

ESTOQUES DE CARBONO E FLUXO DE GASES DO EFEITO ESTUFA EM AGROSSISTEMAS NO BRASIL

Carlos Eduardo Pellegrino Cerri⁽¹⁾, Thalita Fernanda Abbruzzini⁽¹⁾, Carolina Braga Brandani⁽¹⁾, Mariana Regina Durigan⁽¹⁾, Rita de Cássia Alves de Freitas⁽¹⁾, Izaias Pinheiro Lisboa⁽¹⁾, Dener Márcio da Silva Oliveira⁽¹⁾ & Diana Signor⁽²⁾

Introdução	1
Estoques de carbono e emissão de gases do efeito estufa em culturas agrícolas usadas na produção de biodiesel	4
Estoques de carbono e nitrogênio do solo no agrossistema cana-de-açúcar	7
Qualidade da matéria orgânica do solo	15
Avaliação qualitativa da matéria orgânica do solo	16
Impactos da mudança do uso da terra e práticas de manejo do solo na qualidade da matéria orgânica do solo	18
Emissões de gases de efeito estufa no agrossistema cana-de-açúcar	21
Fatores de emissão associados a mudanças do uso da terra na Amazônia	26
Potencial de acúmulo de C e emissões de gases de efeito estufa em pastagens no Brasil	30
Emissões de gases de efeito estufa associadas a solos de pastagens no Brasil	30
Acúmulo de C em solos sob pastagens no Brasil: mitigação das emissões de gases de efeito estufa e sustentabilidade ambiental da pecuária bovina	32
Considerações finais	35
Referências	36

INTRODUÇÃO

No Brasil, a agricultura e as mudanças de uso da terra na Amazônia respondem por 75 % das emissões de C equivalente, desbancando setores como a indústria (IPCC, 2006). Nesse sentido, o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) tem destacado a importância de se conhecerem os fatores de emissão para elaborar inventários de emissões de gases de efeito estufa (GEE) e possíveis soluções, além de chamar a atenção para as emissões associadas diretamente ao solo (IPCC, 2006;

⁽¹⁾ Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Avenida Pádua Dias, 11. CEP: 13418-900 Piracicaba, SP. E-mail: cepcerri@usp.br, thalita.ufla@gmail.com, carolbrandani@yahoo.com.br, mariana.durigan@yahoo.com, rita.freitas@usp.br, iplisboa@usp.br, denersoliveira@gmail.com.

⁽²⁾ Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa Semiárido. Rodovia BR-428, km 152, CEP: 56302-970 Petrolina, PE. E-mail: diana.signor@embrapa.br

Ogle et al., 2014). Entretanto, grande parte do C presente nesse bioma está estocado no solo (aproximadamente 1550 Pg C), o que equivale a mais do que o dobro do total de C estocado na vegetação e na atmosfera (Cerri et al., 2006; Lal, 2008; Anderson Teixeira et al., 2009).

Dada a participação do solo nas emissões e estoques de C, é importante ressaltar que o padrão dos estoques de C do solo variam em razão da textura, relevo, drenagem, produtividade da biomassa vegetal e densidade do solo. Todos esses fatores apresentam variabilidade espacial, o que pode dificultar a quantificação das mudanças nos estoques em alguns locais estudados (Vandenbygaart, 2006; Conant et al., 2011; Ogle et al., 2014). Portanto, apesar dos avanços no conhecimento sobre as inter-relações entre solo-planta-atmosfera, há ainda a necessidade de aprofundamento sobre os principais fatores responsáveis, não somente pelo aumento do acúmulo de C e N no solo, mas também pela redução de GEE.

Os principais GEE relacionados às atividades agrícolas são o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O). Esses três gases representam mais de 80 % da força radiativa promovida por todos os GEE (Ciais et al., 2013). De acordo com o quinto relatório publicado pelo IPCC, as concentrações atmosféricas de CO_2 , CH_4 e N_2O são atualmente da ordem de 390,5 ppmv (partes por milhão expresso em volume), 1 803 ppbv (partes por bilhão expresso em volume) e 324,2 ppbv, respectivamente, e representam aumento de 11,7 ppmv, 29 ppb e 5 ppbv em relação às concentrações desses gases em 2005, apresentadas no quarto relatório do IPCC (Hartmann et al., 2013).

Os principais responsáveis pelo aumento nas concentrações atmosféricas de CO_2 foram a queima de combustíveis fósseis e as mudanças de uso da terra (Ciais et al., 2013). O aumento na concentração atmosférica de CH_4 , a partir de 2007, tem várias causas: emissões em áreas naturalmente alagadas/corpos d'água, emissões em áreas agrícolas e aterros sanitários, queima de combustíveis fósseis, fluxos geológicos e queima de biocombustíveis e de biomassa (Ciais et al., 2013). Já o aumento da concentração atmosférica de N_2O , que ocorreu a uma taxa de 0,73 ppb por ano ao longo dos últimos 30 anos, é explicado pela aplicação de fertilizantes nitrogenados em solos agrícolas, queima de combustíveis fósseis, biocombustíveis e biomassa, atividades industriais e deposição atmosférica de N (Ciais et al., 2013).

No Brasil, de acordo com o Segundo Inventário Brasileiro de Emissões de GEE, 77 % das emissões de CO_2 devem-se às mudanças de uso da terra, as quais ocorrem principalmente nos biomas Amazônia (67 %) e Cerrado (22 %). A agropecuária brasileira é responsável por 70 % das emissões nacionais de CH_4 , principalmente em razão da fermentação entérica

dos ruminantes (90 % das emissões de CH_4 da agropecuária brasileira), e por 87 % das emissões de N_2O , as quais se devem em sua grande maioria (96 %) aos solos agrícolas (Brasil, 2010).

Estima-se que entre 70 e 80 % das emissões de CH_4 têm origem biológica (Le Mer e Roger, 2001). No solo, o CH_4 é produzido por bactérias metanogênicas durante a digestão anaeróbica da matéria orgânica, processo que ocorre sob condições anóxicas e em baixas concentrações de sulfato e nitrato (Le Mer e Roger, 2001).

A fermentação metanogênica envolve a ação sucessiva de quatro diferentes grupos de microrganismos: no primeiro, microrganismos hidrolíticos promovem a hidrólise de polímeros orgânicos complexos (carboidratos, proteínas, lipídeos) e a formação de monômeros (açúcares, aminoácidos, ácidos graxos); no segundo, microrganismos fermentativos realizam a acidogênese, transformando os monômeros em ácidos orgânicos, álcoois e CO_2 ; o terceiro grupo do processo é a acetogênese, em que os metabólitos da etapa anterior são convertidos a H_2 , CO_2 e acetato; e, finalmente, no quarto, a metanogênese, ocorre a formação de CH_4 (Le Mer e Roger, 2001). No solo, o CH_4 formado durante a metanogênese pode, sob condições aeróbicas, ser oxidado por microrganismos metanotróficos (aeróbicos), que o utilizam como fonte de C e de energia.

A produção e a emissão de gases nitrogenados (N_2 , NO e N_2O) pelos solos agrícolas também envolvem a ação de microrganismos responsáveis pelos processos de nitrificação e desnitrificação. Contudo, pequena quantidade de N_2O pode ser proveniente de processos não biológicos, como a decomposição química do nitrito (NO_2) (quimiodesnitrificação), da hidroxilamina (produto intermediário na conversão de NH_4^+ a NO_2^-) e da reação desta com o NO_2 (Bremner, 1997).

A influência dos fatores microbiológicos e ecológicos sobre as emissões de gases nitrogenados dos solos pode ser sintetizada por meio do modelo *hole-in-the-pipe* proposto por Firestone e Davidson (1989), segundo o qual a disponibilidade de N é o primeiro nível de controle das emissões desses gases. O segundo nível de controle das emissões é a disponibilidade de água, de forma que, em solos secos e bem-aerados, a nitrificação é o processo dominante e o gás na forma mais oxidada (NO) é emitido em maior quantidade. Em solos úmidos, a taxa de difusão dos gases e a aeração são menores e, portanto, uma quantidade maior de NO reage antes de ser emitida para a atmosfera, em que o N_2O é o principal gás emitido. Em solos saturados e sob anaerobiose, grande parte do N_2O é reduzida a N_2 antes de ser emitido para a atmosfera (Davidson et al., 2000).

Nesse contexto, objetivou-se apresentar dados atuais sobre os acúmulos de C no solo e potenciais reduções de emissão de GEE para a atmosfera nos principais agrossistemas no Brasil, incluindo os envolvidos na produção de biodiesel, cana-de-açúcar, mudanças do uso da terra na Amazônia e pastagens.

ESTOQUES DE CARBONO E EMISSÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA EM CULTURAS AGRÍCOLAS USADAS NA PRODUÇÃO DE BIODIESEL

Neste início de século, tem-se um cenário em que, ao lado do aquecimento global, busca-se a progressiva diminuição do uso da energia fóssil e a conseqüente procura de novas fontes de energia, principalmente as de energia limpa, onde o Brasil tem sido referência internacional (Brasil, 2012). Dentre as iniciativas do governo brasileiro, destacam-se o Programa Nacional do Álcool (Proálcool), o qual reflete o sucesso do país na geração desse tipo de energia, e o novo Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel (PNPB). Este último, criado em 2005, objetiva a implementação, de forma técnica e economicamente sustentável, da produção e do uso do biodiesel, com enfoque na inclusão social e no desenvolvimento regional, via geração de emprego e renda (Brasil, 2014).

A Lei n. 11.097, de 13 de janeiro de 2005, dispõe sobre a introdução do biodiesel na matriz energética brasileira e determina a adição voluntária de 2% (B2) de biodiesel ao óleo diesel comercializado até 2007; já, a partir de 2008, essa adição de 2% foi obrigatória. A mistura de 5% (B5) de biodiesel ao óleo diesel foi voluntária no período de 2008 a 2012, passando a ser compulsória a partir de 2013 (Severgnini, 2014). Estima-se que nos últimos seis anos, o biodiesel substituiu 7,8 GL de diesel, evitando emissões de 16,5 Tg⁽³⁾ de CO₂ (Brasil, 2014).

O biodiesel é definido como o derivado monoalquil éster de ácidos graxos de cadeia longa, proveniente de fontes renováveis como óleos vegetais, cuja utilização está associada à substituição de combustíveis fósseis em motores de ciclo diesel. Apresenta um potencial promissor no mundo inteiro, não só pela sua enorme contribuição ao meio ambiente, com a redução qualitativa e quantitativa dos níveis de poluição ambiental (Quadro 1), mas também pela geração de energia renovável em substituição ao óleo diesel e a outros derivados do petróleo (Costa Neto et al., 2000; Pinto et al., 2005).

⁽³⁾Tg = Mt

Adicionalmente, o biodiesel é biodegradável, não tóxico e essencialmente livre de compostos aromáticos (Knothe et al., 2006). Tanto os hidrocarbonetos policíclicos quanto seus derivados estão associados ao aumento da incidência de diversos tipos de cânceres em humanos (O'Neil e Fishbein, 1986; IPCS, 1998).

O biodiesel é produzido, principalmente, a partir de óleos vegetais, existindo dezenas de espécies vegetais no Brasil que podem ser utilizadas, como: mamona, dendê (palma africana), girassol, babaçu, amendoim, pinhão-mansão, soja, entre outras (Santos, 2012). O tipo de matéria-prima a ser utilizada na produção do biodiesel depende das potencialidades agroclimáticas de produção de cada região do país.

Quadro 1. Comparação entre as emissões de poluentes pela combustão de biodiesel e óleo diesel

Poluente	Aumento/redução	Porcentagem (%)
Gases do efeito estufa	Redução	90 – 100
Óxidos contendo enxofre	Redução	98
Material particulado	Redução	50
NOx	Aumento	13

Fonte: USEPA (1998), Janullis (2004) e Costa et al. (2013).

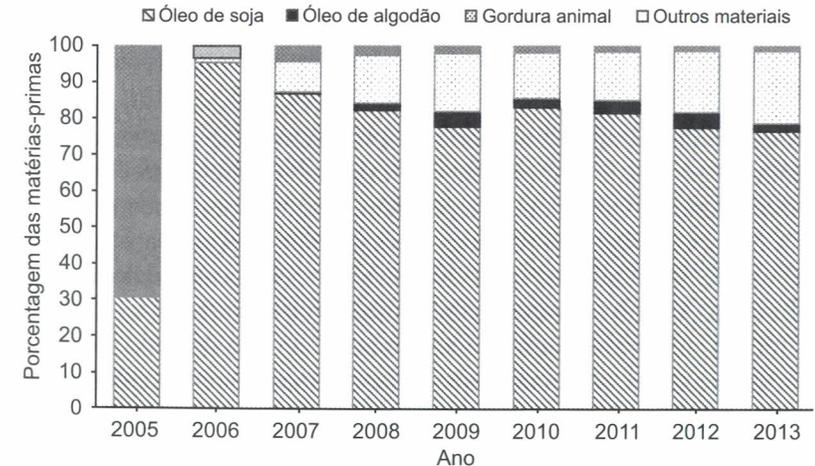


Figura 1. Participação de matérias-primas na produção de biodiesel (2005 - 2013). Fonte: ANP (2014). ¹Inclui gordura bovina, gordura de frango e gordura de porco. ²Inclui óleo de palma, óleo de amendoim, óleo de nabo-forrageiro, óleo de girassol, óleo de mamona, óleo de sésamo, óleo de fritura usado e outros materiais graxos.

Apesar das várias fontes de óleo para produzir biocombustível, o uso de óleo vegetal de soja é muito superior ao dos demais, sendo essa oleaginosa a principal matéria-prima utilizada atualmente (Figura 1). A produção de biodiesel demanda aproximadamente 1/3 do consumo do óleo de soja utilizado no Brasil (Milazzo et al., 2013).

Um princípio fundamental relacionado com a sustentabilidade dos biocombustíveis é o potencial de se evitarem emissões de GEE quando são utilizados em substituição aos combustíveis fósseis (Milazzo et al., 2013). Estudos demonstram que a redução nas emissões de GEE com a substituição pelo biodiesel de soja é variável, podendo variar de 57 a 74 % (Huo et al., 2008), de 6 a 67 % (RFA, 2008) e 40 % (EU, 2009). Nesses últimos estudos, foram excluídas as emissões pelas mudanças de uso da terra.

O principal problema relacionado ao cultivo de soja para produzir biodiesel é o baixo conteúdo de óleo (18 %), comparado com outras fontes (Boari, 2008); ademais, o potencial de crescimento do biodiesel a partir da soja é limitado pela demanda de óleo de soja para alimentação humana (Milazzo et al., 2013). Apesar desses entraves para utilizar a soja como matéria-prima para produzir biodiesel, essa leguminosa pode ser cultivada sem o N (ou com doses próximas de zero), o que torna vantajosa a produção do biocombustível a partir do óleo de soja (Pimentel e Patzek, 2005), uma vez que os fertilizantes nitrogenados aplicados na produção agrícola representam a entrada no sistema de insumo produzido com elevado custo energético (Pimentel et al., 2002). Aliado a isso, o manejo inadequado de doses e fontes e as épocas de aplicação dos fertilizantes nitrogenados podem intensificar as emissões de N_2O (Snyder et al., 2008).

Atualmente, o caroço do algodão é a terceira opção para a indústria de biodiesel (Figura 1). É na região dos Cerrados que a oleaginosa encontra as melhores condições de desenvolvimento. O cultivo dos solos de Cerrado com a cultura do algodão provoca redução dos estoques de C, os quais podem ser recuperados aos níveis originais por meio da utilização do sistema plantio direto (PD) ou da rotação de culturas com alta adição de C. Cruvinel et al. (2011) observaram que os estoques de C do solo em área sob rotação soja-algodão, com 27 anos de implantação, foram semelhantes aos dos Cerrados (53 t ha^{-1} de C).

As oleaginosas mamona e pinhão-mansão são alternativas promissoras para a produção de biodiesel, em especial para as regiões quentes e secas. O PNPB escolheu a mamona para a difusão como matéria-prima do biodiesel no semiárido brasileiro em virtude da adaptabilidade edafoclimática, do baixo custo de produção, da colheita manual e de promover a inclusão social.

