

CAPÍTULO 12

# ESTIMATIVAS DE REDUÇÃO DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA PELA ADOÇÃO DE SISTEMAS ILPF NO BRASIL

Celso Vainer Manzatto; Ladislau Araújo Skorupa; Luciana Spinelli Araújo; Luiz Eduardo Vicente; Eduardo Delgado Assad

## Introdução

O compromisso voluntário assumido pelo Brasil durante a COP15 de redução das emissões de gases de efeito estufa de 36,1% a 38,9% projetadas até 2020 foi formalizado por meio da Política Nacional sobre Mudanças do Clima PNMC (Brasil, 2009) e implementado pelos Planos Setoriais de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas, dentre eles o “Plano para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura”, também denominado Plano ABC (Brasil, 2012), que estabeleceu as Ações de Mitigação Nacionalmente Apropriadas (NAMAs) para o setor agropecuário.

A estratégia adotada pelo governo brasileiro com o Plano ABC foi promover a adoção de práticas agrícolas de manejo que conjugam a melhoria da eficiência produtiva com a mitigação das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE). Esta abordagem, também denominada como Agricultura de Baixo Carbono, envolve seis grandes programas referentes às tecnologias de mitigação e um último com ações de adaptação às mudanças climáticas (Brasil, 2012). Como principais compromissos do Plano na mitigação das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) constam a ampliação dos processos tecnológicos referentes à recuperação de pastagens degradadas, sistemas de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) e de Sistemas Agroflorestais (SAFs), Sistema Plantio Direto (SPD), Fixação Biológica de Nitrogênio (FBN), Florestas Plantadas (FP) e Tratamento de Dejetos Animais (TDA). O potencial de mitigação de emissões de GEE, estimado na formulação do Plano ABC, é da ordem de 133,9 a 162,9 milhões de  $\text{MgCO}_2\text{eq}$  até o prazo final do compromisso (Brasil, 2012), com abrangência nacional e período de vigência de 2010 a 2020. Entre as propostas do Plano ABC destaca-se a ampliação em quatro milhões de hectares da adoção de sistemas de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF), representando um potencial de mitigação entre 18 a 22 milhões de  $\text{MgCO}_2\text{eq}$ .

Desse compromisso voluntário (NAMAs), o Brasil assumiu metas adicionais de implantar ações e medidas para apoiar o cumprimento daquelas estabelecidas na sua Contribuição Nacionalmente Determinada (Nationally Determined Contribution-NDC), por meio da celebração do Acordo de Paris sob a Convenção-Quadro

das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, em 12 de dezembro de 2015, firmado posteriormente em Nova Iorque em 22 de abril de 2016 e promulgado pelo Decreto nº 9.073 de 05 de junho de 2017 (Brasil, 2017). A NDC, ainda em discussão, prevê o incremento adicional de 5 milhões de hectares com sistemas de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta até 2030.

No processo de fortalecimento da sustentabilidade da agropecuária brasileira além da rentabilidade econômica, a adoção de tecnologias que garantam o melhor desempenho produtivo e adequabilidade técnica, é essencial ao bom desempenho ambiental, garantindo que os recursos naturais sejam utilizados e manejados de forma adequada. Além da informação adequada ao produtor rural, para que possa tomar as melhores decisões em seu processo de produção, frente aos desafios ambientais e de mercado, em particular a crescente instabilidade climática, é importante informar à sociedade os resultados dos esforços brasileiros frente aos compromissos assumidos para a redução de suas emissões de GEE.

Neste capítulo apresenta-se uma estimativa preliminar da expansão da adoção de sistemas ILPF no Brasil no período 2005 a 2016, com base em dados revelados pela pesquisa da *Kleffmann Group* descrita no Capítulo 10 deste livro, e uma avaliação da evolução temporal do sequestro de carbono no solo decorrentes da adoção de ILPF como contribuição às metas previstas no Plano ABC.

## Mudanças climáticas e o mercado agropecuário

As discussões sobre a relação entre a diminuição das emissões do setor agropecuário e os ganhos de produtividade e eficiência dos sistemas pecuários sinalizam como uma oportunidade importante, para atender à crescente demanda por produtos pecuários, limitando o impacto no sistema climático global (Gerber et al. 2013). Fatores motivadores para a adoção de técnicas produtivas, como a diminuição dos custos das operações, aumento da produção e produtividade com diminuição das emissões de GEE associadas à intensificação produtiva reduzindo a pressão de desmatamento, constituem uma estratégia importante para mitigar as emissões do setor agropecuário (Campos; Fischmann, 2014).

Para Hoffman (2004) trata-se, por um lado, de um assunto ainda abstrato para empresas e produtores rurais em relação às métricas de emissões, riscos e oportunidades associados a sua inserção na agenda governamental. Entretanto, estas

políticas públicas e agendas ambientais terminam por influenciar, de forma direta ou indireta, o estabelecimento de um novo mercado de produtos agrícolas relacionado à sustentabilidade ambiental, créditos de carbono, capital e tecnologias para a redução das emissões. Este é o caso do Plano ABC, que fomenta a adoção generalizada de práticas agrícolas mais sustentáveis, apoiado na premissa que o Brasil pode expandir sua agricultura em grande escala como forma de assegurar as demandas globais de segurança alimentar e ainda reduzir as emissões de GEE.

