIN, P. C. O.; TIMM, L. C.; TOMINAGA, T. T.; CORRECHEL, V.; CÁSSARO, F. A. M.; PIRES, L. F.; MACEDO, J.R. Eficiência no uso de nitrogênio em relação aos manejos dos resíduos da cultura de cana-de-açúcar. In: Congresso Nacional DA STAB, 8. Recife-PE. **Anais**, Olinda, Recife: **Stab**. v. 8, p. 268–275, 2002.
- BASANTA, M. V.; DOURADO NETO, D.; REICHARDT, K.; BACCHI, O. O. S.; OLIVEIRA, J. C. M.; TRIVELIN, P. C. O.; TIMM, L. C.; TOMINAGA, T. T.; CORRECHEL, V.; CASSARO, F. A. M.; PIRES, L. F.; MACEDO, J. R. Management effects on nitrogen recovery in a sugarcane crop grown in Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v.116, p.235-248, 2003.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T. J. C.; MARTIN-NETO, L.; FERNANDES, S. V. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 54, n. 2, p.101-109, 2000.
- BÖRJESSON, P., Good or bad bioethanol from a greenhouse gas perspective – what determines this? **Applied Energy**, Oxford, v. 86, p. 589–594, 2009.

- BEN, BALANÇO ENERGÉTICO NACIONAL BRASILEIRO. 2010: <https://ben.epe.gov.br/downloads/Resultados_Pre_BEN_2010.pdf>, acesso em 10 de abr, 2010.
- BEN. BALANÇO ENERGÉTICO NACIONAL BRASILEIRO. Ministério das Minas e Energia. < <https://ben.epe.gov.br/>>, Acesso em 20 de fev. 2012.
- BRUCE, J. P.; FROME, M.; HAITES, E.; JANZEN, H.; LAL, R.; PAUSTIAN, K. Carbon sequestration in soils. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 54, n. 1, p. 382-389, 1999.
- BURNEY, J. A.; DAVIS, S. J.; LOBELL, D. B. Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. 2010. Disponível em:<www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0914216107> acesso em: 23 de fev. 2012.
- CANADELL, J. G.; LE QUÉRÉ, C.; RAUPACHA, M. R.; FIELD, C. B.; BUITENHUIS, E.; CIAIS, P.; CONWAY, T. J.; GILLETTC, N. P.; HOUGHTON, R. A.; MARLAN, G. Contributions to accelerating atmospheric CO₂ growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, USA, v. 104, n. 47, p. 18.866–18.870. 2007.
- CANTARELLA, H. Adubação nitrogenada em sistema de cana crua. **Revista STAB – Aç. Álco. Subprod.** Piracicaba. V. 16, p. 21-22, 1998.
- CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; CERRI, C. E. P.; FELLER, C. Carbon cycling and sequestration opportunities in South America: the case of Brazil. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 20, n.2, p. 248-254, 2004.
- CERRI, C. C.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; BERNOUX, M. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, p. 831-843, 2009.
- CERRI, C. C.; GALDOS, M. V.; MAIA, S. M. F.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; POWLSON, D.; CERRI, C. E. P. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: an examination of existing data. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 62, n.1, p. 23-28., 2011.

COALE, F. J.; SCHUENEMAN, F. J. Sugarcane cultivar response to dolomite amendment of an acidic sandy soil. **American Society of Sugar Cane Technologists Journal**, Baton Rouge, v. 13, p. 73-86, 1993.

COLE, V.; CERRI, C. C.; MINAMI, K.; MOSIER, A.; ROSENBERG, N. Agricultural options for mitigation of greenhouse gas emissions. In: Climate change 1555. Impacts, adaptations and mitigation of climate change: scientific-technical analyses. WATSON, R.T.; ZINYOWERA, M.C.; MOSS, R.H.; DOKKEN, D.J. (Ed.) Cambridge Univ. Press, Cambridge, pp. 745-771, 1996.

COLE, C. V.; DUXBURY, J.; FRENEY, J.; HEINEMEYER, O.; MINAMI, K.; MOSIER, A.; PAUSTIAN, K. Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, n.1-3, p. 221-228, 1997.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/11_02_07_09_22_32_1_levantamento2010_abr2010..pdf>, Acesso em: 01 nov. 2010.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/11_12_08_11_00_54_08.pdf>, Acesso em: 20 de jan. 2012.

CONSTANTINIDES, M.; FOWNES, J. H. Nitrogen mineralization from leaves and litter of tropical plants—relationship to nitrogen, lignin and soluble polyphenol concentrations. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 26, n. 1, p.49–55, 1994.

CORONADO, C. R.; CARVALHO JR.; J. A. C.; SILVEIRA, J. L. Biodiesel CO₂ emissions: A comparison with the main fuels in the Brazilian market. **Fuel Processing Technology**, Amsterdam v. 90, n. 1, p. 204-211, 2009.