Fracetto et al. (2012), avaliando três áreas cultivadas com mamona com diferentes tempos de implantação (10, 20 e 50 anos) e uma área de referência (vegetação nativa de Caatinga), verificaram que as mudanças de uso da terra com o cultivo da mamona ocasionam redução em aproximadamente 50 % nos estoques de C e N do solo nos primeiros 10 anos de implantação da cultura.

O pinhão-mansão é uma das principais culturas usadas na fabricação de biodiesel em diversos países, especialmente pela qualidade do óleo extraído (Gasparatos et al., 2012; Contran et al., 2013) e pelos teores de óleo nas sementes (35 a 40 %) (Saturnino et al., 2005). Adicionalmente, o pinhão-mansão é de fácil cultivo, apresenta boa produtividade, não compete com culturas para fins de alimentação e pode ser usado para reflorestar áreas degradadas (Duarte, 2008; Achten et al., 2010).

As reduções nos estoques de C com o cultivo de pinhão-mansão variam de mais de 34 a 50 t ha^{-1} de C, quando derivadas de florestas nativas de caatinga e cerrado, respectivamente, para ganhos de 10 a 15 t ha^{-1} de C, quando o pinhão-mansão é cultivado em sistemas agropastoris (Bailis e Baka, 2010; Bailis e McCarthy, 2011).

Dentre as matérias-primas com potencial para obter biodiesel, destaca-se também o óleo de palma (dendê), por estar entre as oleaginosas tropicais de maior rendimento em óleo, por ser uma planta perene e possuir potencial para aumentar os estoques de C do solo. Frazão et al. (2014) observaram que os estoques de C do solo aumentaram em até 25 % nos plantios comerciais de palma derivados de Mata Atlântica e decresceram 30 % quando foi adotado o sistema agroflorestal. Segundo Frazão et al. (2013), em áreas com cultivo de palma derivadas de pastagem, a redução nos estoques de C do solo chegam a 46 % e aumentam 18 % em área derivada de Floresta Amazônica.

ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO DO SOLO NO AGROSSISTEMA CANA-DE-AÇÚCAR

Para o setor sucroalcooleiro, um dos principais entraves quanto à sustentabilidade do solo é o manejo da colheita. Dois procedimentos têm sido adotados para a colheita da cana-de-açúcar: a colheita manual com a pré-queima e a colheita mecanizada.

Tradicionalmente, a cana-de-açúcar era queimada no campo para remover folhas e insetos poucos dias antes de modo a facilitar a colheita manual (Thorburn et al., 2001). No entanto, desde 2002, essa prática tem sido

gradualmente reduzida pela regulamentação brasileira, a partir da introdução da colheita mecanizada (Rachid et al., 2012).

O Estado de São Paulo, a partir da legislação agroambiental, prevê a gradual diminuição da prática da queima e a completa eliminação desse tipo de manejo agrícola até 2031. Com o intuito de antecipar a legislação, a Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo estabeleceu, em 2007, um protocolo com o setor sucroenergético objetivando eliminar essa prática até 2014. Entre 2006 e 2013, a área manejada com queima já foi reduzida de 65,8 % para 16,3 % (CANASAT, 2014). No entanto, em algumas regiões do Brasil, a queima de resíduos ainda acontece, levando à exposição do solo e à erosão, desfavorecendo a microbiota do solo e, conseqüentemente, a significativas perdas de matéria orgânica do solo (MOS) (Souza et al., 2012).

Vários estudos sobre o manejo com e sem queima dos resíduos da cana-de-açúcar são relatados na literatura (Quadro 2). Pesquisas desenvolvidas na África (Dominy et al., 2002), Austrália (Thorburn et al., 2012) e diferentes regiões do Brasil (Galdos et al., 2009; Pinheiro et al., 2010; Souza et al., 2012; Rossi et al., 2013) evidenciam que o cultivo contínuo de solos e a queima de resíduos da cultura de cana-de-açúcar levam à redução dos níveis de MOS. Esses resultados podem ser ainda mais pronunciados quando esse tipo de manejo é empregado por longo período de tempo e em solos com menores teores de argila (Cerri et al., 2011; Brandani et al., 2014).

A não queima da palha da cana-de-açúcar e o uso da colheita mecanizada, permitindo que os resíduos sejam deixados na superfície do solo (Blair, 2000), apresenta grande potencial para aumentar os estoques de C no solo. A colheita mecanizada da cana-de-açúcar pode deixar sobre o solo de 7 a 20 t ha⁻¹ de matéria seca via palhada, a qual pode representar o aporte no solo de 3 a 5 t ha⁻¹ de C e 28 a 55 kg ha⁻¹ de N (Robertson e Thorburn, 2007), indicando que essa prática, ao contrário da queima, pode favorecer a maior estabilização de C no solo no longo do tempo (Robertson e Thorburn, 2007; Galdos et al., 2009; Canellas et al., 2010; Thorburn et al., 2012; Souza et al., 2012). Os resultados para estoques de C e N nesse tipo de manejo têm apresentado incrementos em torno de 24 t ha⁻¹ de C e de 3 t ha⁻¹ de N (Quadro 2).

Em estudo comparando a conversão da colheita com queima para a colheita sem queima, em diferentes regiões do país, Cerri et al. (2011) apresentaram que, em média, 1,50 t ha⁻¹ ano⁻¹ de C são estocados no solo, confirmando também que os maiores estoques ocorreram em razão de

Quadro 2. Relação de estudos em que foram avaliados os estoques de C e N no solo em agrossistemas de cana-de-açúcar

Local cidade/estado/país	Manejo	Profundidade cm	Estoque de C (t ha ⁻¹)		Estoque de N (t ha ⁻¹)		Solo	Citação
			NC	C	NC	C		
Rio Verde, GO, Brasil	1 ano com queima	0-20	38,36	-	-	-	Latossolo Vermelho distrófico	Rossi et al., 2013
	5 anos com queima		32,33	-	-	-		
	10 anos com queima		40,24	-	-	-		
	20 anos com queima		40,47	-	-	-		
Pradópolis, SP, Brasil	6 anos com queima	0-30	57,72	28,57	3,80	3,11	Latossolo Vermelho distrófico	Czyca, 2010
	6 anos sem queima		66,67	36,66	3,97	4,59		
	12 anos com queima		44,38	27,13	4,08	3,25		
	12 anos sem queima		60,35	47,33	4,96	3,29		
Goianésia, GO, Brasil	com queima	0-30	54,73	42,77	3,72	3,33	Latossolo Vermelho distrófico	Abbruzzini, 2011
	sem queima		38,28	54,36	3,03	3,74		
	4 anos sistema orgânico		54,61	45,05	3,46	2,85		
	12 anos sistema orgânico		43,94	58,46	3,79	5,24		
Iracemápolis, SP, Brasil	1 ano sem queima	0-30	62,77	69,91	4,26	4,78	Latossolo Vermelho- escuro	Signor, 2010
	3 anos sem queima		90,86	87,83	4,93	4,77		
	6 anos sem queima		77,88	78,79	5,48	5,54		
	1 ano com queima	0-30	56,03	55,24	3,70	3,65		
	3 anos com queima		62,26	61,51	5,30	5,24		
	6 anos com queima		40,57	40,57	4,17	4,17		

continua...

Quadro 2. Con.

Local cidade/estado/país	Manejo	Profundidade cm	Estoque de C (t ha ⁻¹)		Estoque de N (t ha ⁻¹)		Solo	Citação
			NC	C	NC	C		
Goianésia, GO, Brasil	sem queima	0-60	49,38	-	4,23	-	Latossolo Vermelho	Barbosa, 2010
	com queima		62,64	-	4,21	-		
Pradópolis, SP, Brasil	sistema orgânico	0-20	89,37	-	5,99	-	Latossolo Vermelho distrófico	Galdos, 2009; 2010
	2 anos com queima		34,53	-	-	-		
	4 anos com queima		49,67	-	-	-		
	6 anos com queima		44,36	-	-	-		
	8 anos com queima		33,72	-	-	-		
	2 anos sem queima		40,54	-	-	-		
	4 anos sem queima		36,52	-	-	-		
	6 anos sem queima		42,14	-	-	-		
Savannah, Mauritius, Oceano Índico	> 50 anos com queima	0-50	145,0	110,7	-	-	Cambissol	Umrit et al., 2014
	3 anos sem queima		137,9	111,2	-	-		
Richeterre, Mauritius, Oceano Índico	> 50 anos com queima	0-50	99,70	104,4	-	-	Ferrasol	
	3 anos sem queima		98,80	115,9	-	-		
	25 anos com queima		120,4	113,8	-	-		
Porteirão, GO, Brasil com queima	sem queima	0-10	8,37	0,375	-	-	Latossolo Vermelho	Rachid et al., 2012
		20,83	1,18	-	-			
Guariba, SP, Brasil	7 anos sem queima	0-25	16,59	-	-	-	Oxisol	Panosso et al., 2011
	> 40 anos com queima		19,87	-	-	-		

continua...

Quadro 2. Con.

Local cidade/estado/país	Manejo	Profundidade cm	Estoque de C (t ha ⁻¹)		Estoque de N (t ha ⁻¹)		Solo	Citação
			NC	C	NC	C		
Linhares, ES, Brasil	14 anos sem queima	0-40	49,60	-	3,80	-	Argissolo Amarelo/ Haplic Acrisol	inheiro et al., P 2010
	com queima		43,50	-	3,30	-		
Ribeirão Preto, SP, Brasil	controle	0-60	116,0	-	-	-	Rhodic Hapludox	Segnini et al., 2013
	com queima		120,0	-	-	-		
Matão, SP, Brasil	sem queima	0-30	127,0	-	-	-	Ferric Alisol	Cerri et al., 2011
	4 anos com queima		-	33,70	-	-		
Serrana, SP, Brasil	4 anos sem queima		-	38,70	-	-	Haplic Arenosol	
	4 anos com queima		-	28,80	-	-		
Jaboticabal, SP, Brasil	4 anos sem queima		-	32,50	-	-	Haplic Ferrasol	
	4 anos com queima		-	34,60	-	-		
Matão, SP, Brasil	4 anos sem queima		-	40,40	-	-	Haplic Ferrasol	
	12 anos com queima		-	59,00	-	-		
Timbaúba, PE, Brasil	12 anos sem queima		-	57,30	-	-	Chromic Luvisol	
	16 anos com queima		-	53,60	-	-		
Goianésia, GO, Brasil	16 anos sem queima		-	56,20	-	-	Rhodic Ferrasol	
	3 anos com queima		-	49,80	-	-		
Ourinhos, SP, Brasil	3 anos sem queima		-	56,60	-	-	Rhodic Ferrasol	
	4 anos com queima		-	60,70	-	-		
Pradópolis, SP, Brasil	4 anos sem queima		-	68,40	-	-	Rhodic Ferrasol	
	4 anos com queima		-	68,00	-	-		
Pradópolis, SP, Brasil	4 anos sem queima		-	77,50	-	-	Rhodic Ferrasol	
	6 anos com queima		-	69,80	-	-		
Pradópolis, SP, Brasil	6 anos sem queima		-	82,90	-	-	Rhodic Ferrasol	
	8 anos com queima		-	50,10	-	-		
Pradópolis, SP, Brasil	8 anos sem queima		-	64,40	-	-	Rhodic Ferrasol	

NC: Estoques de C e N não corrigidos pela massa de solo equivalente. C: Estoques de C e N corrigidos pela massa de solo equivalente. Sistema orgânico: cana-de-açúcar conduzida sem o procedimento de queima dos resíduos e com aporte de torta de filtro, vinhaça e cama-de-frango em substituição a fertilizantes minerais.

maiores teores de argila, com incremento médio de $0,73 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, para solos arenosos, e $2,04 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, para solos argilosos.

Além da substituição da prática da colheita com a pré-queima pela mecanizada, em algumas áreas cultivadas com cana-de-açúcar tem sido implementado o manejo orgânico, com objetivo de obter o selo de qualidade para produtos orgânicos. Essa é uma demanda que tem crescido mundialmente com o aumento das preocupações com o meio ambiente e a qualidade de vida. No entanto, ainda são poucos e recentes os resultados sobre o uso do manejo orgânico aliado à colheita sem queima na cultura da cana-de-açúcar. No Brasil, as áreas de cana-de-açúcar conduzidas sob sistemas orgânicos, além de terem banido a colheita com o procedimento de pré-queima, também introduziram o uso de resíduos orgânicos com fonte de nutrientes às plantas, eliminando o uso de fertilizantes minerais.

Resultados referentes ao manejo orgânico foram obtidos para a região Centro-Oeste do Brasil por Barbosa (2010) e Abbruzzini (2011). O uso do manejo orgânico nessa região, caracterizada por Latossolos Vermelhos com teores de argila entre 61 e 35 % de argila, apresentaram, após quatro e 12 anos, $54,61$ e $43,94 \text{ t ha}^{-1}$ de C, respectivamente (Abbruzzini, 2011). A simulação desse cenário por longo período (140 anos) pelo modelo Century evidenciou que os mesmos são capazes de estocar até $58,20$ e $45,98 \text{ t ha}^{-1}$ de C, respectivamente (Brandani et al., 2014) (Figura 2). De acordo com esses resultados, acredita-se que a implementação do sistema de produção orgânica tem potencial para aumentar os estoques de C no solo; elevando os teores de C nas frações lábeis da MOS, num primeiro momento, e, se conduzidos por períodos prolongados, são capazes de contribuir para o aumento dos teores de C nas frações estáveis da MOS, por causa do constante *input* de resíduos orgânicos como fertilizantes (Umrit et al., 2014), associado à adição de palhada e ponteiros da cana-de-açúcar via colheita mecanizada (sem queima).

Dentre os resíduos utilizados no manejo orgânico, a vinhaça e a torta de filtro destacam-se por serem subprodutos gerados em grande quantidade na cadeia produtiva do setor sucroenergético e por apresentarem características químicas interessantes sob o ponto de vista agrônomo (Quadro 3), com destaque para o elevado teor de C de compostos orgânicos (Santiago e Rosseto, 2006), o que potencialmente favorece o aumento do estoque de C do solo. No entanto, combinações de estratégias de manejo do solo, como o uso integrado de fertilizantes minerais e orgânicos, têm sido propostas com o intuito de manter a produção agrícola e a rentabilidade e aumentar os teores de matéria orgânica do solo, contribuindo positivamente para a qualidade do solo e, conseqüentemente, para sua sustentabilidade no longo prazo.