Para entender essas transformações no mercado, deve-se começar pela mudança de visão dos controles de emissões de GEE: de uma ótica estritamente ambiental, impulsionada por pressões regulatórias ou sociais para uma questão estratégica, impulsionada pelas pressões de mercado dela resultantes. Assim, deve-se considerar que os compromissos internacionais e políticas de controle das emissões de GEE representam, na prática, uma transição de mercado, em parte nada diferente daquelas que ocorreram no passado, decorrentes das mudanças nas exigências e/ou necessidades do consumidor e/ou do avanço tecnológico. Ou seja, o setor agropecuário deverá considerar novas condicionantes relacionadas à agenda política das mudanças climáticas relacionados a (i) redução das suas emissões de GEE, alterando produtos ou processos; (ii) negociação de créditos de emissão para capitalizar neste novo mercado de *commodities* e/ou (iii) desenvolvimento, adoção e comercialização de novas habilidades de gestão e/ou tecnologias que produzem menos GEE, com riscos e vantagens na transição emergente do mercado de mudanças climáticas (Hoffman, 2004).

O setor agroenergético é um exemplo destas mudanças de mercado. Por meio da Lei nº 13.576 foi instituída a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio), regulamentada pelo Decreto nº 9.308 (Brasil, 2018a), que definiu metas compulsórias anuais de redução de emissões de gases causadores do efeito estufa para a comercialização de combustíveis, visando estimular a produção sustentável tanto para a segurança energética quanto para a mitigação de redução de emissões de gases causadores do efeito estufa.

Embora esses questionamentos ainda sejam pouco conhecidos no meio rural, pois os reflexos das mudanças climáticas na configuração deste mercado ainda estejam se consolidando, a própria sustentabilidade da produção agrícola promovida pela adoção de sistemas produtivos que reduzem as causas da degradação física, química e biológica do solo (Kluthcouski; Stone, 2003) já são justificativas que fazem sentido para a lógica produtiva. Neste sentido, Balbino et al. (2011b)

destacam que sistemas ILPF podem contribuir para a recuperação de áreas degradadas, manutenção e reconstituição da cobertura florestal, promoção e geração de emprego e renda, adoção de boas práticas agropecuárias (BPA), melhoria das condições sociais, adequação da unidade produtiva à legislação ambiental e valorização de serviços ambientais oferecidos pelos agroecossistemas, tais como: (i) conservação dos recursos hídricos e edáficos; (ii) abrigo para os agentes polinizadores e de controle natural de insetos-pragas e doenças; (iii) fixação de carbono; (iv) reciclagem de nutrientes; e (v) biorremediação do solo e (vi) redução das emissões de GEE.

### **Sistemas Integrados de Produção: alternativa para intensificação produtiva e redução das emissões de GEE**

O documento da Embrapa – “Visão 2030: o futuro da agricultura brasileira” – destaca que o Brasil é hoje um dos maiores produtores de alimentos do mundo, além de um dos países com maior capacidade de aumentar a sua produção e exportação agropecuária e atender a demanda futura por alimentos (Embrapa, 2018c). O documento destaca ainda a tendência de integração e intensificação sustentável da agropecuária brasileira, que pode contribuir para que o País zere o desmatamento ilegal em todos os seus domínios fitogeográficos, podendo se tornar o mais importante sumidouro de carbono da atmosfera até o final do século. Com emissões estimadas em 7,1 gigatoneladas de CO<sub>2</sub>eq por ano, representando 14,5% das emissões de GEE induzidas pelo homem, o setor pecuário desempenha um papel importante na mudança climática, sendo a produção de carne bovina e a produção de leite responsáveis pela maioria das emissões, contribuindo, respectivamente, com cerca de 41% e 20% das emissões do setor (Gerber et al., 2013).

No Brasil as maiores fontes de emissões de GEE são as mudanças de uso da terra e a agropecuária. Segundo o Observatório do Clima (Azevedo, 2016), as emissões diretas da atividade agrícola e pecuária (uso de fertilizantes, manejo de dejetos animais, etc.) representam a terceira maior fonte de emissões do país (22% do total), quando se considera as emissões brutas de GEE. Estimativas do SEEG (Emissões..., 2016) indicam que 84% das emissões do setor agropecuário são provenientes da produção animal (75% provenientes da bovinocultura de corte e leite), aproximadamente 8% da produção vegetal, 8% da aplicação de fertilizantes