CRUTZEN, P. J.; MOSIER, A. R.; SMITH, K. A.; WINIWATER, W. N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. **Atmospheric Chemistry and Physics**, Goettingen, v. 8, p. 389–395, 2008.

CURTIN, D.; WANG, H.; SELLES, F.; MCCONKEY, B. G.; CAMPBELL, C. A. Tillage effects on carbon fluxes in continuous wheat and fallow–wheat rotations. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, p. 2080-2086, 2000.

- DAVIDSON, A.; ACKERMANN, C. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.20, n.3, p.161-193,1993.
- DAVIDSON, E. A.; BELK, E.; BOONE, R. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. **Global Change Biology**, Oxford, v. 4, n. 3, p. 217-227, 1998.
- DAVIDSON, E. A.; VERCHOT, L. V.; CATTÂNIO, J. H.; ACKERMAN, I. L.; CARVALHO, J. E. M. Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazonia. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 48, n.2, p.53–69, 2000.
- DE FIGUEIREDO, E. B.; PANOSSO, A. R.; ROMÃO, R.; LA SCALA Jr, N. Greenhouse gas emission associated with sugar production in southern Brazil. **Carbon Balance and Management**, London, v. 5, p. 1-7, 2010.
- DE FIGUEIREDO, E. B.; LA SCALA Jr., N. Greenhouse gas balance due to the conversion of sugarcane areas from burned to green harvest in Brazil. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 141, n. 1-2, p. 77-85, 2011.
- DE OLIVEIRA, M. E. D. ; BURTON, E. V. ; RYKIEL, J. R. Ethanol as Fuel: Energy, Carbon Dioxide Balances, and Ecological Footprint. **BioScience**, Berkeley, v. 55, n. 1, p. 593-602, 2005.
- DE RESENDE, A. S.; XAVIER, R. P.; DE OLIVEIRA, O. C.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M. Long-term effects of pre-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 Soil**, Dordrecht, v. 281, n. 2, p.339–351, 2006.
- DIJKSTRA, F. A.; CHENG, W. Moisture modulates rhizosphere effects on C decomposition in two different soil types. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford , v. 39, n. 1, p. 2264–2274, 2007.
- DOELSCH, E.; MASON, A.; CAZEVIEILLE, P.; CONDOM, N. Spectroscopic characterization of organic matter of a soil and vinasse mixture during aerobic or anaerobic incubation. **Waste Management**, Oxford, v .29, p. 1929–1935, 2009.

DOURADO NETO, D.; TIMM, L.C.; OLIVEIRA, J. C. M.; KLAUS, R.; BACCHI, O. O. S.; TOMINAGA, T. T.; CÁSSARO, F. A. M. State-space approach for the analysis of soil water content and temperature in a sugarcane crop. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. n. 2, 56, p. 1215-1221, 1999.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, 2006. 412p.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Aquecimento Global e a Nova Geografia da Produção agrícola no Brasil. Assad, E., Pinto, H.S., 2008, 84p. Disponível em <
http://mudancasclimaticas.cptec.inpe.br/~rmclima/pdfs/destaques/CLIMA_E_AGRICULTURA_BRASIL_300908_FINAL.pdf> Acesso em: mar. 2012.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY U.S. Global Anthropogenic Non-CO₂ Greenhouse Gas Emissions, 1990–2020. EPA Report 430-R-06-003. (U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC). 2006.

FAO, FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Food and Agriculture Organization of the United Nations statistical database. Available at: <http://faostat.fao.org/>. Accessed June 30, 2009.

FELLER, C., 2001. Efeitos da colheita sem queima da cana-de-açúcar sobre a dinâmica do carbono e propriedades do solo. Piracicaba. 150p. (Final Report Fapesp Contract 98/12648-3).

FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soils. In: Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere (eds: Andreae M.O., Schimel, D.S.), p. 7–21. John Wiley and Sons, Chichester, 1989.

FRANZLUEBBERS, A. J.; HONS, F. M.; ZUBERER, D. A. Tillage-induced seasonal changes in soil physical properties affecting soil CO₂ evolution under intensive cropping. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 34, p. 41-60, 1995.