É interessante destacar que manejos conservacionistas, em que se prioriza o aporte de resíduos orgânicos sobre o solo, sejam pela colheita mecanizada e, ou, pelo uso de resíduos orgânicos como adubos, podem evidenciar no longo do tempo diminuição nas taxas de acúmulo de C e N. Isso reflete o alcance de um nível de equilíbrio, o qual é determinado

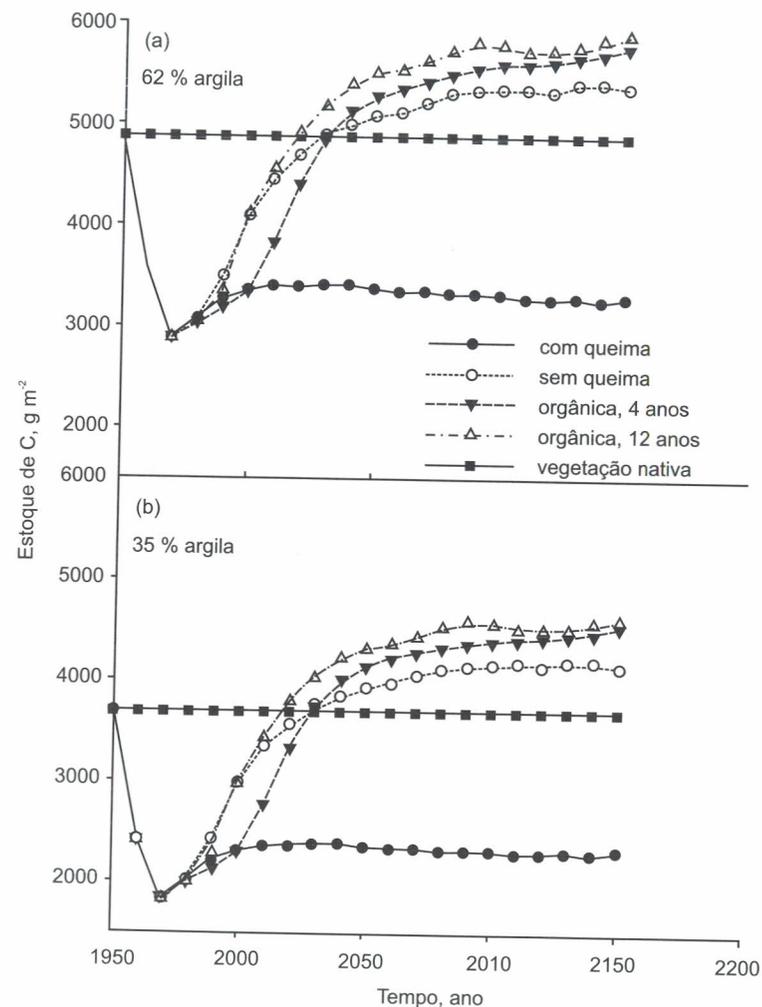


Figura 2. Simulação dos estoques de C no solo até o ano de 2150 para a profundidade de 0-20 cm, considerando os teores de 62 (a) e 35 (b) % de argila para áreas cultivadas com cana-de-açúcar sob os manejos com queima, sem queima e sistema orgânico por quatro e 12 anos, além de uma vegetação nativa (Cerradão).

Adaptado de Brandani et al. (2014).

pelas condições edafoclimáticas locais (Thorburn et al., 2001; Brandani et al., 2014).

Características dos solos como mineralogia e distribuição de partículas com diferentes tamanhos determinam a sua capacidade em equilibrar a matéria orgânica e, conseqüentemente, formar agregados. Dessa forma, a capacidade dos solos em estabilizar compostos orgânicos está diretamente relacionada à associação da matéria orgânica com as partículas de argila e silte (2-20 μm), os microagregados do solo (20-250 μm), os macroagregados (> 250 μm) e o acúmulo na fração areia (> 50 μm) (Christensen, 1992; Feller e Beare, 1997; Hassink, 1997; Roscoe e Machado, 2002). Uma vez atingida a saturação dos sítios de ligação nos conteúdos de argila e silte com matéria orgânica, o *input* adicional deve ser estabilizado, principalmente na fração macro-orgânica. Carter et al. (1998) observaram que solos sob pastagem e floresta apresentavam elevados teores de C na fração macro-orgânica associada ao conteúdo de areia, quando comparados aos solos sob culturas agrícolas (aráveis). No entanto, ressalta-se que, fundamentalmente, o C e N do solo são fortemente harmonizados na fração argila e silte. Em solos com menores conteúdos de areia, mais que 90 % da MOS podem estar associadas às partículas de argila e silte (Carter et al., 1998).

Em Latossolos Vermelhos cultivados com cana-de-açúcar sob diferentes manejos (com ou sem queima e sob adubação orgânica) foram observados até 50 % do C estabilizado na fração argila e silte (Brandani, 2013). Cerri et al. (2011), em um trabalho comparando 12 pesquisas sobre a conversão do manejo da cana-de-açúcar com queima para sem queima, destacaram que os menores incrementos resultantes da conversão do manejo ocorreram em solos arenosos, onde a interação entre o C orgânico do solo e a fração areia

Quadro 3. Características dos resíduos orgânicos gerados no processamento da cana-de-açúcar, comumente utilizados como adubação orgânica

Descrição	Torta de filtro	Vinhaça
	g m ⁻²	
Carbono adicionado*	23,00	11,56
Conteúdo de lignina	0,12	0,00
Relação C/N	20,33	27,52
Relação C/P	6,50	21,41
Relação C/S	0,00	28,90

*carbono adicionado via aporte dos resíduos orgânicos (torta de filtro e vinhaça) em culturas de cana-de-açúcar.

é reconhecidamente fraca. Isso sugere que os impactos causados nesse tipo de solo podem ser mais pronunciados/evidentes quando comparados aos solos argilosos, os quais são caracterizados pela forte interação com os complexos orgânicos.

A adoção das práticas conservacionistas (sistemas de produção sem queima e orgânico) de manejo do solo relatadas nesse subitem pode ser interpretada como forma de conter a diminuição da capacidade produtiva dos solos, apesar do aumento no interesse em usos alternativos dos resíduos das culturas. Entretanto, a queima de resíduos reduz a quantidade de MO disponível para incorporação no solo (Galdos et al., 2009; Canellas et al., 2010), o que pode requerer muitos anos, após cessar a queima, para que as mudanças nos estoques de C e N sejam evidentes (Newman, 2014).

QUALIDADE DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

O termo “qualidade do solo” tem sido definido como “a capacidade de um tipo específico de solo exercer suas funções, isto é, produção de biomassa, sítio de biodiversidade, regulação de ciclos biogeoquímicos, armazenamento/filtragem de água etc, dentro dos limites de ecossistemas naturais ou manejados, como uma entidade que sustenta a produtividade vegetal e a animal, mantém ou melhora a qualidade do ar e da água e apoia a saúde humana e habitação” (Karlen et al., 1997; Seybold et al., 1999; MacBratney et al., 2014).

Por ser um termo abordado em diferentes esferas, torna-se difícil desenvolver um padrão universal de qualidade do solo; ou seja, aplicável a diferentes tipos de solo e agrossistemas, bem como assimilar esses diferentes componentes em um único estudo. Nesse contexto, a MOS há muito tem sido reconhecida como um “indicador universal” de qualidade do solo (Stockmann et al., 2013), uma vez que ela interage com diversos constituintes do solo, influenciando a retenção de água, a formação de agregados, a densidade de solo, o pH, o tamponamento do solo, a troca de cátions, a mineralização de nutrientes, a sorção de pesticidas e outros agroquímicos, a infiltração, a aeração e a atividade biológica no solo.

Diversos estudos já foram conduzidos buscando avaliar o impacto das práticas de manejo do solo nos estoques de MOS, mas o conhecimento sobre alterações na qualidade da MOS ainda é recente (González-Pérez et al., 2007; Canellas et al., 2007; Traversa et al., 2011), principalmente em agrossistemas de regiões tropical e subtropical.

A avaliação da qualidade da MOS, ou do COS, é essencial para conhecer o funcionamento do solo e maximizar os benefícios das práticas de manejo em agrossistemas tropicais, de modo que fatores quantitativos, como os estoques de C e N do solo, não podem ser considerados indicadores únicos de qualidade do solo.

Avaliação qualitativa da matéria orgânica do solo

A abordagem mais útil para a avaliação qualitativa da MOS consiste no reconhecimento de suas diferentes frações ou compartimentos e na distribuição relativa de grupamentos funcionais (Kögel-Knabner, 2002; Brady e Weil, 2013), cujas taxas de decomposição e mineralização variam de acordo com o tipo de solo, a qualidade dos resíduos orgânicos aportados (conteúdo de lignina e polifenóis), a suscetibilidade à decomposição microbiana, os fatores ambientais (temperatura e umidade) e as práticas de manejo do solo (Feller e Beare, 1997; Thorburn et al., 2012). Vale ressaltar que a avaliação da composição macromolecular dos resíduos de cultura (liteira) e derivados da biomassa microbiana, principais materiais de origem para formação da MOS, fornece uma base para os estudos sobre as alterações que ocorrem durante os processos de decomposição e humificação da MOS.

Os métodos químicos tradicionalmente empregados na extração e fracionamento da MOS levaram ao conceito de “húmus”, que postula a formação de complexas estruturas poliméricas macromoleculares (alto peso molecular), que são quimicamente isoladas, em meio alcali ou ácido, em ácido húmico (AH), fúlvico (AF) e humina (HU), os quais apresentam diferentes tempos de ciclagem em razão dos processos de decomposição da MOS (Stockmann et al., 2013). No entanto, questiona-se que parte desses compostos extraídos pode ser produto do próprio método de extração e não um componente real da MOS (Piccolo, 2002). Os métodos físicos de fracionamento da MOS, por sua vez, enfatizam as interações entre componentes orgânicos e inorgânicos do solo e, possivelmente, resultam em frações menos alteradas em relação à composição original da MOS. Esses métodos são com base na separação por densidade e tamanho de partícula, eliminando o emprego de reagentes químicos (Roscoe e Burmman, 2003; Rangel e Silva, 2007).

O desenvolvimento e a aplicação de técnicas emergentes, como a ressonância magnética nuclear do carbono-13 (RMN-¹³C), a ressonância paramagnética eletrônica (RPE) e as ferramentas fotônicas, como a

espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR) e fluorescência induzida por laser (FIL) e de luz ultravioleta ou visível (UV-VIS), têm avançado consideravelmente no estudo da composição química e estrutural das substâncias húmicas (SH), pois permitem identificar alterações qualitativas na MOS por causa das mudanças do uso da terra e das práticas de manejo do solo.

A técnica de RMN-¹³C, apesar de fornecer informações estruturais e grau de alifaticidade e aromaticidade das SH, apresenta limitações, uma vez que os altos teores de Fe³⁺ encontrados em solos tropicais interferem na detecção do sinal do ¹³C e, conseqüentemente, na resolução dos espectros (Skjemstad et al., 1994; Novotny e Martin-Neto, 2002), exigindo-se a extração de elementos paramagnéticos e, ou, fracionamento da MOS. A necessidade de grande quantidade de material e o longo período demandado na análise são outras desvantagens desse método.

A espectroscopia de FIL, no entanto, permite conduzir avaliações *in situ*, ou seja, sem a necessidade de coletar amostras de solo e empregar métodos de extração e fracionamento da matéria orgânica do solo. Essa técnica utiliza equipamentos portáteis que avaliam o grau de humificação de amostras de solo sem necessidade de fracionamento químico prévio (Milorí et al., 2011), apresentando grande potencial no monitoramento do COS em diferentes agrossistemas. A fluorescência é um fenômeno altamente provável em estruturas conjugadas com ressonância de elétrons, como C=O, C aromático, radicais livres do tipo semiquinonas (RLS) (Martin-Neto et al., 1998; Milorí et al., 2002) e sistemas alifáticos insaturados (Senesi, 1992), principais fluoróforos da MOS, cuja concentração aumenta durante os processos de humificação.

A espectroscopia de FIL não fornece informações acerca das estruturas químicas presentes na MOS. No entanto, a técnica apresenta alta sensibilidade e seletividade, uma vez que somente grupos funcionais com propriedades fluorescentes podem ser observados, fornecendo resultados rápidos sobre o grau de humificação da MOS e com baixo custo operacional (Milorí et al., 2011).

É importante enfatizar que a natureza dos resultados em análise de amostras de solo sem fracionamento químico prévio considera a MOS como um todo, compreendendo as estruturas instáveis e recalcitrantes do solo. Adicionalmente, as técnicas analíticas citadas pressupõem sistemas geralmente puros da química e ainda necessitam ser mais bem calibrados nos sistemas complexos, heterogêneos e dinâmicos do solo (Bayer et al., 2002).

Impactos da mudança do uso da terra e práticas de manejo do solo na qualidade da matéria orgânica do solo

Diante da necessidade de promover o manejo sustentável do solo em sistemas agrícolas, práticas que priorizam a melhoria da qualidade da MOS tem recebido atenção considerável. Como as SH representam o compartimento mais persistente da MOS, com tempos de residência médio de várias centenas de anos, a avaliação do grau de humificação da MOS é importante para estimar a taxa e magnitude de sequestro de C (Tivet et al., 2013) e os impactos das mudanças de uso da terra, manejo do solo e resíduos culturais (Moraes et al., 2011).

Em sistemas naturais, a composição química variada e o aporte frequente de materiais orgânicos ao solo contribuem para diminuição do C-aromático e a predominância de grupos C O-alquil, indicando a presença de estruturas lábeis oriundas, em sua maior parte, de carboidratos derivados de tecidos vegetais (Baldock et al., 1992; Zech et al., 1997). A conversão de vegetação nativa para agricultura, no entanto, favorece a mineralização da MO por meio da ruptura dos agregados do solo e exposição da MOS à decomposição oxidativa (Hartemink, 2008; Kaschuck et al., 2011; Martins et al., 2011; Tivet et al., 2013), promovendo a preservação seletiva de estruturas mais complexas da MOS, como C-aromático e C-carbônico (C=O), elevando o grau de humificação da MOS, quando comparado aos solos sob vegetação nativa.

Todavia, sistemas agrícolas que priorizam a ausência de revolvimento do solo e a entrada contínua de resíduos vegetais influenciam diretamente a capacidade dos microrganismos em utilizar a MOS como fonte de C e energia, promovendo mudanças significativas na qualidade do COS. Em estudo realizado por Bayer et al. (2002), amostras de AH extraídas de solos sob sistema de PD apresentaram menor grau de humificação comparado ao plantio convencional (PC), dada a menor intensidade de fluorescência associada a RLS. Comparando espectros de RMN-¹³C, Dieckow et al. (2009) observaram a predominância de estruturas lábeis (O-alquil) e o decréscimo de estruturas mais complexas (C-aromático) em solos sob PD comparado ao PC.

O menor caráter aromático da MOS em PD favorece a formação de C lábil nas frações AH e AF e aumenta os sítios de troca da MOS, gerando cargas negativas variáveis e melhorando a ciclagem de nutrientes e fertilidade do solo (Moraes et al., 2011). Adicionalmente, a maior aromaticidade da MO em solo sob PC comparado ao PD não significa maior estabilidade das

frações orgânicas desse sistema, podendo ser em razão de dois processos: oxidação do C lábil em solos sob cultivo convencional por causa do *input* reduzido de material orgânico fresco e operações de revolvimento do solo; e aromaticidade e policondensação derivada da prática de queima (se houver) e, conseqüentemente, maior grau de humificação da MOS.

Apesar disso, mudanças drásticas nas práticas de manejo, como a conversão da colheita com queima para colheita mecanizada de cana-de-açúcar, podem apresentar resultados contrastantes em curto prazo. Panosso et al. (2011) reportaram que a maior entrada de C lábil pelos resíduos de colheita de cana-de-açúcar causou aumento desproporcional nas taxas de respiração microbiana, estimulando a mineralização da fração estável do C presente nas SH e ocasionando perdas de COS nesse sistema, fenômeno conhecido como efeito *priming* (Kuzyakov, 2010). Após 55 anos de cultivo de cana-de-açúcar, Canellas et al. (2007) observaram que a concentração de RLS foi aproximadamente sete vezes maior em amostras de AH extraídas de solos sob manejo sem queima, comparado ao manejo com queima, resultando em maior grau de humificação da MOS em razão da preservação da palha na superfície do solo. Desse modo, a manutenção da cobertura vegetal na superfície do solo em longo prazo proporciona um ambiente mais favorável para a incorporação dos resíduos pela fauna do solo e evolução dos processos de decomposição e humificação da MOS (Thorburn et al., 2012).

O efeito da prática de queima sobre a qualidade da MOS deve ser levado em consideração, pois, além de reduzir o aporte de resíduos vegetais ao solo, favorece a oxidação da MO lábil (González-Pérez et al., 2004). Apesar de o C derivado da ação do fogo (C pirogênico) apresentar elevada resistência à degradação no solo (Stockmann et al., 2013) e contribuir para os estoques de C no solo em longo prazo (Graham et al., 2002), o tempo envolvido na recuperação da MOS pós-queima e as rotas de decomposição do C pirogênico ainda geram incertezas (Schmidt et al., 2011). Além disso, o baixo *input* de material orgânico fresco em sistemas manejados com queima (colheita manual de cana-de-açúcar) prejudica a formação de microagregados do solo, onde os resíduos derivados de plantas e produtos microbianos tornam-se fisicamente inacessíveis à decomposição oxidativa e diminuem a atividade biológica do solo (Alexis et al., 2012), comprometendo seus atributos químicos, físicos e biológicos (Sant'anna et al., 2009).