nitrogenados e os 9% restantes de outras fontes. Strassburg et al. (2014) consideram que no Brasil a bovinocultura de corte é uma das principais responsáveis pela expansão da fronteira agropecuária e também a principal fonte de emissão de GEE do setor, decorrente principalmente pelo uso de apenas 33% da capacidade instalada das pastagens, bem como pela baixa eficiência produtiva. Apesar da pecuária estar ou não relacionada às causas de desmatamento no Brasil, pesquisa realizada pela *Kleffmann Group* registrou, em todas as regiões brasileiras, uma preocupação dos pecuaristas com os impactos ambientais de suas atividades, interpretada como resultados da pressão da sociedade e dos mercados em relação ao desmatamento e às mudanças climáticas decorrentes das políticas ambientais, com detalhes da análise descritos no Capítulo 10 desta publicação. Barbosa et al. (2015) acrescentam que os embargos à carne brasileira, decorrentes de barreiras sanitárias no passado, atualmente também consideraram o contexto ambiental, incluindo aspectos como desmatamento, uso da terra, pecuária extensiva e emissão de gases de efeito estufa (GEE). Como resultado, a sustentabilidade ambiental da produção da carne bovina vem sendo discutida em diversos fóruns nacionais e internacionais, como por exemplo no Grupo de Trabalho para o Controle do Desmatamento na Cadeia Produtiva da Pecuária (Brasil, 2018b) e no *Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership* (Avaliação e Desempenho Ambiental da Pecuária)-LEAP/FAO (FAO, 2018), iniciativa da qual o Brasil recentemente se tornou signatário, com o objetivo de melhorar o desempenho ambiental, econômico e social da pecuária. Nascimento e Carvalho (2011) também destacam a importância da questão ambiental como estratégia para promover a adoção pelos pecuaristas de sistemas produtivos mais sustentáveis. Mercados e políticas direcionadas a este propósito podem aumentar o ritmo em que essas mudanças estão acontecendo e ajudar o país a perceber ganhos potenciais de eficiência do uso da terra. Tais medidas oferecem uma oportunidade para incorporar mitigação do risco de mudança climática e aumento da produção de alimentos em uma única estratégia para o desenvolvimento da pecuária brasileira. Para Gerber et al. (2013) o sequestro de carbono das pastagens pode compensar significativamente as emissões da pecuária, com estimativas globais de cerca de 0,6 gigatoneladas de CO<sub>2</sub>eq por ano, porém ainda depende de métodos acessíveis, de baixo custo, para quantificar o sequestro, bem como uma melhor compreensão das necessidades institucionais e da viabilidade econômica desta opção.

Carvalho et al. (2010) evidenciaram que a conversão da vegetação nativa em pastagem pode fazer com que o solo funcione como uma fonte ou um sumidouro

de CO<sub>2</sub> atmosférico, dependendo do manejo do solo aplicado. Assim, pastagens não degradadas implantadas em solo fértil apresentaram taxa média de acúmulo de 0,46 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> durante um cultivo de 15 anos. Porém, em solos de baixa fertilidade, as perdas de carbono variaram de 0,15 a 1,53 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, respectivamente para pastagens não degradadas e degradadas. Em contrapartida, a conversão da vegetação nativa em agricultura em áreas sob o sistema ILPF, mesmo quando cultivadas sob plantio direto, resultou em perdas de C de 1,31 Mg.ha<sup>-1</sup> em seis anos e de 0,69 Mg.ha<sup>-1</sup> em 21 anos; a conversão de uma pastagem não degradada em área de cultivo (soja/sorgo) liberou, em média, 1,44 Mg de C ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> para a atmosfera (Carvalho et al, 2010).

Portanto, a visão geralmente aceita entre os especialistas é que o acúmulo de C será mais rápido quando a mudança no uso da terra envolver uma mudança de solos sob cultivo agrícola ou degradados para solos com pastagem manejada adequadamente. Smith (2014) supõe que, sob práticas agrícolas constantes e na profundidade de 0-30 cm, o C do solo sob pastagem irá atingir um estado de equilíbrio estacionário com taxas de acumulação de C progressivamente menores ao longo do tempo. Não está claro, no entanto, quando o acúmulo de C no solo pode atingir um novo estado estacionário, principalmente porque isso dependerá da interação entre fatores climáticos e a combinação de múltiplas práticas de manejo (ex.: pastagem, adubações, calagem, preparo do solo, etc.).

Entretanto, sistemas de Integração Lavoura-Pecuária (ILP) em áreas agrícolas têm mostrado evidências que podem funcionar como um sumidouro de C com taxas de acúmulo variando de 0,82 a 2,58 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> em quatro anos de cultivo, tendo a magnitude do acúmulo de C no solo dependente, além dos fatores já citados como os tipos de culturas e das condições edafoclimáticas, da quantidade de tempo que a área está submetida à ILP (Carvalho et al, 2010).

De forma concordante, Salton (2005) também identificou acúmulo de C de 0,60 e 0,43 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> em áreas onde a integração lavoura-pecuária foi implementada por nove e 10 anos, respectivamente. Macedo et al. (2015) verificaram maior acúmulo total de C no solo em sistemas ILP após seis anos, quando o solo sob ILP apresentou maiores valores de conteúdo total de C em comparação com sistemas ILPF com linhas simples ou duplas de árvores, e concluíram que o sistema ILP (sem árvores) teve menor competição por luz, água e nutrientes, fornecendo maior fonte de matéria orgânica para o carbono do solo do que o sistema ILPF.