FRANZLUEBBERS, A. J.; HANEY, R. L.; HONEYCUTT, C. W.; SCHOMBERG, H. H.; HONS, F. M. Flush of carbon dioxide following rewetting of dried soil relates to active

- organic pools. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 2, p. 613–623, 2000.
- GALDOS, M. V.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Soil carbon stocks under burned and unburned sugarcane in Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 153, p. 347–352, 2009.
- GOLDEMBERG, J.; LUCON, O. Energy and environment in Brazil. **Estudos Avançados**, v. 21 p. 59, 2007.
- GOLDEMBERG, J.; COELHO, S. T.; GUARDABASSI, P. The sustainability of ethanol production from sugarcane. **Energy Policy**, Oxford, v. 36, p. 2.086-2.097, 2008.
- GOMIERO, T.; PAOLETTI, M. G.; PIMENTEL, D. Critical Reviews, **Plant Science**, Shannon, v. 27, p. 239–254, 2008.
- GRAHAM, M. H.; HAYNES, R. J.; MEYER, J. H. Changes in soil chemistry and aggregate stability induced by fertilizer application, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 53, p. 589-598, 2002.
- HASSINK, J.; WHITMORE, A. A model of the physical protection of organic matter in soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 61, n. 1, p. 131-139, 1997.
- HOUGHTON, J. T.; MEIRA FILHO, L. G.; LIM, B.; TRÉANTON, K.; MAMATY, I.; BONDUKI, Y.; GRIGGS, D. J.; CALLANDER, B. A. (Eds.). Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Hadley Centre Meteorological Office, United Kingdom, 1997.
- HUANG, Y.; ZOU, J. W.; ZHENG, X. H.; WANG, Y.S.; XU, X.K. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 36, n.2, p. 973–981, 2004.
- INTERGOVERNMENTAL PAINEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). IPCC:Guidelines for National Green House Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), Japan: IGES. **Chapter 5, Cropland**, 2006.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC: Guidelines for National Green House Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas

Inventories Programme. Edited by: EGGLESTON, H.S., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T., TANABE, K. Japan: IGES; 2006. Chapter 11, N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. **Chapter 2 Generic methodologies applicable to multiple land-use categories**, 2006.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Climate Change 2007: The Physical Science Basis. In: SOLOMON, S., QIN, D., MANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERYT, K.B., TIGNOR, M., MILLER, H.L. (Eds.), Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, p. 996, 2007.

IZAURRALDE, R. C.; MCGILL, W. B.; ROSENBERG, N. J. Carbon cost of applying nitrogen fertilizer. **Science**, Washington, v.288, n. 5.467, p. 811-812, 2000.

JABŁOŃSKI, L. M.; WANG, X.; CURTIS, P. S. Plant reproduction under elevated CO₂ conditions: a meta-analysis of reports on 79 crop and wild species, **New Phytologist**, Oxford, v. 156, n.1, p. 9–26, 2002.

JACKSON, L. E.; CALDERON, F.J.; STEENWERTH, K. L.; SCOW, K. M. Responses of soil microbial processes and community structure to tillage events and implications for soil quality. **Geoderma**, Amsterdam, v. 114, p. 305–317, 2003.

JANTALIA, C. P.; SANTOS, H. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Fluxes of Nitrous oxide from soil under different crop rotations and systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystem**, Dordrecht, v. 82, p.161-173, 2008.

KEPNER, J. L.; ROBINSON, D. H. Nonparametric methods for detecting treatment effects in repeated-measures designs. **Journal of American Statistical Association**, v. 83, p. 456–461, 1988.

KESSAVALOU, A.; DORAN, J. W.; MOSIER, A. R.; DRIJBER, R. A. Greenhouse gas fluxes following tillage and wetting in a wheat-fallow cropping system. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, n.3, p. 1105-1116, 1998.

KIMBALL, B. A.; KOBAYASHI, K.; BINDI, M. Responses of agricultural crops to free-air CO₂ enrichment. **Advances in Agronomy**, Maryland Heights, v. 77, n. 3, p. 293–368, 2002.

- KNAPP, A. K.; CONARD, S. L.; BLAIR, J. M. Determinants of soil CO₂ flux from a sub-umid grassland: effect of fire and fire history. **Ecological applications**, Washington, v. 8, n. 3, p. 760-770, 1998.
- KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J.K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 32, n.4, p. 1485–1498, 2000.
- LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, Amsterdam, v. 123, n. 3, p. 1-22, 2004.
- LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, Washington, v. 304, n. 5.677, p. 1.623–1.627, 2004.
- LANG, E., 1986. Heterotrophe und autotrophe Nitrifikanten untersucht an Bodenproben von drei Buchenstandorten. PhD Thesis, University of Gottingen.
- LA SCALA JR, N.; LOPES, A; MARQUES, J.; PEREIRA, G. T. Carbon dioxide emissions after application of tillage systems for a dark red latosol in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 62, p. 163-166, 2001.
- LA SCALA JR, N.; BOLONHEZI, D.; PEREIRA, G. T. Short-term soil CO₂ emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugarcane area in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 91, p. 244–248, 2006.
- LA SCALA JR., N.; LOPES, A.; SPOKAS, K.; BOLONHEZI, D.; ARCHER, D. W.; REICOSKY, D.C. Short-term temporal changes of soil carbon losses after tillage described by a first-order decay model. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 99, p. 108-118, 2008.
- LA SCALA JR., N.; DE FIGUEIREDO, E. B.; PANOSSO, A. R. On the mitigation potential associated with atmospheric CO₂ sequestration and soil carbon accumulation in major Brazilian agricultural activities. **Brazilian Journal of Biology** (accepted 2012).
- LEE, MI-SUN; NAKANE, K.; NAKATSUBO, M.O.; WEN_HONG, T.; KOYSUMI, H. Effects of rainfall events on soil CO₂ flux in a cool temperate deciduous broad-leaved forest. **Ecological Research**, Tokyo, v. 17, n.9, p. 401-409, 2002.
- LEVINE, J. Global biomass burning: a case study of the gaseous and particulate emissions released to the atmosphere during the 1997 fires in Kalimantan and Sumatra,