Além da biomassa vegetal da parte aérea, a biomassa radicular apresenta grande importância na manutenção da qualidade do solo, além do grande potencial em alocar C em camadas subsuperficiais (Schmidt et

al., 2011). Nesse contexto, o comportamento relatado em áreas destinadas às pastagens merece destaque. Pastagens bem-manejadas apresentam um potencial de estoque de C no solo muito próximo ou superior às áreas de vegetação nativa, o que está fortemente associado à contínua decomposição das raízes das gramíneas e à liberação de exsudatos radiculares (Nepstad et al., 1991; Fearnside e Barbosa, 1998; Alves et al., 2008). O Brasil possui vasta área de pastagens degradadas (Dias Filho, 2014), o que favorece estoques de C menores que solos sob vegetação nativa. No entanto, estudos apresentam que essas áreas são altamente responsivas ao sequestro de C no solo por meio de práticas adequadas de manejo (Ryals et al., 2014), como será abordado posteriormente neste capítulo.

Analisando amostras de solo sob pastagem, Nierop et al. (2001) observaram a MOS na camada 0-10 cm composta por materiais em estágios iniciais de decomposição, derivados dos tecidos vegetais das gramíneas, como polissacarídeos, ligninas, compostos alifáticos (lipídios, cutina, suberina) e proteínas. Já na camada 10-20 cm, houve diminuição dos constituintes de planta, como a lignina, e predominância de produtos de decomposição microbiana, indicando maior grau de humificação da MOS em profundidade.

A ação das raízes na formação e os processos de estabilização dos agregados do solo (Haynes e Beare, 1997), bem como mudanças significativas na atividade enzimática nos solos induzidas principalmente pelo C lábil oriundo da ciclagem e exsudação radicular do que pelos resíduos de parte aérea (Lajtha et al., 2014; Kotroczo et al., 2014), são fortes indícios da contribuição desse compartimento da biomassa vegetal para manutenção e melhoria da qualidade da matéria orgânica do solo. Além disso, o contato íntimo entre as raízes e a matriz mineral do solo favorece a estabilização do C derivado de exsudatos e da morte de raízes grossas e finas por minerais de argila e óxidos de Fe e Al (Oades, 1988). Desse modo, os aspectos qualitativos e mecanismos de estabilização da MOS sob pastagem parecem manter certa dependência da existência de interação com a fração mineral, uma vez que o incremento de C pela estabilização física e, ou, química é um processo de longo prazo (Six et al., 2002; Alves et al., 2008).

No entanto, informações quantitativas e qualitativas relacionadas a esse tópico ainda geram incertezas e impõem grandes desafios metodológicos, principalmente pela grande dificuldade na quantificação, separação e identificação da origem do C, ou seja, diferenciar o C derivado de biomassa vegetal aérea e radicular (Hütsch et al., 2002).

EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA NO AGROSSISTEMA CANA-DE-AÇÚCAR

O Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar (FAO, 2014) e, de acordo com levantamento da Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB), estima-se que, na safra 2014/2015, serão cultivados mais de 9 Mha no país, com uma produção estimada superior a 670 Mt (Conab, 2014).

O cultivo de cana-de-açúcar no Brasil tem dois aspectos importantes com relação ao acúmulo de C no solo. Além da gradativa substituição da colheita manual após a queima das folhas (cana queimada) pela colheita mecanizada e sem uso do fogo (cana crua), a cana-de-açúcar é uma cultura semiperene e, portanto, a mobilização do solo é realizada apenas na renovação do canavial, o que ocorre a cada seis ou oito anos. Dessa forma, evitam-se as emissões de GEE com a redução das áreas de cana queimada, ao mesmo tempo em que há acúmulo de C no solo com a deposição da palha sobre o solo, como também pelo não revolvimento anual.

Assim, as principais fontes de emissão de GEE no cultivo de cana-de-açúcar no Brasil são: as operações de reforma do canavial, promovendo perdas do C acumulado na MOS sob a forma de CO_2 ; a adubação nitrogenada (mineral ou orgânica), que interfere diretamente a disponibilidade de N no solo e as emissões de N_2O ; as emissões de CH_4 promovidas pela aplicação de vinhaça ao solo; e, finalmente, pelos canais a céu aberto, utilizados para a condução da vinhaça entre a usina e as áreas de aplicação.

Estima-se que as perdas de C na forma de CO_2 decorrentes do preparo do solo na renovação do canavial correspondam a 80 % da quantidade de C acumulada durante um ano de cultivo de cana-de-açúcar (Silva-Olaya et al., 2013). Entretanto, essas emissões podem ser minimizadas em até 30 % com algumas alterações no sistema de preparo do solo, permitindo que se aumente a sustentabilidade da cana-de-açúcar e a do etanol brasileiros (Quadro 4). Além disso, é importante considerar que o preparo do solo por si só estimula as emissões de CO_2 , mas, de maneira geral e não apenas na cultura da cana-de-açúcar, essas emissões são maiores quando há palha sobre a superfície do solo, porque nesse caso o C presente nos resíduos é fonte de energia para os microrganismos presentes no solo (Teixeira et al., 2013).

A adubação nitrogenada das áreas de cana-de-açúcar é um fator importante relacionado às emissões de GEE. Signor et al. (2013) compararam

diferentes fontes de N (ureia e nitrato de amônio) utilizadas na adubação mineral de cana-de-açúcar (cana crua) e verificaram que as emissões de N_2O induzidas pelo nitrato de amônio são maiores e mais rápidas que as proporcionadas pela ureia. Esses autores também observaram que as emissões de N_2O dependem das doses e da fonte de fertilizantes nitrogenados aplicadas ao solo. Para o nitrato de amônio, as emissões se elevam à medida que a dose de N aplicada aumenta, enquanto para a ureia observou-se um máximo, que ocorre em torno 114 kg ha^{-1} (Figura 3).

Além dos fertilizantes minerais, é comum nos canaviais brasileiros o uso de fertilizantes orgânicos como fontes de nutrientes para a cultura, com destaque para o uso dos resíduos gerados no processamento da cana-de-açúcar. Oliveira et al. (2013) avaliaram as emissões de CO_2 , CH_4 e N_2O

Quadro 4. Emissões de CO_2 em diferentes sistemas de preparo do solo durante a renovação do canavial

Sistema de preparo do solo	Fluxo diário CO_2 ($\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)	Emissão total de CO_2 ao longo de 44 anos após o preparo do solo (g m^{-2})	% da emissão total em relação ao preparo convencional
Preparo convencional: uma gradagem aradora até 20 cm de profundidade, uma gradagem aradora até 25 cm de profundidade e uma subsolagem até 45 cm de profundidade	$0,82 \pm 0,37$ A	881,6	100
Preparo reduzido: eliminação mecânica da soqueira, seguida de subsolagem no sentido da linha de plantio (até 50 cm de profundidade), com uma segunda subsolagem cruzada em um ângulo de 45° (até 50 cm de profundidade)	$0,56 \pm 0,22$ B	583,2	66,15
Preparo mínimo: eliminação química da soqueira e subsolagem (até 40 cm de profundidade) na direção linha de cultivo	$0,51 \pm 0,17$ B	537,0	60,91
Sem preparo	$0,49 \pm 0,19$ B	531,5	60,29

Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 %.

Adaptado de Silva-Oalaya et al. (2013).

induzidas pela aplicação de vinhaça ao solo, em área cultivada com cana-de-açúcar em São Paulo, constatando um estímulo às emissões de CO_2 e N_2O , sem alterar as emissões de CH_4 , independentemente do sistema de colheita ser conduzido com ou sem queima prévia. As emissões de CH_4 e N_2O , convertidas para CO_2 -equivalente, com a aplicação de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de vinhaça em área colhida com queima, foram da ordem de $98,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ CO}_2\text{-eq}$, enquanto em área colhida sem queima totalizaram $62,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ CO}_2\text{-eq}$.

Carmo et al. (2013) avaliaram o efeito de adubação orgânica e mineral em áreas de cultivo de cana-de-açúcar e constataram que a combinação

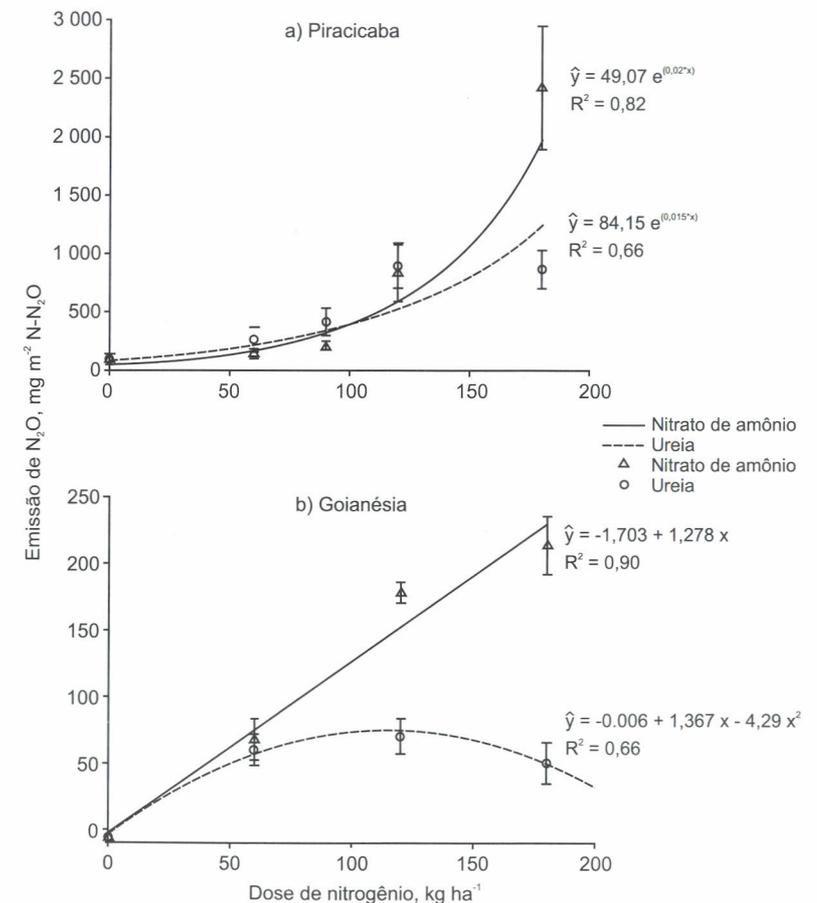


Figura 3. Emissões de óxido nitroso (N_2O) em solos cultivados com cana-de-açúcar em Piracicaba, SP (a), e em Goianésia, GO (b), em razão da dose de fertilizante nitrogenado aplicado ao solo.

Fonte: Signor et al. (2013).

desses fertilizantes resulta em maiores emissões de CO_2 e de N_2O do que a aplicação de fertilizante mineral isoladamente. Esses autores avaliaram as emissões de CO_2 , CH_4 e N_2O pelo período de um ano em uma área de cana-planta, testando os efeitos da adubação mineral (N, na forma de ureia; P_2O_5 , na forma de superfosfato triplo; e K_2O , na forma de KCl) e da adubação orgânica (torta de filtro e vinhaça) sobre as emissões de GEE. A emissão de N_2O no tratamento com adubação mineral foi equivalente a um terço daquela observada nos tratamentos em que a fonte de K foi a vinhaça ao invés do KCl; e aproximadamente metade daquela observada quando o superfosfato triplo foi substituído pela torta de filtro. A aplicação de vinhaça como fonte de K também estimulou as emissões de CO_2 e reduziu as emissões de CH_4 pelo solo.

Ainda segundo Carmo et al. (2013), as emissões totais acumuladas no longo do período de avaliação nas áreas com aplicação de vinhaça foram duas vezes maiores que nas áreas onde esse resíduo não foi aplicado. O aumento da emissão de CO_2 pelo solo em razão da aplicação de vinhaça ocorre tanto nas linhas quanto nas entrelinhas de cultivo, pois a vinhaça é aplicada em área total e não apenas no sulco de plantio ou ao lado da soqueira, como usualmente é feita a aplicação de fertilizantes na cana-soca. Além do estímulo às emissões provocado pela maior umidade do solo, já que a vinhaça é aplicada na forma líquida, esse resíduo também é rico em C e também é fonte de N, estimulando tanto a respiração do solo (emissão de CO_2) quanto os processos de nitrificação e desnitrificação, responsáveis pela formação e emissão de N_2O (Oliveira et al., 2013).

Um aspecto também a ser comentado a respeito das emissões de GEE induzidas pela vinhaça é com relação ao transporte desse resíduo desde a usina até a área de cultivo de cana-de-açúcar, que geralmente é feito por meio de canais a céu aberto. Nessas condições, a decomposição da vinhaça no próprio canal pode representar importante fonte de GEE, principalmente de CH_4 para a atmosfera (Oliveira, 2010). Segundo Oliveira (2010), o processo de transporte da vinhaça entre a usina e o campo é responsável pela emissão de $2,23 \text{ kg m}^{-3} \text{ CO}_2\text{-eq}$. Ainda segundo o mesmo autor, os fluxos de CO_2 diminuem à medida que o canal se afasta da usina (ponto inicial no trajeto da vinhaça até o campo), enquanto os fluxos de CH_4 superaram $1\,000 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ em grande parte do trajeto da usina até o campo. Já as emissões de N_2O são muito baixas ao longo do canal, representando apenas 0,16 % das emissões totais. Em termos de CO_2 -equivalente, aproximadamente 99,84 % das emissões de GEE no longo do canal de transporte de vinhaça devem-se ao CH_4 .

Além das emissões de GEE relacionadas ao preparo do solo durante a renovação do canavial, à adubação e à aplicação de vinhaça, a presença da palha sobre a superfície do solo nas áreas de cana-de-açúcar colhidas sem queima também exerce influência sobre as emissões desses gases. Isso ocorre não apenas porque a palha pode ser usada como fonte de C e energia pelos microrganismos para a produção de GEE, mas também pelo seu efeito indireto sobre a manutenção da umidade no solo.

O efeito conjunto da quantidade de palha sobre a superfície do solo e da aplicação de vinhaça sobre as emissões de GEE em área de cana-soca também foi avaliado por Carmo et al. (2013). As emissões de N_2O se elevaram com o aumento da quantidade de palha sobre a superfície do solo e apresentaram magnitude maior quando houve aplicação de vinhaça. Em termos quantitativos, nas parcelas com 21 t ha^{-1} de palha sobre a superfície, quando houve aplicação de vinhaça, a quantidade de N_2O emitida correspondeu a $9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, mas quando esse resíduo não foi aplicado essa quantidade foi de $4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N_2O (Carmo et al., 2013).

Ainda com relação à presença de palha na superfície, Vargas et al. (2013) conduziram um estudo em condições controladas e observaram que as emissões de CO_2 e de N_2O pelo solo cultivado com cana-de-açúcar aumentaram linearmente com a elevação da umidade, sendo esse aumento mais expressivo na presença de palha sobre a superfície. Os resultados desses autores evidenciaram que, para elevar 10 % na umidade do solo, as emissões de CO_2 aumentam em 17 g m^{-2} de C- CO_2 , quando há palha sobre a superfície, e apenas em 6 g m^{-2} de C- CO_2 , quando não há palha, o que corresponde a uma emissão quase três vezes maior simplesmente em razão da presença da palha sobre o solo. Comportamentos similares foram observados pelos mesmos autores para as emissões de N_2O : para elevação de 10 % na umidade do solo, as emissões aumentam em $1,7 \text{ mg m}^{-2}$ e em $0,8 \text{ mg m}^{-2}$ de N nos tratamentos com e sem palha, respectivamente. Uma observação importante é que a diferença nas emissões de CO_2 e de N_2O entre os tratamentos com e sem palha é menor quando o conteúdo de água no solo é pequeno, indicando que a palha, além de manter a umidade no solo, também é fonte de C e N para os microrganismos.