A incorporação de um componente arbóreo em sistemas integrados com plantio direto pode aumentar a produtividade desses sistemas e fornecer serviços ambientais como o sequestro de carbono no solo e na biomassa arbórea (Udawatta; Jose, 2012) superiores aos estoques de C acumulados em outros sistemas integrados mais simples, dependendo do destino e uso posterior do componente arbóreo. É o exemplo da “Carne Carbono Neutro”, uma marca-conceito desenvolvida pela Embrapa, que visa atestar a carne bovina que apresenta seus volumes de emissão de GEEs neutralizados durante o processo de produção pela presença de árvores em sistemas de integração do tipo silvipastoril (pecuária-floresta, IPF) ou agrossilvipastoril (lavoura-pecuária-floresta, ILPF), por meio de processos produtivos parametrizados e auditados (Alves et al., 2015). Por estes motivos, sistemas integrados de produção agropecuários têm despertado interesse crescente como uma estratégia para o uso sustentável da terra por gerar menor impacto ambiental e diversificação de renda (Moraes et al., 2014). Adicionalmente, a cobertura de árvores tende a reduzir os extremos de temperatura e reduzir a velocidade do vento, o que, dentro de certos limites, pode ser considerada também como um benefício para o bem-estar animal (Lopes et al., 2016).

### ***Sistemas de manejo do solo e a dinâmica do estoque de carbono***

Mudanças no uso e manejo do solo podem resultar em efeitos negativos ou positivos no que se refere à emissão de GEE para a atmosfera e a sustentabilidade da produção. Freitas et al. (2002) já ressaltavam que os sistemas de produção conservacionistas, por serem desenvolvidos para as condições de solo e clima existentes no Brasil e, felizmente, em razão da eficiência e dos ganhos que agregam ao agronegócio vêm se tornando mais frequentes nas paisagens produtivas, recuperando áreas degradadas e dando renda aos agricultores, destacando, dentre eles, os sistemas agroflorestais, a integração lavoura-pecuária-floresta e o sistema plantio direto. Portanto, o uso e o manejo inadequado do solo, além de contribuir para o efeito estufa por meio da emissão de GEE, ainda prejudicam a produção agrícola devido à degradação da matéria orgânica do solo, o que atinge negativamente os seus atributos físicos e químicos, bem como sua biodiversidade (Carvalho et al., 2010).

Por exemplo, no Bioma Cerrado a conversão da vegetação nativa em agrossistemas resulta em emissões significativas de CO<sub>2</sub> e outros GEE para a atmosfera,

devido principalmente ao desmatamento e à queima de biomassa (GALFORD et al., 2013). Porém, em relação às variações nos estoques de C do solo, a conversão da vegetação do Cerrado em agrossistemas pode causar resultados contrastantes para os estoques de C do solo, dependendo do manejo agrícola adotado (Maia et al., 2010).

Práticas adequadas de manejo que visam à manutenção ou mesmo ao acúmulo de C no sistema solo-planta, como a implementação de Sistemas de Plantio Direto, recuperação de pastagens degradadas e a implantação de sistemas integrados de cultivo, entre outras, podem servir como uma estratégia de mitigação das emissões de GEE via sequestro de C no solo, como comprovado por Carvalho et al. (2014) em integração lavoura-pecuária no Cerrado. Este é o entendimento de uma agricultura sustentável nos trópicos, como definido por Tilman et al. (2002) como aquela cujas práticas atendem às necessidades da sociedade presente e futura, de alimento, fibras, energia e de serviços ecossistêmicos, para uma vida saudável, produzindo benefícios máximos para a sociedade. Este conceito se aplica ao ILPF, definido por Balbino et al. (2011a) como uma estratégia de produção sustentável, que integra atividades agrícolas, pecuárias e florestais, realizadas na mesma área, em cultivo consorciado, em sucessão ou rotacionado, e busca efeitos sinérgicos entre os componentes do agroecossistema, contemplando a adequação ambiental, a valorização do homem e a viabilidade econômica.

Em pastagens bem manejadas, de forma geral, observa-se o acúmulo de C no solo (Maia et al., 2009), enquanto em pastagens degradadas, observa-se perdas de C no solo (Carvalho et al., 2010; Salton et al., 2011). As discrepâncias nos resultados estão relacionadas às diferenças no tipo de solo, tipo de forragem e práticas de manejo do solo (Maia et al., 2009), que se refletem no grau de produtividade ou degradação da pastagem e, conseqüentemente, em variações de aporte de matéria orgânica ao solo. Portanto, a magnitude das variações dos estoques de carbono no solo sob uso agrícola, dependem de fatores como o tipo de cultura, as condições edafoclimáticas e a quantidade de tempo que o solo está submetido a um determinado sistema de produção (Carvalho et al., 2010).