Indonesia, in *Biomass Burning and its Inter-relationships with the Climate System*. Edited by: Innes J, Beniston M, Verstraete M. Kluwer Academic Publishers: Dordrecht; p.15-31, 2000.

LIMA, M.; LIGO, M. A.; CABRAL, M. R.; BOEIRA, R. C.; PESSOA, M. P. Y.; NEVES, M. C. Emissão de gases de efeito estufa provenientes da queima de resíduos agrícolas no Brasil. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 60p. (Embrapa Meio Ambiente. Documento, 07), 1999.

LINN, D. M.; DORAN, J. W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrius oxide production in tilled and non-tilled soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, p. 1267-1272, 1984.

LOU, Y.; LIC, Z.; ZHANGC, T.; LIANGA, Y. CO₂ emissions from subtropical arable soils of China. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 36, p. 1835-1842, 2004.

LUCA, E. F. Matéria orgânica e atributos do solo em sistemas de colheita com e sem queima da cana-de-açúcar. Piracicaba: USP/ESALQ, 101p. Tese (Doutorado), 2002.

MACEDO, I. C.; LEAL, M. L. R. V.; DA SILVA, J.E.A.R. Balanço das emissões de gases de efeito estufa na produção e uso do etanol no Brasil. Secretaria do Meio Ambiente, Governo do Estado de São Paulo. Retrieved February 05, 2010, from <http://www.unica.com.br/download.asp?mmdCode=76A95628-B539-4637-BEB3-C9C48FB29084>], 2004.

MACEDO, I. C.; SEABRA, J. E. A.; SILVA, J. E. A. R. Green house gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: The averages and a prediction for 2020. **Biomass & Bioenergy**, Oxford, v. 9, n. 45, p. 582-595, 2008.

MAcLEOD, M.; MORAN, D.; EORY, V.; REES, R. M.; BARNES, A.; CAIRISTIONA, F. E.; BALL, B.; HOAD, S.; WALL, E.; MCVITTIE, A.; PAJOT, G.; MATTHEWS, R.; SMITH, P.; MOXEY, A. Developing greenhouse gas marginal abatement cost curves for agricultural emissions from crops and soils in the UK. **Agricultural Systems**, Amsterdam, v. 103, p. 198-209, 2010.

MAIER, M.; KIRCHNER, H. S.; HILDEBRAND, E. E.; SCHINDLER, D. Soil CO₂ efflux vs soil respiration: Implications for flux models. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 151, n. 67, p. 1.723-1.730, 2011.

- MARTINELLI, L. A.; OMETTO, J. P. H. B.; FILOSO, S.; VICTORIA, R.L. Contextualizing ethanol avoided carbon emissions in Brazil. **Bioenergy**, Stockholm, v. 2, p. 152–156, 2010.
- MEIER, E. A.; THORBURN, P. J.; WEGENER, M. K.; BASFORD, K. E. The availability of nitrogen from sugarcane trash on contrasting soils in the wet tropics of north Queensland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.75, n.67, p. 101-114, 2006.
- MENDONÇA, H. N. S.; LIMA, E.; ANJOS, L. H. C. Propriedades químicas e biológicas de solo de tabuleiro cultivado com cana-de-açúcar com e sem queima da palhada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 201-207, 2000.
- MILLAR, N.; NDUFA, J. K.; CADISCH, G.; BAGGS, E. M. Nitrous oxide emissions following incorporation of improved-fallow residues in the humid tropics. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v.18, p. 1032, 2004.
- MITCHELL, R. D. J.; THORBURN, P. J.; LARSEN, P. Quantifying the loss of nutrients from the immediate area when sugarcane residues are burnt. **Proceedings of the Australian Society of Sugar Cane Technologists**, v. 22, p. 206-211, 2000.
- OGLE, S. M.; BREIDT, F.J.; PAUSTIAN, K. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. **Biogeochemistry**, v. 72, p. 87-121, 2005.
- OLIVEIRA, M. W.; TRIVELIN, P. C. O.; PENATTI, C. P.; PICCOLLO, M. C. Decomposição e liberação de nutrientes da palhada de cana-de-açúcar em campo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, p. 2.359-2.362, 1999.
- OLIVEIRA, M. W.; TRIVELIN, P. C. O.; KINGSTON, G.; BARBOSA, M. H. P.; VITTI, A.C. Decomposition and release of nutrients from sugarcane trash in two agricultural environments in Brasil. Book chapter; Conference paper. **Proceedings of the 2002 Conference of the Australian Society of Sugar Cane Technologists held at Cairns**, Queensland, Australia, 29 April - 2 May 2002 p. 290-296, 2002.
- PANOSSO, A. R.; MARQUES JR., J.; PEREIRA, G. T.; LA SCALA JR., N. Spatial and temporal variability of soil CO₂ emission in a sugarcane area under green and slash-and-burn managements. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.105, p. 275-282, 2009.