O efeito da palha de cana-de-açúcar sobre as emissões de GEE também foi avaliado por Signor et al. (2014). Em área de cultivo comercial de cana-de-açúcar, esses autores avaliaram as emissões de CO_2 , CH_4 e N_2O em razão da dose de palha de cana-de-açúcar sobre o solo em três momentos: imediatamente; aos seis; e aos 12 meses após a colheita. Os resultados apresentaram que o efeito dos restos culturais sobre o solo concentra-se

nos primeiros meses após a colheita e deposição sobre o solo, provavelmente por causa de o fato da palha funcionar como fonte de nutrientes e energia aos microrganismos. Em nenhum dos três períodos avaliados, houve efeito da presença de palha sobre as emissões de N_2O . Imediatamente após a colheita, observou-se efeito significativo da dose de palha sobre as emissões de CO_2 e CH_4 ; para elevar $1 t ha^{-1}$ de palha, houve aumento nas emissões da ordem de $1,35 g m^{-2}$ de $C-CO_2$ e de $1,26 mg m^{-2}$ de $C-CH_4$. Aos seis meses após a colheita, apenas as emissões de CH_4 foram influenciadas pela dose de palha sobre a superfície do solo. Nessa condição, o aumento de $1 t ha^{-1}$ na quantidade de palha sobre a superfície reduziu as emissões de CH_4 em $1,25 mg m^{-2}$ de $C-CH_4$. Já aos 12 meses, não houve efeito significativo das doses de palha sobre as emissões de nenhum dos três gases avaliados.

FATORES DE EMISSÃO ASSOCIADOS A MUDANÇAS DO USO DA TERRA NA AMAZÔNIA

Inventários nacionais de emissão de GEE são essenciais para elaborar políticas públicas que visem mitigar as emissões desses gases. No entanto, informações sobre fatores de emissão de C do solo são fundamentais para o desenvolvimento desses inventários; entretanto, sem as estimativas dessas emissões, não é possível desenvolver um plano mitigatório (IPCC, 2006). Uma vez que os fatores de emissão são conhecidos, esses valores podem ser utilizados nos inventários a fim de fornecerem informações essenciais para um planejamento integrado de políticas para mitigação dos GEE, bem como para implementar estratégias de baixa emissão de C (Ogle et al., 2013, 2014).

Fatores de emissão são denominados pelas taxas de emissões associadas a diferentes condições ambientais (variações do clima e do solo) e também em razão das práticas de manejo dos sistemas de pastagens e de produção agrícola. O IPCC (2006) fornece fatores de emissão “padrões” para todas as categorias emissoras como, por exemplo, a de metano entérico em um inventário nacional de emissão de GEE. A razão pelo qual o IPCC fornece esses fatores “padrões” é de assegurar que todos os países possam elaborar seus inventários e reportar as suas emissões. Entretanto, esses fatores não são muito exatos ou possivelmente exatos para serem aplicados em discriminados países ou regiões por causa da condição peculiar de determinado país que pode não ser bem representada pelos fatores “padrões” (Ogle et al., 2013).

De acordo com Ogle et al. (2013), para a estimativa desses fatores deve-se considerar uma série de dados como a quantidade de áreas de pastagens no país, a quantidade de fertilizante nitrogenado aplicado ao solo, o número de vezes em que o solo foi preparado em áreas de produção agrícola, entre outros. Esses dados podem ser obtidos por senso nacionais, entrevistas com os produtores, observações em campo, sensoriamento remoto ou por meio da combinação dessas e de outras fontes.

No Brasil, uma das regiões mais heterogêneas é a Amazônia brasileira que é conhecida por apresentar vastas florestas compostas de biomassa densa e diversificada, e grande variação nos tipos de solo. Entretanto, sabe-se que, nos últimos anos, a região vem sendo apontada como uma das principais fontes de CO_2 emitidos para a atmosfera em razão das mudanças de uso da terra. A conversão de áreas de florestas para pastagens ou agricultura se tornou um dos principais vilões do aquecimento global no Brasil. Durante essa conversão, ocorrem processos como a derrubada e queima da biomassa florestal que contribuem para as emissões de C e, adicionalmente, a decomposição dessa biomassa pelos microrganismos do solo contribui para a potencialização dessa emissão.

A derrubada e queima das florestas tropicais, e a conseqüente conversão para outros sistemas de uso da terra, é considerada a principal fonte de emissão de CO_2 para a atmosfera. No entanto, dependendo do uso e manejo adotado, as áreas convertidas podem funcionar como fonte ou dreno de C (Ogle et al., 2005; Cerri et al., 2009; Maia et al., 2010a).

A queima de florestas e a de restos vegetais na agricultura emitem gases como: CH_4 , N_2O , CO e NOx. Uma prática bastante utilizada na agricultura brasileira é o uso de fertilizantes nitrogenados que, quando aplicados no solo, servem como fonte direta de N_2O . Já a calagem, prática bastante usada, contribui significativamente para a emissão de CO_2 e, em áreas inundadas como as utilizadas para o cultivo de arroz, pode contribuir também para a emissão de CH_4 . Assim, a mudança de uso da terra e o tipo de manejo dado ao solo podem aumentar ou diminuir a biomassa e os estoques de C do solo (Ogle et al., 2014).

Em razão da grande variabilidade nas propriedades do solo, das condições climáticas e do histórico de uso da terra em determinada região, pode existir uma série de incertezas associadas às estimativas dos estoques de C, principalmente quando se trata de mudanças em razão das conversões de uso da terra (Conant e Paustian, 2002; Maia et al., 2010b; Ogle et al., 2010; Conant et al., 2011).

Particularmente nas regiões tropicais como a Amazônia, os cálculos e estimativas dos estoques de C sob floresta são altamente incertos por causa das aplicações de monitoramento regionais (Smith et al., 2007.). Nesse sentido, torna-se cada vez mais importante conhecer os fatores e as incertezas que estão associados às mudanças nos estoques de C no solo e, conseqüentemente, às emissões de GEE para a atmosfera (Ogle et al., 2007).

De acordo com Ogle et al. (2010), a maioria das análises para estimar as emissões de GEE são feitas por modelos recomendados pelo IPCC (IPCC, 2006). Assim, é necessário realizar análises para reduzir as incertezas de interferência dos parâmetros desconhecidos, assim como desenvolvê-las, com base em estimativas para simular os estoques de C, como feito por Ogle et al. (2007), em áreas agrícolas nos Estados Unidos, e por Maia et al. (2010b), na avaliação das mudanças no uso da terra em Mato Grosso e Rondônia.

Muitas pesquisas, no entanto, evidenciam que as práticas de cultivo não conservacionistas sempre são o principal contribuinte na diminuição dos estoques de C do solo, principalmente pela maior exposição e destruição dos agregados do solo e, conseqüentemente, a aceleração na taxa de decomposição da MOS (Six et al., 2002; Ogle et al., 2003, 2005; Maia et al., 2010a; Antle e Ogle, 2012).

No Brasil, até o momento, poucos estudos têm reportado valores de fatores de emissão de C do solo associados à atividade de mudança no uso da terra na região da Amazônia. Trabalhos pioneiros foram realizados por Maia et al. (2009, 2010a,b), para os Estados de Rondônia e Mato Grosso, e por Durigan (2013), para a região de Santarém, no Estado do Pará.

Para os Estados de Rondônia e Mato Grosso, Maia et al. (2009) relataram que os estoques de C do solo em áreas de pastagens degradadas apresentaram fator de emissão de $0,91 \pm 0,14$ (C-CO₂ equivalente), quando comparados com os estoques das áreas de vegetação nativa. Com base nos resultados, os mesmos autores estimaram que áreas de pastagens degradadas podem perder entre $0,27$ e $0,28$ t ha⁻¹ ano⁻¹ de C.

Estudos semelhantes realizados em outros países por García-Oliva et al. (2006), Hughes et al. (2005) e Brown e Lugo (1990) estimaram que as perdas de C do solo para a atmosfera em pastagens degradadas podem variar entre 18, 9 e 44 %, respectivamente. Nesse sentido, a recuperação dessas pastagens é um dos principais pilares capaz de sustentar e tornar eficazes os planos de mitigação de GEE gerados pela agricultura e mudar a imagem desse setor como um dos vilões do aquecimento global no Brasil.

Maia et al. (2010a) avaliaram os efeitos dos sistemas de manejo nos estoques de C do solo e, conseqüentemente, os fatores de emissão nos Estados de Mato Grosso e Rondônia. Segundo os autores, o sistema PD contribuiu significativamente para o aumento nos estoques de C do solo, sendo o oposto observado em áreas de cultivo convencional. Os fatores de emissão estimados pelos autores dentro dessas situações contrastantes foram de $1,08 \pm 0,06$ e $0,94 \pm 0,04$ para plantio direto e convencional, respectivamente.

Também na região da Amazônia, Durigan (2013) estimou os fatores de emissão associados às mudanças de uso da terra na região de Santarém, PA. Os resultados observados foram semelhantes aos de Maia et al. (2010a), quando da conversão de áreas de floresta nativa em agricultura convencional, sendo estimado em $0,93 \pm 0,033$.

Porém, para esse cenário mudar, as áreas de pastagens e agricultura que estejam degradadas se transformem em drenos de C, devem ser adotadas práticas de manejo, como adubação de maneira adequada pela aplicação da quantidade necessária/recomendada para o solo; uso de irrigação em áreas com déficit hídrico; introdução de leguminosas para potencializar a fixação de N e melhorar as condições de estrutura do solo; e adotar o uso do PD (Smith et al., 2007; Conant et al., 2011). Franzluebbbers (2002) defendeu a ideia de que a adoção do PD também tem outros impactos sobre a dinâmica do C, particularmente há maior estratificação do C nesse sistema com maiores concentrações do C perto da superfície, enquanto o PC tende a misturar o C em toda a camada superficial do solo, durante seu preparo. Como conseqüência da adoção de práticas como essas, é possível aumentar em 17 % os estoques de C do solo nessas áreas (Ogle et al., 2004), o que pode resultar em uma taxa de sequestro de C que varie entre $0,11$ e $3,04$ t ha⁻¹ ano⁻¹ de C (Conant et al., 2011).

O manejo do solo é um caráter de extrema importância para que esse atue como fonte ou dreno de C para a atmosfera; e a obtenção de informações sobre esse caráter é essencial para o desenvolvimento de inventários de emissões de GEE. Em outros países, como nos Estados Unidos, muitos estudos têm sido conduzidos para fornecer informações de confiança sobre o manejo do solo e sua relação com as taxas de sequestro de C. Ogle et al. (2012) fizeram uma meta-análise de 74 estudos publicados para determinar se os fatores de emissão de C do solo no país variam entre PD e PC e, de acordo com os autores, a adoção do PD tem se apresentado mais efetiva em estocar C no solo e conseqüentemente mitigar a emissão de GEE.

Os resultados para os fatores de emissão de C do solo, em razão das mudanças de uso da terra na região Amazônica, realizados até o momento no país são extremamente importantes, uma vez que não existem estimativas feitas para os demais estados, exceto Rondônia, Mato Grosso e Pará. Sendo assim, os resultados até então poderão servir como fonte de dados para elaborar políticas públicas e relatórios de sustentabilidade visando o crescimento econômico sustentável na região, bem como poderão ser utilizados em relatórios elaborados pelo IPCC e inventários de emissões organizados pelo governo federal.

POTENCIAL DE ACÚMULO DE C E EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM PASTAGENS NO BRASIL

Emissões de gases de efeito estufa associadas a solos de pastagens no Brasil

A associação entre a pecuária bovina e o desmatamento e, portanto, entre a pecuária e as emissões de GEE decorrentes das mudanças de uso da terra, deve-se a diferentes aspectos (Cederberg et al., 2011). Estima-se que mais de 70 % das áreas desmatadas no Brasil foram posteriormente utilizadas pela pecuária (Wassenaar et al., 2007). O baixo preço da terra, as dificuldades logísticas e a possibilidade de uso de áreas marginais determinam que a pecuária de corte seja a atividade predominante em áreas de fronteira agrícola no Brasil (Dias-Filho, 2014). Na Amazônia Legal, as emissões provenientes do desmatamento de florestas para implantar pastagens são de 612 kg ha⁻¹ CO₂-eq (Cederberg et al., 2011). Dessa forma, a associação entre a pecuária a pasto e as emissões de GEE decorrentes das mudanças de uso da terra no Brasil não deve ser desconsiderada.

Além das emissões de GEE provenientes do desmatamento e da queima da biomassa, a mudança de uso da terra com áreas agrícolas determina, em grande parte, decréscimos nos estoques de C do solo (Don et al., 2011). Dessa forma, parte do C que estava no solo na forma de MOS é liberado para atmosfera, principalmente na forma de CO₂. Em sua metátese, Don et al. (2011) observaram redução de 30 % nos estoques de C na mudança de uso da terra com culturas anuais, enquanto a conversão de vegetação nativa para pastagens determinou decréscimos médios de 12 %.

O menor revolvimento e a eficiência das gramíneas tropicais forrageiras em sequestrar e armazenar o C no solo (Thornton e Herrero, 2010) associam-se a essa diferença reportada por Don et al. (2011). Com base nisso, alguns estudos demonstraram que as mudanças de uso da terra com pastagens podem até mesmo aumentar os estoques de C no solo (Maia et al., 2009; Conant et al., 2001), mitigando parte das emissões associadas à pecuária. Entretanto, isso é observado apenas para pastagens produtivas (Braz et al., 2013), um cenário contrastante ao atual da pecuária brasileira.

Suportados pela adaptabilidade das gramíneas africanas a solos ácidos e de baixa fertilidade, os pecuaristas brasileiros, em sua grande maioria, mantiveram suas pastagens sob superpastejo e com baixa ou ausente aporte de nutrientes. Em decorrência disso, observa-se atualmente baixa produtividade vegetal e animal nessas pastagens, decréscimos na cobertura do solo, processos erosivos e de compactação do solo e invasão por plantas daninhas (Dias-Filho, 2014). Estima-se que 70 % das pastagens brasileiras encontram-se em algum estágio de degradação (Dias-Filho, 2014), o que corresponde a aproximadamente 100 milhões de ha, considerando a área coberta por pastagens no Brasil (IBGE, 2007).

Nesse cenário, as mudanças de uso da terra com pastagens, com posterior degradação, associam-se a decréscimos nos estoques de C no solo e a emissões de GEE (Braz et al., 2013; Assad et al., 2013). Assad et al. (2013) observaram, em média, decréscimos de 16 % nos estoques de C no solo após a conversão da vegetação nativa para pastagens no Brasil. Após a avaliação de áreas situadas nos biomas Cerrado, Mata Atlântica e Pampa, esses autores concluíram que a temperatura e textura do solo interferem fortemente nas alterações nos estoques de C após essa conversão, e que as práticas de manejo adotadas na pastagem vão ser determinantes na recuperação ou depleção dos estoques de C no solo, como também observado por Maia et al. (2009) e Braz et al. (2013).

Em decorrência da compactação, grande quantidade de solo exposto e ausência de práticas de conservação, a erosão do solo pode ser algo frequente em áreas de pastagens degradadas. Como observado por Li et al. (2014), a erosão pode determinar consideráveis decréscimos no C armazenado no solo em áreas de pastagem, principalmente por expor o C protegido no interior dos agregados durante os processos de remoção e transporte (Haring et al., 2013). Dessa forma, a erosão pode ser importante causa de emissões de GEE nas áreas de pastagem, principalmente em pastagens degradadas, aspecto até então desconsiderado no Brasil. Em nível global, estima-se que a erosão em pastagens leve à perda de 40,4 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de C (Doetterl et al., 2012).

Além do CO_2 , CH_4 e N_2O são gerados em grandes quantidades em áreas de pastagem (Stavi e Lal, 2013). A deposição de urina e dejetos bovinos em áreas de pastagens é considerada a segunda maior fonte de N_2O do setor agropecuário para a atmosfera (IPCC, 2014), uma vez que as excretas dos bovinos podem apresentar consideráveis quantidades de N em formas lábeis. Ao sofrer hidrólise, esses compostos liberam amônio no solo, aumentando a ocorrência de processos de nitrificação e desnitrificação e, portanto, aumentando a produção de N_2O pelo solo em áreas de pastagem (Barneze et al., 2014; Mazetto et al., 2014).