Ou seja, a contribuição de cada fator na emissão ou sequestro de C dependente do meio que estão inseridos. Assim, as estimativas de sequestro de C no solo de 2,7 Mg C.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> a 6,0 Mg C.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> foram relatadas em pastagens bem manejadas por Moraes et al. (1996), Neill et al. (1997), Bernoux et al. (1998) e Cerri et al. (1999, 2003) no bioma Amazônia. Stahl et al. (2017) relata que pastagens sob manejo

sustentável, com ausência de queimadas, rotação de pastejo e mistura de espécies C3 e C4 como forrageiras tropicais podem garantir um sequestro contínuo de C da ordem de  $1,3 \pm 0,37$  e  $5,3 \pm 2,08$  Mg C.ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>, enquanto em floresta nativa vizinha às mesmas pastagens armazenaram  $3,2 \pm 0,65$  Mg C. ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

Bustamante et al. (2006), a partir de uma compilação de dados, relata que após a conversão no Cerrado, de vegetação nativa em pastagem, pode resultar em aumento no estoque de C do solo em média de  $1,23$  Mg.ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de C, com amplitude de  $0,9$  Mg C.ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, a  $3,0$  Mg C.ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, dependendo do manejo do solo e das gramíneas. Salton (2005), avaliando as taxas de acúmulo de C em diferentes sistemas de uso e manejo da terra no bioma Cerrado, observou que os maiores estoques de C estão relacionados com a presença de forrageiras, resultando na seguinte ordem decrescente de estoques de C no solo: pastagem permanente > ILP sob plantio direto > lavoura em SPD > lavoura em cultivo convencional, registrando que as taxas de acúmulo de C no solo nas áreas de ILP sob plantio direto, em relação a lavouras sob SPD, foram de  $0,60$  e  $0,43$  Mg.ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente. Carvalho et al. (2009) indicam que na região do Cerrado a taxa de acúmulo de C na conversão do sistema de SPD para ILP sob plantio direto pode variar de  $0,8$  a  $2,8$  Mg.ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, após quatro anos de cultivo. Na Mata Atlântica, dados compilados por Mello et al. (2006) indicam acúmulo de C da ordem de  $2,71$  Mg.ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de C no solo.

Carvalho et al. (2014) relata que a conversão da vegetação nativa para pastagens de *B. decumbens* ou sucessão de culturas com soja como principal cultura reduz os estoques de C no solo e aumenta as emissões de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub>, resultando em taxas de emissões de GHG durante quatro anos de cultivo, de  $0,54$  e  $0,72$  Mg C ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, respectivamente. Em contraste, a incorporação estratégica de pastagens dentro de áreas agrícolas em sistemas de integração lavoura-pecuária aumenta os estoques de C do solo, bem como as emissões de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub>, e resultou em uma taxa negativa de emissões de GEE no solo de  $0,36$  Mg C. ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> em oito anos de cultivo.

Por fim, ressalta-se a estratégia de uso de Sistemas Plantio Direto na renovação das pastagens em sistemas ILPF (Balbino, 2011a) como forma de evitar a mineralização de carbono do solo por meio do preparo convencional. Estudos sobre a utilização de SPD, de acordo com o banco de dados global de 67 experimentos de longa duração, registram aumentos do armazenamento de C a taxas de  $0,57$  Mg.ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>, atingindo equilíbrio entre 15 e 20 anos (West; Post, 2002) e, em solos brasileiros, o SPD acumulando, em média,  $0,5$  Mg C.ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> (Cerri et al., 2007).

## Evolução da adoção dos sistemas ILPF e da sua contribuição para o sequestro de carbono no solo

Como parte dos compromissos de redução das emissões de GEE assumidos pelo país no Plano ABC, foi estabelecida uma meta de adoção de quatro milhões de hectares de sistemas ILPF com um potencial estimado de mitigação da ordem de 18 a 22 milhões Mg CO<sub>2</sub>eq (Brasil, 2012). Para o acompanhamento e avaliação do cumprimento desta meta, tornou-se fundamental o estabelecimento de uma linha de base, com uma referência inicial do quadro de adoção, a partir da qual possam ser computadas adoções posteriores e os incrementos de redução das emissões, via sequestro de carbono no solo.

Face à deficiência de dados sobre a evolução da adoção de sistemas ILPF no Brasil (o IBGE incluiu este sistema de produção apenas no Censo 2016/17), a estimativa da adoção de Sistemas ILPF em hectares foi realizada com base nos dados levantados pelo estudo de 2016 da Associação Rede ILPF, conduzida pela *Kleffmann Group* e com orientação técnica da Embrapa Meio Ambiente (Jaguariúna, SP). No estudo, foram realizadas 7.909 entrevistas presenciais e remotas com agricultores e pecuaristas, por estado da Federação e por região de atuação da Rede ILPF, no ano safra 2015/16, quando se arguiu os entrevistados sobre a área de adoção de ILPF na propriedade no período da adoção – antes de 2005, de 2005 a 2010 e a área atual de adoção na safra 2015/16.

Nesta pesquisa, o estabelecimento de uma linha de base sobre a adoção de sistemas ILPF e seu incremento da adoção ao longo dos anos foi dificultada pela complexidade do tema ILPF – uma estratégia com várias combinações produtivas – e pela própria estimativa de adoção em anos anteriores à realização da pesquisa (ano safra 2015/16), onde a informação sobre adoção fornecida pelo agropecuarista é naturalmente mais incerta. Entretanto, ressalta-se a importância de um estudo sobre a situação atual e a futura na adoção de sistemas ILPF no Brasil como subsídio à implementação de políticas públicas, como o Plano ABC e para a compreensão de como essa tecnologia vem contribuindo e poderá contribuir no futuro para a redução das emissões de gases de efeito estufa previstas na NDC.