- PARFITT, R. L.; THENG, B. K. G.; WHITTON, J. S.; SHEPHERD, T. G. Effects of clay minerals and land use on organic matter pools. **Geoderma**, Amsterdam, v. 75, p. 1-12, 1997.
- PARK, S. E.; WEBSTER, T. J.; HORAN, H. L.; JAMES, A. T.; THORBURN, P. J. A legume rotation crop lessens the need for nitrogen fertilizer throughout the sugarcane cropping cycle. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 119, n. 56, p. 331–341. 2010.
- PARRY, M. L.; ARNELL, N. W.; MCMICHAEL, A. J.; NICHOLLS, R. J.; MARTENS, P.; KOVATS, R. S.; LIVERMORE, M. T. J.; ROSENZWEIG; IGLESIAS, A.; FISCHER, G. Millions at risk: defining critical climate change threats and targets, **Global Environmental Change**, Oxford, v. 11, n. 68, p. 181–183, 2001.
- PAUSTIAN, K.; ANDREN, O.; JANZEN, H. H.; LAL, R.; SMITH, P.; TIAN, G.; TIESSEN, H.; VAN, NOORDWIJK, M.; WOOMER, P. L. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 13, n. 92, p. 230-244, 1997.
- PAUSTIAN, K.; SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; HUNT, H. W. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 48, n. 2, p. 147–163, 2000.
- POST, W. M.; PENG, T. H.; EMMANUEL, W. R., KING, A. W.; DALE, V. H.; DE ANGELIS, D. L. 1990. The Global Carbon Cycle. **American Scientist**, v. 78, p. 310-326.
- POST, W. M.; KWON, K. C. Soil carbon Sequestration and land use chance: Processes and potential. **Global Change Biology**, Oxford, v. 6, n. 34, p. 317-327, 2000.
- PRASERTSAK, P.; FRENEY, J. R.; DENMEAD, O. T.; SAFFIGNA, P. G.; PROVE, B. G.; REGHENZANI, J. R. Effect of fertilizer placement on nitrogen loss from sugarcane in tropical Queensland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 62, p. 229–239. 2002.
- PRINN, R. G. Non-CO₂ greenhouse gases. In: Field CB, Raupach MR (eds) The global carbon cycle: integrating humans climate and natural world. Island Press, Washington, p. 75–82, 2004.
- PRIOR, S. A.; REICOSKY, D. C.; REEVES, D. W.; RUNION, G. B.; RAPER, R. L. Residue and tillage effects on planting implement-induced short-term CO₂ and water loss from a loamy sand soil in Alabama. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 54, p.197-199, 2000.

PROCONVE. 2006. Air Control Program by Auto Motor Vehicle Pollution. Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores: Retrieved January 07, 2010 from [http://www.ibama.gov.br/proconve/obter_cagn.php].

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

RAIJ, B.; VAN QUAGGIO, J. A.; CANTARELLA, H.; FERREIRA, M. E.; LOPES, A. S.; BATAGLIA, C.O. Análise química do solo para fins de fertilidade. Fundação Cargill Campinas, Campinas, 1987.

REICHSTEIN, M.; TENHUNEN, J.D.; ROUPSARD., O. Ecosystem respiration in two Mediterranean evergreen Holm Oak forests, drought effects and decomposition dynamics. **Functional Ecology**, v. 16, p. 27–39, 2002.

REICOSKY, D. C., LINDSTROM, M. J. Effect of fall tillage method on short term carbon dioxide flux from soil. **Agronomy Journal**, v. 85, p.1.237-1.243, 1993.

REICOSKY, D. C. Tillage-induced CO₂ emission from soil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 49, p. 273-285, 1997.

REICOSKY D. C.; REEVES, D. W.; PRIOR, S. A.; RUNION, G. B.; ROGERS, H. H.; RAPER, R. L. Effects of residue management and controlled traffic on carbon dioxide and water loss. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 52, p. 153-165, 1999.