Segundo as estimativas do IPCC (2014), 2 % do N que atinge o solo de pastagens na forma de excretas podem ser emitidos para atmosfera na forma de N_2O . Além disso, parte do N que é volatilizado pelas dejeções pode voltar para o solo (deposição atmosférica) e contribuir de forma indireta para as emissões de N_2O (Lessa et al., 2014). A fermentação entérica é a principal fonte de CH_4 de origem antrópica no Brasil (MCTI, 2013); entretanto, apenas os processos relacionados ao solo e uso da terra serão preconizados.

Acúmulo de C em solos sob pastagens no Brasil: mitigação das emissões de gases de efeito estufa e sustentabilidade ambiental da pecuária bovina

Gradativamente, a pecuária bovina brasileira intensifica seus processos produtivos (Martha Jr. et al., 2012). A taxa de lotação nas pastagens brasileiras evoluiu de 0,62 UA ha^{-1} em 1975 para 1,19 UA ha^{-1} em 2006 (IBGE, 2007). Essa transição é imprescindível ao aumento da produtividade e à sustentabilidade ambiental da agropecuária no Brasil. Havlík et al. (2014) projetaram que a adoção de sistemas mais eficientes na pecuária irão evitar a emissão de 736 Mt ano^{-1} $\text{CO}_2\text{-eq}$ no mundo. No Brasil, aumentos na eficiência da pecuária bovina associam-se diretamente aos decréscimos nas taxas de desmatamento na Amazônia (Nepstad et al., 2014).

As pastagens são agroecossistemas com alto potencial de sequestro e acúmulo de C no solo (Conant et al., 2010). O sequestro de C pelos solos sob pastagem representa 29 % de todo o potencial que essa estratégia apresenta para mitigar o aquecimento global (Lal et al., 2010), evidenciando-se como plausível opção para diminuir o C *footprint* da produção de bovinos no Brasil (Bustamante et al., 2012).

Entretanto, como visto anteriormente, grande parte das pastagens brasileiras encontram-se sob degradação (Dias-Filho, 2014), o que impede

que esses agroecossistemas atuem de forma efetiva como sumidouros de C atmosférico. A recuperação de toda área de pastagens degradadas na Amazônia brasileira resultaria em acréscimo na taxa de acúmulo de C desse bioma de 3,5 Mt ano^{-1} de C (Cerri et al., 2006). Para pastagens degradadas no Cerrado, esse acréscimo atingiria 36 Mt ano^{-1} de C (Bustamante et al., 2006).

A adição de calcário e fertilizantes em pastagens de braquiária nos Estados de Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e São Paulo associou-se a incrementos médios de 0,6 t ha^{-1} ano^{-1} de C nos estoques do solo, aspecto não observado em pastagens adjacentes sem a adição de fertilizantes (Braz et al., 2013). Efeito semelhante foi observado em pastagens no sul da Bahia, com acréscimos nos estoques de 0,66 t ha^{-1} ano^{-1} de C (Tarré et al., 2001). Já a aplicação de ureia a cada três anos em pastagens de braquiária em Paracatu, MG, permitiu que essas áreas apresentassem estoques de C superiores às áreas de vegetação nativa e cultivo do eucalipto isolado ou em consórcio com a braquiária (Tonucci et al., 2011). A aplicação de fertilizantes em pastagens no Brasil associa-se, em média, a acréscimos de 0,73 t ha^{-1} ano^{-1} de C no solo (Figura 4).

A depleção em N destaca-se como um dos principais fatores limitantes associados ao declínio de pastagens de braquiária (Boddey et al., 2004). Além disso, o sequestro e acúmulo de C no solo são dependentes do balanço de N (Boddey et al., 2010). É razoável supor que a adição de fertilizantes nitrogenados em pastagens consiste em eficiente estratégia de recuperação do acúmulo de C no solo. Entretanto, a prática, além de onerosa, pode determinar acréscimos nas emissões de N_2O em solos agrícolas (Reay et al., 2012). Dessa forma, a fixação biológica do nitrogênio é uma estratégia que assume importante papel na recuperação e sequestro de C pelas pastagens brasileiras.

O consórcio *B. humidicola/Desmodium ovalifolium* proporcionou incrementos de 1,17 t ha^{-1} ano^{-1} de C nos estoques de C, quase o dobro do observado para as áreas onde a gramínea foi cultivada de forma isolada na Bahia (Tarré et al., 2001). Em trabalho mais recente, Salton et al. (2011) verificaram acréscimos de 1,12 t ha^{-1} ano^{-1} de C em áreas de pastagem em Campo Grande, MS, cultivadas com o consórcio *B. decumbens/S. guianensis/S. macrocarpa/S. macrocephala/Calopogonium* spp. A introdução de forrageiras leguminosas em áreas de pastagem com gramíneas no Brasil associou-se, em média, a acréscimos de 0,72 t ha^{-1} ano^{-1} de C nos estoques de C no solo (Figura 4). Apesar da inserção de leguminosas fixadoras de N em áreas de pastagens, alguns genótipos de braquiária podem obter mais

de 20 % do N acumulado por meio de associações com bactérias do gênero *Azospirillum* (Reis et al., 2001).

Sistemas que integram a produção agrícola e a pecuária (ILP) têm sido implantados em diferentes regiões do Brasil (Salton et al., 2014). A adoção de sistemas mais complexos e diversificados pode resultar em diferentes melhorias no ambiente edáfico, com efeitos sinérgicos positivos sobre a dinâmica do C e N no ambiente de produção (Soussana et al., 2014).

Em Santa Carmen, MT, a ILP com a sucessão soja/sorgo + braquiária determinou acréscimos de 1,03 a 1,35 t ha⁻¹ ano⁻¹ de C nos estoques de C no solo (Carvalho et al., 2010). Os autores associaram essas variações ao tempo de permanência da braquiária em cada sistema, evidenciando a importância do componente pastagem na ILP. Nesse mesmo estudo, áreas em Montividiu, GO, submetidas à sucessão soja/milho + braquiária/algodão/pousio apresentaram incrementos de 0,82 t ha⁻¹ ano⁻¹ de C nos estoques de C no solo. Em trabalho recente, os autores observaram que os acréscimos nos estoques de C nos solos nesse mesmo município, atualmente, são de

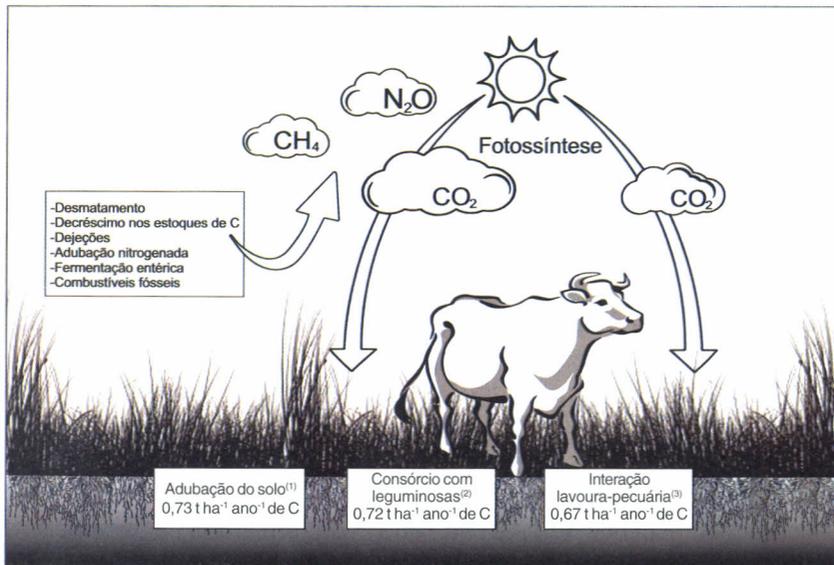


Figura 4. Sequestro de CO₂ por pastagens como estratégia para mitigar as emissões de GEE associadas à pecuária bovina no Brasil. Taxas de acúmulo de C no solo em áreas de pastagem após a adoção de estratégias de manejo.

⁽¹⁾: Média com base nos valores obtidos por Tarré et al. (2001), Salton (2005), Salton et al. (2011) e Braz et al. (2013).
⁽²⁾: Média com base nos valores obtidos por Conant et al. (2001), Tarré et al. (2001) e Salton et al. (2011).⁽³⁾: Média com base nos valores obtidos por Salton (2005), Carvalho et al. (2010), Salton et al. (2011) e Carvalho et al. (2014).

0,6 t ha⁻¹ ano⁻¹ de C e a taxa de sequestro, que considera todas as emissões de GEE na ILP, é de 0,36 t ha⁻¹ ano⁻¹ de C (Carvalho et al., 2014). Em lavouras de soja em sucessão com pastagens de braquiária e plantio de aveia a cada dois anos, em Dourados, MS, e Maracaju, MS, Salton et al. (2011) reportaram aumentos de 0,44 t ha⁻¹ ano⁻¹ de C nos estoques de C no solo. Dessa forma, a integração lavoura-pecuária é mais uma estratégia a ser utilizada na recuperação de pastagens degradadas no Brasil, com considerável potencial de acúmulo de C nesses ambientes, com taxas médias de 0,67 t ha⁻¹ ano⁻¹ de C (Figura 4).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Anteriormente, as preocupações com relação ao impacto do uso do solo no ambiente eram voltadas, sobretudo, aos processos erosivos e à qualidade da água. Com o avanço dos conhecimentos sobre o efeito estufa, os pesquisadores estão estudando as relações entre uso da terra e emissões de gases que intervêm no aquecimento global e, conseqüentemente, nas mudanças climáticas.

Durante a 15^a Conferência das Partes (COP-15), o governo brasileiro divulgou o seu compromisso voluntário de redução entre 36,1 e 38,9 % das emissões de GEE projetadas para 2020, estimando o volume de redução em torno de um bilhão de toneladas de CO₂-eq. Certos da relevância da agropecuária no contexto de mudanças climáticas no Brasil (Brasil, 2013), esse setor da economia foi o foco das ações propostas pelo governo. Nesse âmbito, criou-se o Plano ABC (Brasil, 2010).

Basicamente, o plano ABC destina à adaptação da agropecuária brasileira às mudanças climáticas globais, por meio da adoção de diferentes ações tecnológicas visando sua mitigação. Ressalvados pelo potencial das pastagens anteriormente discutido, os agentes desse plano centralizam boa parte dos esforços em melhorias nesse agroecossistema, novamente evidenciando a importância das pastagens nas emissões de GEE e mitigação do aquecimento global no país (Brasil, 2012).

Nesse contexto, maior aprofundamento do conhecimento sobre os fatores que, direta ou indiretamente, influenciam nas taxas de acúmulo de C no solo e nos potenciais de redução das emissões de GEE, é imprescindível para a implantação de sistemas de manejo agrícola que proporcionem cada vez mais uma produção agrícola sustentável e competitiva no cenário mundial.

REFERÊNCIAS

- Abbruzzini TF. Qualidade e quantidade de matéria orgânica do solo em cultivo convencional e orgânica de cana-de-açúcar. [dissertação] Piracicaba: Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo; 2011.
- Achten WMJ, Maes WH, Aerts R, Verchot L, Trabucco A, Mathijs E, Singh VP, Muys B. Jatropha: From global hype to local opportunity. *J Arid Environ*. 2010;74:164-5.
- Alexis MA, Rasse DP, Knicker H, Anquetil C, Rumpel C. Evolution of soil organic matter after prescribed fire: A 20-year chronosequence. *Geoderma*. 2012;98:98-107.
- Alves BJR, Urquiaga S, Jantalia CP, Boddey RM. Dinâmica do carbono em solos sob pastagens. In: Santos GA, Silva LS, Canellas LP, Camargo FAO, organizador. Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Metrópole; 2008.p. 561-8.
- Anderson-Teixeira CJ, Davis CD, Masters MD, Delucia EH. Changes in soil carbon under biofuels crops. *Global Change Biol*. 2009;1:75-96.
- Agência Nacional do Petróleo - ANP - Anuário Estatístico Brasileiro do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis 2014. Acessado em 10 de ago. 2014. Disponível em: <http://anp.gov.br/?pg=71479& m=&t1=&t2=&t3=&t4=&ar=&ps=&cachebust=1407703601294>.
- Antle JM, Ogle SM. Influence of soil C, N₂O and fuel use on GHG mitigation with no-till adoption. *Clim Change*. 2012;111:609-25.
- Assad ED, Pinto HS, Martins SC, Groppo JD, Salgado PR, Evangelista B, Sano EE, Pavão E, Luna R, Camargo PB, Martinelli LA. Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: paired site comparisons and a regional pasture soil survey. *Biogeosciences*. 2013;10:6141-60.
- Bailis RE, Baka JE. Greenhouse gas emissions and land use change from jatropha curcas-based jet fuel in Brazil. *Environ Sci Technol*. 2010;44:8684-91.
- Bailis RE, Mccarthy H. Carbon impacts of direct land use change in semiarid woodlands converted to biofuel plantations in India and Brazil. *GCB Bioener*. 2011;3:449-60.
- Baldock JA, Oades JM, Waters AG, Peng X, Vassallo AM, Wilson MA. Aspects of chemical structure of soil organic materials as revealed by solid-state ¹³C NMR spectroscopy. *Biogeochemistry*. 1992;16:1-42.
- Barbosa LA. Impacto de sistemas de cultivo orgânico e convencional da cana-de-açúcar, nos atributos do solo [dissertação] Brasília: Universidade de Brasília; 2010.
- Barneze AS, Mazzetto AM, Zani CF, Misselbrook T, Cerri CC. Nitrous oxide emissions from soil due to urine deposition by grazing cattle in Brazil. *Atmos Environ*. 2014;92:394-7.
- Bayer C, Mielniczuk J, Martin-Neto L, Ernani PR. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil. *Plant Soil*. 2002;238:133-40.
- Blair N. Impact of cultivation and sugar-cane green trash management on carbon fractions and aggregate stability for a Chromic Luvisol in Queensland, Australia. *Soil Till. Res*. 2000;55:183-91.
- Boari ADJ. Estudos realizados sobre o amarelecimento fatal do dendezeiro (Elais Guineensis Jacq). Belém: Embrapa Amazônia Oriental; 2008. 66p. (Série Documentos)

- Boddey RM, Macedo R, Tarré RM, Ferreira E, Oliveira OC, Rezende C, Cantarutti RB, Pereira, JM, Alves BJR, Urquiaga S. Nitrogen cycling in Brachiaria pastures: The key to understanding the process of pasture decline. *Agric Ecosyst Environ*. 2004;103:389-403.
- Boddey RM, Jantalia CP, Conceição PC, Zanatta JA, Bayer C, Mielniczuk J, Dieckow J, Dos Santos HP, Denardin JE, Aita C, Giacomini SJ, Alves BJR, Urquiaga S. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. *Glob Chang Biol*. 2010;16:784-95.
- Brady NC, Weil RR. Elementos da natureza e propriedades dos solos. 3ªed. Porto Alegre: Bookman; 2013.
- Brandani CB. Capacidade máxima de acúmulo de carbono em solos cultivados com cana-de-açúcar [tese] Piracicaba: Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo; 2013.
- Brandani CB, Abbruzzini TF, Williams S, Easter M, Cerri CEP, Paustian K. Simulation of management and soil interactions impacting SOC dynamics in sugarcane using the CENTURY Model. *GCB Bioener*. 2014. doi: 10.1111/gcbb.12175. 2014
- Brasil - Ministério da Ciência e Tecnologia. Coordenação-Geral de Mudanças Globais do Clima. Segunda comunicação nacional do Brasil à convenção-quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Brasília: 2010.
- Brasil. Decreto nº 7.390. Artigos 6, 11 e 12 da Lei 12.187. Política Nacional sobre Mudança do Clima. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília: 2010.
- Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Evolução da produção das oleaginosas agroenergéticas após o Programa de Produção de Biodiesel. Acesso em: 08 nov. 2012. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br>>
- Brasil. Ministério de Minas e Energias. Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel. Acesso em: 08 ago. 2014. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br>>.
- Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura. Brasília: 2012.
- Brasil. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. MCTI. Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil. Brasília: 2013.
- Braz SP, Urquiaga S, Alves BJ, Jantalia CP, Guimarães AP, Dos Santos CA, Santos SC, Pinheiro EM, Boddey RM. Soil carbon stocks under productive and degraded pastures in the Brazilian cerrado. *Soil Sci Soc Am J*. 2013;77:914-28.
- Bremner JM. Sources of nitrous oxide in soils. *Nutr Cycl Agroecosyst*. 1997;49:7-16.
- Brown S, Lugo AE. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen-content of soils in Puerto-Rico and Us Virgin Islands. *Plant Soil*. 1990;124:53-64.
- Bustamante MM, Nobre CA, Smeraldi R, Aguiar AP, Barioni LG, Ferreira LG, Longo K, May P, Pinto AS, Ometto JP. Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil. *Clim Change*. 2012;115:559-77.
- Bustamante MMC, Corbeels M, Scopel E, Roscoe R. Soil carbon and sequestration potential in the Cerrado Region of Brazil. In: Lal R, Cerri CC, Bernoux M, Etchevers J, Cerri CEP. Carbon sequestration in soils of Latin America. New York: Haworth; 2006. p.285-304.
- CANASAT: monitoramento da cana-de-açúcar via imagens de satélites. Acesso em 07 de ago. 2014. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/>

Canellas LP, Baldotto MA, Busato JG, Marciano CR, Menezes SC, Silva NM, Rumjanek VM, Velloso ACX, Simões ML, Martin-Neto L. Estoque e qualidade da matéria orgânica de um solo cultivado com cana-de-açúcar por longo tempo. *R Bras Ci Solo*. 2007;31:331-40.