Para a estimativa da evolução anual da adoção de sistemas ILPF, como decorrência da estimativa de área da pesquisa *Kleffmann* apenas para os anos 2005, 2010 e 2015, foi necessário estimar ainda a taxa média de crescimento anual (*tc*).

A taxa de crescimento foi calculada pela média da variação percentual da adoção entre os anos 2005-2010 e 2010-15 (%/ano) por meio de uma análise de regressão, obtendo-se a inclinação entre o logaritmo natural de cada variável e o ano correspondente de acordo com a equação:

$$Vf = VO \times (1 + tc)^n \quad (1)$$

Onde,

$Vf$  = adoção final em hectares no tempo  $t$ ;

$VO$  = adoção inicial em hectares;

$tc$  = taxa média de crescimento anual;

$n$  = número de anos.

As análises foram feitas usando o *Statistical Analysis System* (SAS Institute, 2013), obtendo-se a adoção anual em hectares para cada ano, com base na taxa média de crescimento multiplicada pelo valor inicial de adoção e sucessivamente até o ano de 2016. Como resultado, entre os produtores rurais com atuação predominante na pecuária e que adotam a estratégia ILPF, 83% utilizam o sistema ILP, 9% o ILPF e 7% o integração Pecuária-floresta (IPF); entre aqueles com atuação predominante na produção de soja e milho verão, 99% adotam o sistema ILP, 0,4% o ILPF e 0,2% possuem ILF em sua propriedade rural, conforme detalhado no capítulo 10 desta publicação. Assim, a recuperação de pasto com lavouras apresenta ser uma estratégia antiga, adotada por pecuaristas e agricultores antes mesmo da atual denominação de ILPF. Quanto a expansão dessa adoção no período de 2005 a 2015, a taxa média de adoção foi estimada em 22,4% e 11,1% ao ano nos quinquênios 2005/10 e 2010/15, respectivamente. A expansão em termos de área total no período foi de 9 milhões de ha em relação a 2005, totalizando 11,5 milhões de hectares com sistemas ILPF (Tabela 1).

**Tabela 1.** Estimativas de adoção de sistemas ILPF em hectares e taxa de expansão ao ano (%) para os períodos até 2005, 2010 e 2015 por estado da Federação.

Estados	Até 2005	2010	2015	Taxa de Crescimento ao ano	
				% a.a.	
				2005 - 2010	2010 - 2015
		Área em Hectares			
Acre	0	465	321	241,6	-7,1
Amazonas*	0	0	9.407	0,0	523,3
Amapá	0	0	0	0,0	0,0
Pará	0	283.371	427.378	1131,6	8,6
Roraima*	0	0	78.258	0,0	852,2
Rondônia	0	5.327	18.422	456,3	28,2
Goiás e DF	125.511	340.116	943.934	22,1	22,6
Mato Grosso	116.341	435.147	1.501.016	30,2	28,1
Bahia (Oeste)	53.742	123.622	149.084	18,1	3,8
Maranhão	9.595	24.948	69.087	21,1	22,6
Piauí	10.165	27.422	74.119	22,0	22,0
Tocantins	21.201	218.125	500.302	59,4	18,1
Alagoas*	-	0	4.619	0,0	440,6
Bahia	74.585	225.246	396.694	24,7	12,0
Ceará	19.029	54.000	41.380	23,2	-5,2
Paraíba	38.957	131.937	136.217	27,6	0,6
Pernambuco	52.992	214.958	217.673	32,3	0,3
Rio Grande Norte	88.497	256.985	221.491	23,8	-2,9
Sergipe*	-	0	1.774	0,0	346,5
Espirito Santo	79.732	160.531	118.121	15,0	-6,0
Minas Gerais	239.898	621.286	1.046.878	21,0	11,0
Rio de Janeiro*	-	0	11.981	0,0	554,2
Mato Grosso Sul	339.910	1.251.591	2.085.518	29,8	10,8
Paraná	79.592	199.176	416.517	20,1	15,9
São Paulo	343.413	740.254	861.140	16,6	3,1
Rio Grande do Sul	576.347	1.032.030	1.457.900	12,4	7,2
Santa Catarina	198.233	435.290	678.893	17,0	9,3
<b>Total - Brasil</b>	<b>2.467.739</b>	<b>6.781.827</b>	<b>11.468.125</b>	<b>22,4</b>	<b>11,1</b>

Obs.: \* Ausência de inferência sobre adoção de sistemas ILPF para anos anteriores a 2015 para os períodos 'até 2005' e '2006-2010' levaram em consideração as respostas dos produtores quanto ao período informado em que ocorreu a adoção e método de proporcionalidade, utilizado pela pesquisa Kleffmann Group com os produtores rurais (Capítulo 10).

No estudo, foram ainda realizadas projeções sobre a adoção futura de ILPF. Quando perguntado aos produtores qual seria a porcentagem de área de sua propriedade com a adoção de ILPF no horizonte de 5 e 10 anos, foi averiguado que a expansão de 9,4% verificada no período de 2010 a 2015 deverá subir para 16,9% e 19,8% em 2020 e 2025, respectivamente. A pesquisa também revelou que nos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul a porcentagem média de adoção nas propriedades já é de 36%. Com base nas taxas de adoção calculadas para cada período e na intenção futura de adoção de ILPF pelos produtores rurais, estimou-se que na safra 2016/17, a adoção de ILPF seria da ordem de 13,0 a 13,3 milhões de hectares, e em torno de 19,3 milhões de hectares em 2020.