REICOSKY, D. C.; GESCH, R. W.; WAGNER, S. W.; GILBERT, R.A.; WENTE, C.D.; MORRIS, D.R. Tillage and wind effects on soil CO₂ concentrations in muck soils. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 99, p. 221-231, 2008.

REZENDE, A. S.; XAVIER, R. P.; OLIVEIRA, O. C.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. JR.; BODDEY, R. M. Long-term effects of pre-harvest burning and nitrogen and vinasse applications on yield of sugar cane and soil carbon and nitrogen stocks on a plantation in Pernambuco, N.E. Brazil. **Plant & Soil**, v. 281, p. 339-351, 2006.

ROBERTSON, G. P.; PAUL, E. A.; HARWOOD, R. R. Greenhouse gases in intensive agriculture: Contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. **Science**, Washington, v. 289, p. 1.922–1.925, 2000.

- ROBERTSON, F. A.; THORBURN, P. J. Management of sugarcane harvest residues: consequences for soil carbon and nitrogen. **Australian Journal of Soil Research**, v. 45, p. 13-23, 2007.
- ROBERTS, W. P.; CHAN., K.Y. Tillage-induced increases in carbon dioxide loss from soil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 17, p. 143-151, 1990.
- ROCHETTE, P.; DESJARDINS, R. L.; PATTEY, E. Spatial and temporal variability of soil respiration in agricultural fields. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 71, n. 7, p. 189-196, 1991.
- ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A. Soil surface carbon dioxide fluxes induced by spring, summer and fall moldboard plowing in a sandy loam. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, n. 4, p. 621-628, 1999.
- RONQUIM, C.C., 2007. Dinâmica espaçotemporal do carbono aprisionado na fitomassa dos agroecossistemas do nordeste do Estado de São Paulo. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite; Ribeirão Preto: ABAGRP, 52. Retrieved January 10, 2010, from < http://www.abagrp.org.br/media/uploads/pdf/lv_fitomassa_nesp.pdf>.
- RUDORFF, B. F. T.; AGUIAR, D. A.; SILVA, W. F.; SUGAWARA, L. M.; ADAMI, M.; MOREIRA, M. A. Studies on the Rapid Expansion of Sugarcane for Ethanol Production in São Paulo State (Brazil) Using Landsat Data. **Remote Sensing**, Basel, v. 2, n. 4, p. 1057-1076, 2010.
- SAS System Version [9.1] SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.
- SEABRA, J. E. A.; MACEDO, I. C., 2008. Balanço de energia e emissões de GEE na produção do açúcar e álcool orgânico na usina São Francisco. Retrieved March 15, 2010, from http://www.nativealimentos.com.br/upload/Inventario_CO2.pdf
- SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. 2010. Política Ambiental Paulista Relatório de cumprimento de metas e resultados. Retrieved July, 13 2010, from http://www.ambiente.sp.gov.br/uploads/arquivos/relatoriogestao/relatorio_gestao_final.pdf

SCHLESINGER, W. H.; REYNOLDS, J. F.; CUNNINGHAM, G. L.; HUENNEKE, L.F.; JARRELL, W. M.; VIRGINIA, R. A.; WHITFORD, W. G. Biological Feedbacks in Global Desertification. **Science**, Washington, v. 247, p. 1043-1048, 1990.

SCHLESINGER, W. H. Carbon sequestration in soils. **Science**, Washington, v.284, n. 5.423, p. 2.095, 1999.

SCHLESINGER, W. H. Soil respiration and the global carbon cycle. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 48, p. 7-20, 2000.

SHAH, Z.; ADAMS, W.A.; HAVENC, D. X. Composition and activity of the microbial population in an acidic upland soil and effects of liming. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 22, p. 257-263, 1990.

SIERRA, J.; RENAULT, P. Respiratory activity and oxygen distribution in natural aggregates in relation to anaerobiosis. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 60, p. 1.428-1.438, 1996.

SIQUEIRA, J. O.; FRANCO, A. A. Biotecnologia do solo: fundamentos e perspectivas. Brasília: MEC; ABEAS; ESAL; **FAEPE**, 236p., 1988.

SMITH, J. H.; DOUGLAS, C. L. Wheat straw decomposition in the field. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 35, n. 2, p. 269-272, 1971.

SMITH, P.; POWLSON, D. S.; SMITH, J.; FALLOON, P.; COLEMAN, K. Meeting Europe's climate change commitments: Quantitative estimates of the potential for carbon mitigation by agriculture. **Global Change Biology**, Oxford, v.6, n. 56, p.525-539, 2000.

SMITH, P.; MARTINO, D.; CAI, Z.; GWARY, H.; JANZEN, P.; KUMAR, B.; MCCARL, S.; OGLE, F.; O'MARA, C.; RICE, B.; SCHOLES, O.; SIROTENKO: Agriculture. In Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University. Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2007.