Canellas LP, Busato JG, Dobbss LB, Baldotto MA, Rumjanek VM, Olivares FL. Soil organic matter and nutrient pools under long-term non-burning management of sugar cane. *Eur J Soil Sci.*, 61:375-83, 2010.

Carmo JB; Filoso S, Zotelli LC, Sousa Neto ER, Pitombo LM, Duarte-Neto PJ, Vargas VP, Andrade CA, Gava GJC, Rossetto R, Cantarella H, E Neto A, Martinelli LA. Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: Effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. *GCB Bioener*. 2013;5:267-80.

Carter MR, Gregorich EG, Angers DA, Donal RG, Bolinder MA. Organic C and N storage, and organic C fractions, in adjacent cultivated and forested soils of eastern Canada. *Soil Till Res*. 1998;47:253-61.

Carvalho JLN, Raucci GS, Frazão LA, Cerri CEP, Bernoux M, Cerri CC. Crop-pasture rotation: A strategy to reduce soil greenhouse gas emissions in the Brazilian Cerrado. *Agric Ecosyst Environ*. 2014;183:167-75.

Carvalho JLN, Raucci GS, Cerri CEP, Bernoux M, Feigl BJ, Wruck FJ, Cerri CC. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. *Soil Till Res*. 2010;110:175-86.

Cederberg C, Persson UM, Neovius K, Molander S, Clift R. Including carbon emissions from deforestation in the carbon footprint of Brazilian beef. *Environ Sci Technol*. 2011;45:1773-9.

Cerri CC, Galdos MV, Maia SMF, Bernoux M, Feigl BJ, Powilson D, Cerri CEP. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: An examination of existing data. *Eur J Soil Sci*. 2011;62:23-8.

Cerri CC, Bernoux M, Cerri CEP, Lal R. Challenges and opportunities of soil carbon sequestration in Latin America. In: Lal R, Cerri CC, Bernoux M, Etchevers J, Cerri CEP. Carbon sequestration in soils of Latin America. New York: Haworth; 2006. p.41-47.

Cerri CC, Maia SMF, Galdos MV, Cerri CEP, Feigl BJ, Bernoux M. Brazilian greenhouse gas emissions: The importance of agriculture and livestock. *Sci Agric*. 2009;66:831-43.

Christensen BT. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle-size and density separates. *Adv. Soil Sci*. 1992;20:1-90.

Ciais P, Sabine C, Bala G, Bopp L, Brovkin V, Canadell J, Chhabra A, Defries R, Galloway J, Heimann M, Jones C, Le Quéré C, Myneni RB, Piao S, Thornton P. Carbon and other biogeochemical cycles. In: Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Medgley PM. editors. *Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge [UK]; New York [USA]: Cambridge University Press; 2013. p. 465-570.

Companhia Nacional de Abastecimento - Conab. Acompanhamento da safra brasileira: cana-de-açúcar. v. 1 - Safra 2014/15, n. 1 - Primeiro levantamento. Brasília: 2014. p.1-20. Acesso em 15 jul 2014. Disponível em: http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/14_04_15_15_44_37_boletim_cana_portugues_-_1o_lev_-_14.pdf.

Conant R. Challenges and opportunities for carbon sequestration in grassland systems. A technical report on grassland management and climate change mitigation. Roma: FAO; 2010. 67p.

Conant RT, Paustian K, Elliott ET. Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecol Appl*. 2001;11:343-55.

Conant RT, Ogle SM, Paul EA, Paustian K. Measuring and monitoring soil organic carbon stocks in agricultural lands for climate mitigation. *Front Ecol Environ*. 9:169-73, 2011.

Conant RT, Paustian K. Spatial variability of soil organic carbon: Implications for detecting change at different scales. *Environ Pollut*. 2002;116:127-35.

Contran N, Chessaa L, Lubinoa M, Bellavite D, Roggeroa PP, Ennea G. State-of-the-art of the *Jatropha curcas* productive chain: From sowing to biodiesel and by-products. *Ind Crops Prod*. 2013;42:202-15.

Costa AO, Oliveira LB, Lins MPE, Silva ACM, Araujo MSM, Pereira Jr AO, Rosa LP. Sustainability analysis of biodiesel production: A review on different resources in Brazil. *Renew Sust Energ Rev*. 2013;27:407-12.

Costa Neto PR, Luciano FS, Rossi LFS, Zagonel GF, Ramos LP. Produção de biocombustível alternativo ao óleo diesel através da transesterificação de óleo de soja usado em frituras. *Quim Nova*. 2000;23:531-7.

Cruvinel EBF, Bustamante MMC, Kozovits AR, Zepp RG. Soil emissions of NO, N₂O and CO₂ from croplands in the savanna region of central Brazil. *Agric Ecosyst Environ*. 144:29-40, 2011.

Czyca RV. Quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo em sistemas de colheita com e sem queima da cana-de-açúcar. [dissertação] Piracicaba: Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo; 2010.

Davidson EA, Keller M, Erickson HE, Verchot LV, Veldkamp E. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. *Bioscience*. 2000;50:667-80.

Dias Filho, M.B. Diagnóstico das pastagens no Brasil. Manaus: Embrapa Amazônia Oriental/ Documentos; 2014.

Diochon AC, Kellman L. Physical fractionation of soil organic matter: Destabilization of deep soil carbon following harvesting of a temperate coniferous forest. *J Geophys Res*, 114:1-9, 2009.

Doetterl S, van Oost K, Six, J. Towards constraining the magnitude of global agricultural sediment and soil organic carbon fluxes. *Earth Surf Proc Landf*. 2012;37:642-55.

Dominy CS, Haynes RJ, van Antwerpen R. Loss of soil organic matter and related soil properties under long-term sugarcane production on two contrasting soils. *Biol Fert Soils*. 2002;36:350-6.

Don A, Schumacher J, Freibauer A. Impact of tropical land use change on soil organic carbon stocks-a meta-analysis. *Glob Chang Biol*. 2011;17:1658-70.

Duarte A. Esperança nacional. *R Biodieselbr*, 5:24-34, 2008.

Durigan MR. Mudanças nos estoques de carbono e nitrogênio do solo em função da conversão do uso da terra no Pará. [dissertação] Piracicaba: Banco de Teses da USP; 2013.

EU - Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April on the promotion and use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC. *OJ European Union*. L140; 5 June 2009. p.16-62.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAOSTAT. 2014. Acesso em: 15 jul 2014. Disponível em: <http://faostat.fao.org/site/339/default.aspx>.

- Fearnside PM, Barbosa RI. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *For Ecol Manage.* 1998;108:147-66.
- Feller C, Beare MH. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma.* 79:69-116, 1997.
- Firestone MK, Davidson EA. Microbial basis of NO and N₂O production and consumption in soils. In: Andrae MO, Schimel DS. editor. Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. New York: John Wiley; 1989. v.1. p.7-21.
- Fracetto FJC, Fracetto GGM, Cerri CC, Feigl BJ, Siqueira Neto M. Estoques de carbono e nitrogênio no solo cultivado com mamona na caatinga. *R Bras Ci Solo.* 2012;36:1545-52.
- Franzluebbers, A.J. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil Till Res.* 2002;66:95-106.
- Frazão LA, Paustian K, Cerri CEP, Cerri CC. Soil carbon stocks and changes after oil palm introduction in the Brazilian Amazon. *GCB Bioener.* 2013;5:384-90.
- Frazão LA, Paustian K, Cerri CEP, Cerri CC. Soil carbon stocks under oil palm plantations in Bahia State, Brazil. *Biomass Bioener.* 2014;62:1-7.
- Galdos MV, Cerri CC, Cerri CEP, Paustian K, van Antwerpen R. Simulation of soil carbon dynamics under sugarcane with the CENTURY model. *Soil Sci Soc Am J.* 2009;73:802-11.
- García-Oliva F, Lancho JFG, Montano NM, Islas P. Soil carbon and nitrogen dynamics followed by a forest-to-pasture conversion in western Mexico. *Agrofor Syst.* 2006;66:93-100.
- Gasparatos A, Lee LY, von Maltitz G, Mathai MV, Puppim de Oliveira J, Willis KJ. Biofuels in Africa: Impacts on ecosystem services, biodiversity, and human wellbeing. Japan. Yokohama: UNU-IAS Policy Report; 2012.
- González-Pérez JA, González-Vila FJ, Almendros G, Knicker H. The effect of fire on soil organic matter-a review. *Environ Intern.* 2004;30:855-70.
- González-Pérez M, Milori DMBP, Colnago LA, Martin-Neto L, Melo WJ. A laser-induced fluorescence spectroscopic study of organic matter in a Brazilian Oxisol under different tillage systems. *Geoderma.* 2007;138:20-4.
- Graham MH, Haynes RJ, Meyer JH. Soil organic matter content and quality: Effects of fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. *Soil Biol Biochem.* 2002;34:93-102.
- Haring V, Fischer H, Cadisch G, Stahr K. Implication of erosion on the assessment of decomposition and humification of soil organic carbon after land use change in tropical agricultural systems. *Soil Biol Biochem.* 2013;65:58-167.
- Hartemink AE. Sugarcane for Bioethanol: Soil and environmental issues. *Adv Agron.* 2008;99:125-82.
- Hartmann DL, Klein AMG, Rusticucci M, Alexander LV, Brönnimann S, Charabi Y, Dentener FJ, Dlugokencky EJ, Easterling DR, Kaplan A, Soden BJ, Thorne PW, Wild M, Zhai PM. Observations: Atmosphere and surface. In: Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Medgley PM. editors. Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, [UK] New York, [USA]: Cambridge University Press; 2013. p.159-254.
- Hassink J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant Soil.* 1997;191:77-87.

- Havlik P, Valina H, Herrero M, Obersteiner M, Schmid E, Rufino MC, Mosnier A, Thornton PK, Böttcher H, Conant RT, Franka S, Fritza S, Fussa S, Kraxner F, Notenbaert A. Climate change mitigation through livestock system transitions. *Proc Nat Acad Sci USA.* 2014;111:3709-14.
- Haynes RJ, Beare, Mh. Influence of six crop species on aggregate stability and some labile organic matter fractions.. *Soil Biol Biochem.* 1997;29:1647-53.
- Hughes RF, Kauffman JB, Cummings DL. Dynamics of aboveground and soil carbon and nitrogen stocks and cycling of available nitrogen along a land-use gradient in Rondonia, Brazil. *Ecosystems.* 2005;5:244-59.
- Huo H, Wang M, Bloyd C, Putsche V. Life cycle assessment of energy and greenhouse gas effects of soybean derived biodiesel and renewable fuels. 2008. ANL/ESD/08?2. Argonne, Ill.: Argonne National Laboratory. Acesso em 10 de ago. 2014. Available at: www.transportation.anl.gov/pdfs/AF/467.pdf.
- Hütsch BW, Augustin J, Merbach W. Plant rhizodeposition - an important source for carbon turnover in soils. *J Plant Nutr Soil Sci.* 2002;165:397-407.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Censo Agropecuário, 2007. Acesso em 2 de ago. 2014. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>.
- Intergovernmental Panel On Climate Change - IPCC. Climate change 2006: Synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006. 104p.
- Intergovernmental Panel On Climate Change - IPCC. Agriculture, Forestry and Other Land Uses (AFOLU). In: Climate change : Mitigation of climate change. Working Group III, 5th Assessment Report. Berlin: 2014.
- International Programme on Chemical Safety - IPCS. Environmental Criteria 202. Geneva: Selected Non-heterocyclic PAHs; World Health Organization; 1998.
- Janullis P. Reduction of energy consumption in biodiesel fuel life cycle. *Renew Energy.* 2004;29:861-71.
- Karlen DL, Mausbach MJ, Doran JW, Cline RG, Harris RF, Schuman GE. Soil quality: A concept, definition and framework for evaluation. *Soil Sci Soc Am J.* 1997;61:4-10.
- Kaschuck G, Albeton O, Hungria M. Quantifying effects of different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity in Brazilian biomes: Inferences to improve soil quality. *Plant Soil.* 2011;338:467-81.
- Knothe G, Gerpen JV, Krahl J, Ramos LP. Manual de biodiesel. São Paulo: Edgard Blücher; 2006.
- Kögel-Knabner I. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biol Biochem.* 2002;34:139-62.
- Kotroczó Z, Veres Z, Fekete I, Krakomperger Z, Tóth JA, Lajtha K, Tóthmérész B. Soil enzyme activity in response to long-term organic matter manipulation. *Soil Biol Biochem.* 2014;70:237-43.
- Kuzyakov Y. Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. *Soil Biol Biochem.* 2010;42:1363-71.
- Lajtha K, Bowden RD, Nadelhoffer K. Litter and root manipulations provide insights into soil organic matter dynamics and stability. *Soil Sci Soc Am J.* 2014. doi:10.2136/sssaj2013.08.0370nafsc
- Lal R. Carbon sequestration. *Philos Trans Royal Soc B.* 2008;363:815-30.