Em termos espaciais, destaca-se a expansão e a adoção de sistemas ILPF mais concentradas no eixo centro-sul do País, com destaque para o estado do Mato Grosso do Sul, com adoção estimada em 2 milhões de hectares, Mato Grosso e Rio Grande do Sul com 1,50 e 1,46 milhão de hectares, seguidos pelos estados de Minas Gerais, São Paulo, e Santa Catarina (Tabela 1). No Nordeste, destaque para o estado da Bahia com 545 mil hectares, seguido por Rio Grande do Norte, Pernambuco e Paraíba com estimativas de adoção da ordem de 221, 217 e 136 mil hectares. Na Região Norte, o destaque é o estado do Pará com adoção da ordem de 427 mil hectares. Esta regionalização da adoção pode estar relacionada ao grau de tecnificação dos agricultores e pecuaristas, conforme apresentado no capítulo 10 desta publicação.

Para o cálculo das estimativas de redução das emissões de GEE decorrentes da adoção de sistemas ILPF foram utilizados os mesmos dados e as taxas de adoção linear entre cada quinquênio apresentadas na Tabela 1, para os períodos compreendidos entre os anos de 2005 a 2010 e 2010 a 2015, bem como projeções para a safra 2016/17. Assumiu-se que a variação nos estoques de carbono do solo refere-se às emissões e remoções de CO<sub>2</sub> relacionadas à matéria orgânica do solo (Eggleston, 2006), no caso deste estudo, relacionadas à influência da adoção de sistemas ILPF. Tal variação não é calculada atualmente nos inventários nacionais devido à deficiência de dados e fatores de emissão e remoção de CO<sub>2</sub> relacionados à permanência do carbono no solo (Eggleston, 2006), bem como em relação às práticas de manejo da terra e variações espaço-temporais do acúmulo de matéria orgânica entre e dentro de cada bioma brasileiro. Como decorrência, as estimativas do presente estudo referem-se apenas à expansão da adoção de ILPF e ao sequestro de carbono no solo estimado por ano/período e não deduziram,

portanto, as emissões relacionadas à mudança da terra pela adoção, bem como as emissões relacionadas ao manejo requerido em sistemas ILPF (ex.: adubação, mecanização etc.), assumindo-se que as emissões diretas da agropecuária, incluindo as associadas à adoção de ILPF, já são computadas nos Inventários Nacionais de Gases de Efeito Estufa.

Ainda como limitação das estimativas deste estudo, ressalta-se que a variação dos estoques de carbono no solo decorrente da adoção de tecnologias relacionadas ao manejo da terra varia principalmente com o tipo e textura de solo, práticas de manejo e histórico de uso da terra. Esta limitação atual é decorrente da deficiência de estudos e inventários de carbono na paisagem agrícola relacionados ao manejo da terra no País (Sá et al., 2013), bem como estudos e métodos de inferência que estabeleçam estimativas da variação do estoque de carbono do solo com a combinação de diferentes fatores naturais e de manejo da terra. Sá et al. (2013) relatam ainda que no Brasil são escassos os estudos sobre estoques de C e N de sistemas de uso e gestão da terra de paisagens produtivas, que consideram a abordagem de uso e mudanças de uso da terra e florestas do IPCC e/ou diretrizes Tier<sup>1</sup> (Sá et al., 2013), que seriam os coeficientes mais adequados para as estimativas da redução das emissões pela adoção de Tecnologias ABC e para o monitoramento das NDCs.

Uma vez que a pesquisa *Kleffmann* apontou que o sistema ILP responde por cerca de 82% dos subsistemas adotados, ou seja, renovação de pastagens entre 3 a 5 anos e, também para se ter uma base comparativa com o potencial de mitigação utilizado no Plano ABC, adotou-se o mesmo fator de mitigação de 3,79 MgCO<sub>2</sub>eq.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, o mesmo fator utilizado no Plano ABC (Brasil, 2012). Calculando-se a taxa de adoção ao ano, para dois períodos considerados, ou seja, para os períodos compreendidos entre os anos de 2005 a 2010 e 2010 a 2015 (Tabela 1) através da equação:

$$\text{Estoque de Carbono} = \sum_{0}^{n} \text{ADT} \times \text{Coef} \quad (2)$$

<sup>1</sup> O IPCC classifica as abordagens metodológicas em três níveis diferentes (TIER), de acordo com a quantidade de informações necessárias e o grau de complexidade analítica (Eggleston, 2006). Nível 1 ou TIER 1 emprega o método de perda e ganho descrito nas Diretrizes do IPCC e os fatores de emissão padrão e outros parâmetros fornecidos pelo IPCC. O TIER 2 geralmente utiliza a mesma abordagem metodológica que o TIER 1, mas aplica fatores de emissão e outros parâmetros específicos do País. No TIER 3, os métodos de estimativas das emissões incluem modelos nacionais para reduzir as incertezas das estimativas de GEE, por exemplo entre biomassa e carbono no solo e/ou incluir dependência climática e variabilidade interanual e espacial.