SMITH, P.; MARTINO, D.; CAI, Z.; GWARY, D.; JANZEN, H.; KUMAR, P.; MCCARL, B.; OGLE, S.; O'MARA, F.; RICE, C.; SCHOLES, SIROTENKO, O.; HOWDEN, M.; MCALLISTER, T.; PAN, G.; ROMANENKOV, V.; SCHNEIDER, U.; TOWPRAYOON, S.;

- WATTENBACH, M.; SMITH, J. Greenhouse gas mitigation in agriculture. **Philosophical Transactions of the Royal Society London** v. 363, p. 789–813, 2008.
- SMITH, W. N.; GRANT, B. B.; DESJARDINS, R. L.; WORTH, D., LI; BOLES, S. H.; HUFFMAN, E. C. A tool to link agricultural activity data with the DNDC model to estimate GHG emission factors in Canada. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 136 (3-4), p. 301-309, 2010.
- SOARES, L. H.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, M. R.; 2009. Mitigação das emissões de Gases de Efeito Estufa pelo Uso de Etanol da Cana-de Açúcar Produzido no Brasil. Retrieved July, 20 2010, from [<http://www.cnpab.embrapa.br/publicacoes/download/cit027.pdf>]. Seropédia: Embrapa (Circular Técnica, 27).
- SOLLINS, P.; HOMMAN, P.; CALDWELL, B. A. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. **Geoderma**, Amsterdam, v. 74, p. 65-105, 1996.
- SOLOMON, D. K.; CERLING, T. E. The annual carbon dioxide cycle in a montane soil: Observations, modeling and implications for weathering. **Water Resource Research**, Washington, v. 23, p. 2.257-2.265, 1987.
- SPAIN, A. V.; HODGEN, M. J. Changes in the decomposition of sugarcane harvest residues during the decomposition as a surface mulch. **Biology and Fertility of Soils**, Heidelberg, v. 17, n. 56, p. 225–231, 1994.
- SPAROVEK, G.; SCHUNG, E. Soil tillage and precision agriculture. A theoretical case study for soil erosion control in Brazilian sugarcane production. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 61, p. 47-54, 2001.
- TANG, J. W.; BALDOCCHI, D. D. Spatial-temporal variation in soil respiration in an oak-grass savanna ecosystem in California and its partitioning into autotrophic and heterotrophic components. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 73, n. 183-207, 2005.
- TEJADA, M.; GONZALEZ, J. L. Beet vinasse applied to wheat under dryland conditions affects soil properties and yield. **Europe Journal of Agronomy**, v. 23, p. 336-347, 2005.

- THORBURN, P.J.; PROBERT, M. E.; ROBERTSON, F. A. Modelling decomposition of sugar cane surface residues with APSIM-Residue. **Field Crop Research**, v.70, p.223–232, 2001.
- THORNTHWAITE, C. W. An approach towards a rational classification of climate. **Geographical Review**, London, v. 38, p. 55-94, 1948.
- TOMINAGA, T. T.; CÁSSARO, F. A. M.; BACCHI, O. O. S.; REICHARD, K.; OLIVEIRA, J. C. M.; TIMM, L. C. Variability of soil water content and bulk density in a sugarcane field. **Australian Journal of Soil Research**, v. 40, p. 605-614, 2002.
- TRIVELIN, P. C. O.; VICTORIA, R. L.; RODRIGUES, J. C. S. Utilização por soqueira de cana-de-açúcar de início de safra do nitrogênio da aquamônia-15N e ureia- 15N aplicado ao solo em complemento à vinhaça. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 31, p. 89-99, 1995.
- TRIVELIN, P. C. O.; VICTORIA, R. L.; RODRIGUES, J. C. S. Utilização por soqueira de cana-de-açúcar de início de safra do nitrogênio da aquamônia-15N e ureia-15N aplicado ao solo em complemento à vinhaça. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 31, p. 89-99, 1996.
- TRIVELLIN, P. C. O.; VITTI, A. C. Manejo do nitrogênio e enxofre na nutrição e adubação da cana-de-açúcar. Retrieved May 17, 2010, from: [http://www.inpofos.org/ppiweb/pbrazil.nsf/926048f0196c9d4285256983005c64de/4d10570e5a72a8cc032570d800413979/\\$FILE/Anais%20Paulo%20Trivelin%20e%20Andre%20Vitti.pdf](http://www.inpofos.org/ppiweb/pbrazil.nsf/926048f0196c9d4285256983005c64de/4d10570e5a72a8cc032570d800413979/$FILE/Anais%20Paulo%20Trivelin%20e%20Andre%20Vitti.pdf), 2002.
- UNFCCC. The United Nations Framework Convention on Climate Change. Rio de Janeiro, 33pp, 1994.
- UN MILLENIUM PROJECT, Investing in development. A practical plan to achieve the millenium development goals, Report to the UN Secretary General, New York, NY. **Science**, Washington, v. 324, p. 1.519–1.520, 2005.
- UNFCCC. NATIONAL REPORTS. UNITED NATIONS FRAMEWORKS CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. Bonn, 2006. Available in: <http://unfccc.int/national_reports/items/1408.php>. Acesso em: 20 mar. 2012.