- Le Mer J, Roger P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. *Eur J. Soil Biol.* 2001;37:25-50
- Lessa ACR, Madari BE, Paredes DS, Boddey RM, Urquiaga S, Jantalia CP, Alves BJ. Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. *Agric Ecosyst Environ.* 2014;190:104-11.
- Li, Q, Yu, P, Li, G, Zhou, D, Chen, X. Overlooking soil erosion induces underestimation of the soil C loss in degraded land. *Quatern. Inter.* 2014. No prelo
- Maia SM, Ogle SM, Cerri CE, Cerri CC. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. *Geoderma*, 149:84-91, 2009.
- Maia SFM, Ogle SM, Cerri CC, Cerri CEP. Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. *Soil Till Res.* 2010a; 106:177-84.
- Maia SFM, Ogle SM, Cerri CEP, Cerri CC. Soil organic carbon stock change due to land use activity along the agricultural frontier of the southwestern Amazon, Brazil, between 1970 and 2002. *Global Change Biol.* 2010b;16:2775-88.
- Martha Jr GB, Alves E, Contini E. Land-saving approaches and beef production growth in Brazil. *Agric Systems.* 2012;110:173-7.
- Martin-Neto L, Rosell R, Sposito G. Correlation of spectroscopic indicators of humification with mean annual rainfall along a temperate grassland climosequence. *Geoderma.* 1998;81:305-11.
- Martins T, Saab SC, Milori DMBP, Brinatti AM, Rosa JA, Cassaro FAM, Pires LF. Soil organic matter humification under different tillage managements evaluated by Laser Induced Fluorescence (LIF) and C/N ratio. *Soil Till Res.* 2011;111:231-5.
- Mazetto AM, Barneze AS, Feigl BJ, van Groenigen JW, Oenema O, Cerri CC. Temperature and moisture affect methane and nitrous oxide emission from bovine manure patches in tropical conditions. *Soil Biol Biochem.* 2014;76:242-8.
- Mcbratney A, Field DJ, Koch A. The dimensions of soil security. *Geoderma.* 2014;213:203-13.
- Milazzo MF, Spina F, Cavallaro S, Bart JCJ. Sustainable soy biodiesel. *Renew Sustain Energy Rev.* 2013;27:806-52.
- Milori DMBP, Bayer C, Bagnato VS, Mielniczuk J, Martin-Neto L. Humification degree of soil humic acids determined by fluorescence spectroscopy. *Soil Sci.* 2002;167:739-49.
- Milori DMPB, Segnini A, Silva WTL, Posadas A, Mares V, Quiroz R, Martin-Neto L. Emerging techniques for soil carbon measurements. 2011. CCAFS Working Paper no. 2, Copenhagen. Disponível em: <<http://www.ccafs.cgiar.org>>
- Moraes GM, Xavier FAS, Mendonça ES, Araújo Filho JA, Oliveira TS. Chemical and structural characterization of soil humic substances under agroforestry and conventional systems. *R Bras Ci Solo.* 2011;35:1597-608.
- Nepstad DC, Uhl C, Serrão EAS. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: Forest recovery and agricultural restoration. *Ambio.* 1991;20:248-55.
- Nepstad D, Mcgrath D, Stickler C, Alencar A, Azevedo A, Swette B, Bezerra T, Digiano M, Shimada J, Motta RS, Armijo E, Castello L, Brando P, Hansen MC, Mcgrath-Horn M, Carvalho O, Hess L. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science.* 2014;344:1118-23.

- Newman A. Effect of sugarcane residue management on soil organic carbon in a Louisiana agricultural system: Implications for carbon sequestration. [these] Louisiana: Louisiana State University; 2014.
- Nierop KGJ, Pulleman MM, Marinissen JCY. Management induced organic matter differentiation in grassland and arable soil: a study using pyrolysis techniques. *Soil Biol. Biochem.* 2001;33:755-64.
- Novotny EH, Martin-Neto L. Effects of humidity and metal ions on the free radicals analysis of peat humus. *Geoderma.* 2002;106:305-17.
- O'Neil IK, Fishbein K. An IARC Manual series aimed at assisting cancer epidemiology and prevention. "Environmental carcinogens: Selected methods of analysis. *Int J Environ Anal Chem.* 1986;26:229-40.
- Oades JM. The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry.* 1988;5:35-70.
- Ogle SM, Breidt FJ, Easter M, Williams S, Killian K, Paustian K. Scale and uncertainty in modeled soil organic carbon stock changes for US croplands using a process based model. *Global Change Biol.* 2010;16:810-22.
- Ogle SM, Buendia L, Bahl KB, Breidt FJ, Hartman M, Yagi K, Nayamuth R, Spencer S, Wirth T, Smith P. Advancing national greenhouse gas inventories for agriculture in developing countries: Improving activity data, emission factors and software technology. *Environ Res Lett.* 2013. < <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/8/1/015030>>
- Ogle SM, Olander L, Wollenberg L, Rosenstock T, Tubiello F, Paustian K, Buendia L, Smith A. Reducing greenhouse gas emissions and adapting agricultural management for climate change in developing countries: Providing the basis for action. *Global Change Biol.*, 2014;20:1-6.
- Ogle SM, Swan A, Paustian K. No-till management impacts on crop productivity, carbon input and soil carbon sequestration. *Agric Ecosyst Environ.* 149:37-49, 2012.
- Ogle SM, Breidt FJ, Paustian K. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry.* 2005;72:87-121.
- Oliveira BG. Vinhaça da cana-de-açúcar: Fluxos de gases de efeito estufa e comunidades de archea presente no sedimento do canal de distribuição. [dissertação] Piracicaba: Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2010.
- Oliveira BG, Carvalho JLN, Cerri CEP, Cerri CC, Feigl BJ. Soil greenhouse gas fluxes from vinasse application in Brazilian sugarcane areas. *Geoderma.* 2013;200/201: 77-84.
- Panosso AR, Marques Jr J, Milori DMBP, Ferraudo AS, Barbieri DM, Pereira GT, La Scala Jr N. Soil CO emission and its relation to soil properties in sugarcane areas under Slash-and-burn and Green harvest. *Soil Till Res.* 2011;111:190-6.
- Piccolo A. The supramolecular structure of humic substances: A novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. *Adv Agron.* 2002;75:57-134.
- Pimentel DT, Patzek W. Ethanol production using corn, switchgrass, and wood; biodiesel production using soybean and sunflower. *Nat Resour Res.* 2005;14:65-76.
- Pimentel D, Doughty R, Carothers C, Lamberson S, Bora N, Lee K. Energy inputs in crop production: comparison of developed and developing countries. In: Lal R, Hansen D, Uphoff N, Slack S, editors. Food security and environmental quality in the developing world: Boca Raton, [FL]: CRC Press, 2002. p.129-51.

Pinheiro ÉFM, Lima E, Ceddia MB, Urquiaga S, Alves BJR, Boddey RM. Impact of pre-harvest burning versus trash conservation on soil carbon and nitrogen stocks on a sugarcane plantation in the Brazilian Atlantic forest region. *Plant Soil*. 2010;333:71-80.

Pinto AC, Guarieiro LLN, Rezende MJC, Ribeiro NM, Torres EA, Lopes WA, Pereira PAP, De Andrade JB. Biodiesel: An overview. *J Braz Chem Soc*. 2005;16:1313-30.

Rachid CTCC, Piccolo MC, Leite DCA, Balieiro FC, Coutinho HLC, van Elsas JD, Peixoto RS, Rosado AS. Physical-chemical and microbiological changes in Cerrado soil under differing sugarcane harvest management systems. *Biomedc Microbiol*. 2012;12:170-81.

Rangel OJP, Silva CA. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. *R Bras Ci Solo*. 2007;31:1609-1623.

Reay DS, Davidson EA, Smith KA, Smith P, Melillo JM, Dentener F, Crutzen PJ. Global agriculture and nitrous oxide emissions. *Nat Clim Change*. 2012;2:410-6.

Reis VM, Reis Jr FB, Quesada DM, Oliveira OC, Alves BJ, Urquiaga S, Boddey RM. Biological nitrogen fixation associated with tropical pasture grasses. *Funct Plant Biol*. 2001;28:837-44.

RFA - UK Renewable Fuels Agency. The Gallagher review of the indirect effects of biofuels production. St. Leonards-on-Sea (UK): RFA; 2008. Acesso em 10 de ago. 2014. Available online <http://www.dft.gov.uk/rfa/reportsandpublications/reviewofindirecteffectsofbiodiesels.cfm>.

Robertson FA, Thorburn PJ. Management of sugarcane harvest residues: Consequences for soil carbon and nitrogen. *Austr J Soil Res*, 2007;45:13-23.

Roscoe R, Burmman P. Tillage effects on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. *Soil Till Res*. 2003;70:107-19.

Roscoe R, Machado PLOA. Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica. Embrapa Agropecuária Oeste, 2002.

Rossi CQ, Pereira MG, Loss A, Gazolla PR, Perin A, Anjos LHC. Changes in soil C and N distribution assessed by natural ¹³C and ¹⁵N abundance in a chronosequence of sugarcane crops managed with pre-harvest burning in a Cerrado area of Goiás, Brazil. *Agric Ecosyst Environ*, 2013;170:36-44.

Ryals R, Kaiser M, Torn MS, Berhe AA, Silver WL. Impacts of organic matter amendments on carbon and nitrogen dynamics in grassland soils. *Soil Biol Biochem*. 2014;68: 52-61.

Salton JC, Mercante FM, Tomazi M, Zanatta JA, Concenço G, Silva WM, Retore M. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. *Agric Ecosyst Environ*. 2014;190:70-9.

Salton JC, Mielniczuk J, Bayer C, Fabrício AC, Macedo MCM, Broch DL. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. *Pesq Agropec Bras*. 2011;46:1349-56.

Salton JC. Matéria orgânica e agregação do solo na rotação lavoura-pastagem em ambiente tropical. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul; 2005.

Sant'anna SAC, Fernandes MF, Ivo, WMPM, Costa JLS. Evaluation of soil quality in sugarcane management in sandy loam soils. *Pedosphere*. 2009;19:312-22.

Santiago AD, Rosseto R. Adubação: Resíduos alternativos. Agência Embrapa de Informação Tecnológica; 2006. Acesso em: 04 maio 2014. Disponível em: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01_39_711200516717.html.

Santos VF. Biodiesel: O combustível ecológico. Bolsista de Valor: R Divul. Projeto Univer. Petrobras IFF. 2012;2:215-19.

Saturnino HM, Pacheco DD, Kakida J, Tominaga N, Gonçalves NP. Cultura do pinhão-mansão (*Jatrofa curcas* L.). *Inf Agropec*. 2005;26:44-78.

Schmidt MWI, Torn MS, Abiven S, Dittmar T, Guggenberger G, Janssens IA., Kleber M, Kögel-Knabner I, Lehmann J, Manning DAC, Nannipieri P, Rasse DP, Weiner S, Trumbore SE. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*. 2011; 478:49-56.

Senesi N. Binding mechanisms of pesticides to soil humic substances. *Sci Total Environ*. 1992; 123:63-76.

Severgnini K. Influência da cadeia produtiva nas características físicas e químicas do biodiesel. *Unoesc Ci ACET*. 2014;5:65-72.

Seybold CA, Herrick JE, Brejda JJ. Soil resilience: A fundamental component of soil quality. *Soil Sci*. 1999;164:224-34.

Signor D. Estoques de carbono e nitrogênio e emissões de gases do efeito estufa em áreas de cana-de-açúcar na região de Piracicaba. [dissertação] Piracicaba: Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 2010.

Signor D, Cerri CEP, Conant R. N₂O emissions due to nitrogen fertilizer applications in two regions of sugarcane cultivation in Brazil. *Environ Res Lett*. 2013;8:015013, doi:10.1088/1748-9326/8/1/015013.

Signor D, Pissioni LLM, Cerri CEP. Emissões de gases de efeito estufa pela deposição de palha de cana-de-açúcar sobre o solo. *Bragantia*. 2014;73:113-22.

Silva-Olaya AM, Cerri CEP, La Scala Jr N, Dias CTS, Cerri CC. Carbon dioxide emissions under different soil tillage systems in mechanically harvested sugarcane. *Environ Res Lett*. 2013;8:015014. doi:10.1088/1748-9326/8/1/015014.

Six J, Conant RT, Paul EA, Paustian K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant Soil*. 2002;24:155-76.

Skjemstad JO, Clarke P, Taylor JA, Oades JM, Newman RH. The removal of magnetic-materials from surface soils - a solid-state C-13 CP/MAS NMR- study. *Austr J Soil Res*. 32:1215-29, 1994.

Smith P, Martino D, Cai Z, Gwary D, Janzen HH, Kumar P, McCarll B, Ogle S, O'Mara F, Rice C, Scholes RJ, Sirotenko O, Howden M, Mcallister T, Pan G, Romanenkov V, Schneider U, Towprayoon S, Wattenbach M, Smith JU. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philos Trans Royal Soc*. 2007;363:789-813.

Snyder CS, Bruulsema TW, Jensen TL. Melhores práticas de manejo para minimizar emissões de gases de efeito estufa associadas ao uso de fertilizantes. *Inf Agron*. 2008; 121: março.

Soussana JF, Lemaire G. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agric Ecosyst Environ*. 2014;190:9-17.

Souza RA, Telles TS, Machado W, Hungria M, Tavares Filho J, Guimaraes MF. Effects of sugarcane harvesting with burning on the chemical and microbiological properties of the soil. *Agric Ecosyst Environ*. 2012;155:1-6.

- Stavi I, Lal R. Agriculture and greenhouse gases, a common tragedy. A review. *Agron. Sustain. Develop.* 2013;33:275-89.
- Stockmann U, Adams MA, Crawford JW, Field DJ, Henakaarchchi N, Jenkins M, Minasny B, Mcbratney AB, Courcelles VR, Singh K, Wheeler I, Abbott L, Angers DA, Baldock J, Bird M, Brookes PC, Chenu C, Jastrow JD, Lal R, Lehmann J, O'donnell AG Parton WJ, Whitehead D, Zimmermann M. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agric Ecosyst Environ.* 2013;164:80-99.
- Tarré R, Macedo R, Cantarutti RB, Rezende CP, Pereira JM, Ferreira E, Urquiaga S, Boddey RM. The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. *Plant Soil*, 2001; 234:15-26.
- Teixeira DDB, Bicalho ES, Panosso AR, Cerri CEP, Pereira GT, La Scala Junior N. Spatial variability of soil CO₂ emission in a sugarcane area characterized by secondary information. *Sci Agric.* 2013;70:195-203. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162013000300008>
- Thorburn PJ, Meier EA, Collins K, Robertson FA. Changes in soil carbon sequestration, fractionation and soil fertility in response to sugarcane residue retention are site-specific. *Soil Till Res.* 2012;120:99-111.
- Thorburn PJ, Probert ME, Robertson FA. Modelling decomposition of sugarcane surface residues with APSIM-residue. *Field Crops Res.* 2001;70:223-32.
- Thornton P, Herrero M. Potential for reduced methane and carbon dioxide emissions from livestock and pasture management in the tropics. *Proc Nat Acad Sci USA.* 2010;107:19667-72.
- Tivet F, Sá JCM, Lal R, Briedis C, Borszowski PR, Santos JB, Farias A, Eurich G, Hartman DC, Naldilyn Junior M, Bouzinac S, Séguy L. Aggregate C depletion by plowing and its restoration by diverse biomass-C inputs under no-till in sub-tropical and tropical regions of Brazil. *Soil Till Res.* 2013;126:203-18.
- Tonucci RG, Nair PK, NairVD, Garcia R, Bernardino FS. Soil carbon storage in silvopasture and related land-use systems in the Brazilian Cerrado. *J Environ Qual.* 2011;40:833-41.
- Traversa A, Said-Pullicino D, D'orazio V, Gigliotti G, Senesi N. Properties of humic acids in Mediterranean forest soils (Southern Italy): influence of different plant covering. *Eur J For Res.* 2011;130:1045-54.
- Umrith G, Cheong RN, Gillabel J, Merck R. Effect of conventional versus mechanized sugarcane cropping systems on soil organic carbon stocks and labile carbon pools in Mauritius as revealed by ¹³C natural abundance. *Plant Soil.* 2014;379:177-92.
- USEPA. Summary results from NBB/USEPA tier I. Health and environmental effects testing for biodiesel under the requirements for USEPA registration of fuels and fuel additives. Final report, 1998. [40 CFR part 79, sec 21 1 (b)(2) and 21 1 (e)].
- Vandenbygaart, A.J. Monitoring soil organic carbon stock changes in agricultural landscapes: issues and a proposed approach. *Can J Soil Sci.* 2006;86:451-63.
- Vargas VP, Cantarella H, Martins AA, Soares JR, Carmo JB, Andrade CA. Sugarcane crop residue increases N₂O and CO₂ emissions under high soil moisture conditions. *Sugar Technol.* 2013;16. DOI 10.1007/s12355-013-0271-4.

- Wassenaar T, Gerber P, Verburg PH, Rosales M, Ibrahim M, Steinfeld H. Projecting land use changes in the Neotropics: The geography of pasture expansion into forest. *Glob Environ Change.* 2007;17:86-104.
- Zech W, Senesi N, Guggenberger G, Kaiser K, Lehmann J, Miano TM, Miltner A, Schroth G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. *Geoderma.* 1997;79:117-61.