VALLIS, I.; PARTON, W. J.; KEATING, B. A.; WOOD, A. W. Simulation of the effects of trash and N fertilizer management on soil organic matter levels and yields of sugarcane. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 38, n. 67, p. 115-132, 1996.

VIAN, C. E. F.; BELIK, W.; PAULILLO, L. F.; CORDER, L. M. 2008. Perspectivas da agroenergia no Brasil. Rio Branco. Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural. Retrieved December 17, 2010, from <http://www.sober.org.br/palestra/9/806.pdf>.

VITOUSEK P. M.; NAYLOR, R.; CREWS, T.; DAVID, M. B.; DRINKWATER, L. E.; HOLLAND, E.; JOHNES, J.; KATZENBERGER, J.; MARTINELLI, L. A.; MATSON, P.A.; NZIGUHEBA, G.; OJIMA, D.; PALM, C.A.; ROBERTSON, G.P.; SANCHEZ, P.A.; TOWNSEND, A.R.; ZHANG, F.S. Nutrient imbalances in agricultural development. **Science**, Washington, v. 324, n. 5934, p. 1519-1520, 2009.

VITTI, G. C.; MAZZA, J. A.; 2002. Planejamento, estratégias de manejo e nutrição da cana-de-açúcar. Piracicaba. Potafós. 16p. Encarte técnico/informações agronômicas, 97. Retrieved September 17, 2010, from [http://www.potafos.org/ppiweb/brazil.nsf/87cb8a98bf72572b8525693e0053ea70/d5fbc829a2f54298832569f8004695c5/\\$FILE/Encarte%2097.pdf](http://www.potafos.org/ppiweb/brazil.nsf/87cb8a98bf72572b8525693e0053ea70/d5fbc829a2f54298832569f8004695c5/$FILE/Encarte%2097.pdf).

VITTI, A. C.; 2003. Adubação nitrogenada de cana-de-açúcar (soqueira) colhida mecanicamente sem a queima prévia: manejo e efeito na produtividade. Piracicaba, abril 2003. Tese de Doutorado. 114p. Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Universidade de São Paulo.

VOR, T.; DYCKMANS J.; LOFTFIELD, N.; BEESE, F.; FLESSA, H. Aeration effects on CO₂, N₂O and CH₄ emission and leachate composition of a forest soil. **Journal of Plant Nutrition Soil Science**, v. 166, p. 39-46, 2003.

WALTER, A.; DOLZAN, P.; QUILODRÁN, O.; GARCIA, J.; DA SILVA, C.; PIACENTE, F.; SEGERSTEDT., A. A. Sustainability Analysis of the Brazilian Bio-ethanol. Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) British Embassy, Brasilia. Retrieved May 17, 2010, from http://www.globalbioenergy.org/uploads/media/0811_Unicamp_A_sustainability_analysis_of_the_Brazilian_ethanol.pdf, 2008.

- WEST, T. O.; MARLAND, G. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 91, p. 217-232, 2002.
- WEST, T. O.; POST, W. M. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. **Soil Science Society of America Journal**, v. 66, p. 1930–1946, 2002.
- WEST, T. O.; MCBRIDE, A. C. The contribution of agricultural lime to carbon dioxide emissions in the United States: dissolution, transport, and net emissions,” **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 108, p. 145-154, 2005.
- WRAGE, N.; VAN GROENIGEN, J. W.; WALTER, A.; DOLZAN, P.; QUILODRÁN, O.; GARCIA, J.; DA SILVA, C.; PIACENTE, F.; SEGERSTEDT., A. A Sustainability Analysis of the Brazilian Bio-ethanol. Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) British Embassy, Brasilia. Retrieved May 17, 2010, from http://www.globalbioenergy.org/uploads/media/0811_unicamp_a_sustainability_analysis_of_the_brazilian_ethanol.pdf, 2008
- XU M.; QI Y. Soil-surface CO₂ efflux and its spatial and temporal variations in a young ponderosa pine plantation in northern California. **Global Change Biology**, Oxford, v. 7, p. 667-677, 2001.
- XU, L. ; BALDOCCHI, D. D. ; TANG, J. How soil moisture, rain pulses, and growth alter the response of ecosystem respiration to temperature. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 18, p. 1-10, 2004.
- ZELLES, L.; STEPPERK, K.; ZSOLNAY, A. The effect of lime on microbial activity in spruce (*Picea abies* L.) forests. **Biology and Fertility of Soils**, v. 9, p. 78-82, 1990.