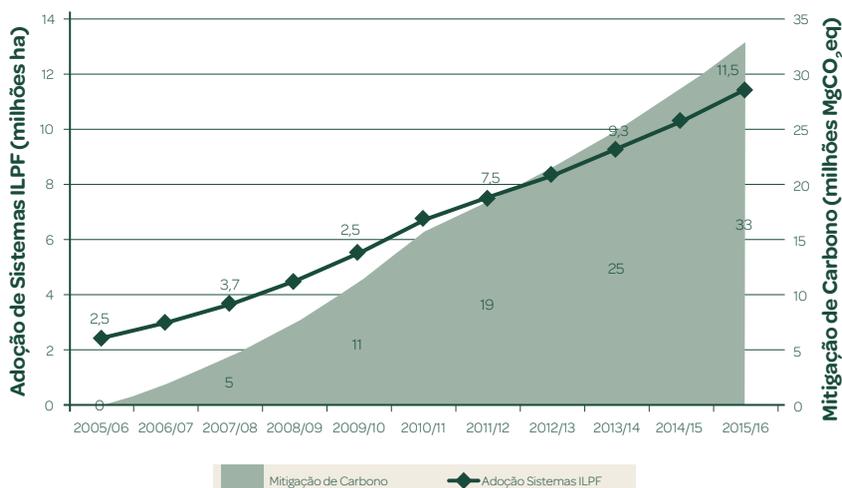
Onde Estoque de Carbono – representa o total de carbono sequestrado pela adoção da tecnologia no período, considerando expressa em Mg de C ou CO<sub>2</sub>eq/ha/ano; ADT-Expansão anual da área de adoção da tecnologia em hectares; Coef – Coeficiente de sequestro de carbono no solo em MgCO<sub>2</sub>eq.ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>; n – número de anos do período considerado.

As estimativas apontaram um sequestro da ordem de 33 milhões MgCO<sub>2</sub>eq para todo o período da pesquisa e da ordem de 15,81 e 17,18 milhões MgCO<sub>2</sub>eq para os períodos de 2005/6 a 2010/11 e 2010/11 a 2015/16, respectivamente, considerando uma área de adoção total da ordem de 11,5 milhões de hectares e de 4,7 milhões de hectares após o lançamento do Plano ABC (Tabela 2 e Figura 1). Ressalta-se novamente que as estimativas apresentadas neste estudo possuem incertezas inerentes à temática ILPF e ao método de cálculo do sequestro de carbono, considerado como TIER 1 como dados confiáveis, porém que podem gerar diferenças significativas, sendo seu aprimoramento recomendável à medida que as metodologias de monitoramento de larga escala sejam aprimoradas.

**Tabela 2.** Estimativas de adoção de sistemas ILPF em hectares e sequestro de carbono no solo em milhões MgCO<sub>2</sub>eq.ha<sup>-1</sup> para os anos safras 2005/06, 2005/06 a 2010/11 e 2010/11 a 2015/16.

Ano Safra	Adoção de ILPF	Expansão da Adoção por Quinquênio	Sequestro Carbono Solo		Sequestro C Solo por Quinquênio
			Área em ha	Mg C (milhões)	MgCO <sub>2</sub> eq (milhões)
2015/16	11.468.125	4.686.297	9,00	33,00	17,18
2014/15	10.324.363		7,86	28,80	
2013/14	9.294.673		6,83	25,03	
2012/13	8.367.678		5,90	21,63	
2011/12	7.533.136		5,06	18,57	
2010/11	6.781.827	4.314.088	4,31	15,81	15,81
2009/10	5.540.350		3,07	11,26	
2008/09	4.526.137		2,06	7,55	
2007/08	3.697.585		1,23	4,51	
2006/07	3.020.707		0,55	2,03	
2005/06	2.467.738	0	0	0	0

Com base nas estimativas da área de adoção para o período 2010/15 e de sequestro de carbono para o período de análise, considera-se atingida a meta estabelecida pelo Plano ABC para 2020, que prevê a ampliação em quatro milhões de hectares com sistemas ILPF, correspondendo a uma mitigação da ordem de 18-22 milhões Mg de CO<sub>2</sub>eq.



**Figura 1.** Adoção de Sistemas ILPF no Brasil em milhões de hectares e estimativas de sequestro de carbono no solo em milhões MgCO<sub>2</sub>eq.

## Considerações finais

Embora as estimativas de adoção e o sequestro de C associado indiquem a estratégia de ILPF como alternativa da agropecuária brasileira para aliar intensificação e integração produtiva com sustentabilidade, deve ser ressaltado que se tratam, ainda, de estimativas preliminares, que necessitam de maior acurácia para atender as exigências de metas NDC atualmente em discussão no âmbito governamental.

Do ponto de vista do mercado, a pecuária brasileira está baseada na utilização de extensas áreas de pastagens, uma vantagem econômica do país frente aos concorrentes, porém necessita melhorar a sua imagem ambiental como estratégia para manter e consolidar novos mercados, decorrente principalmente dos novos padrões e exigências da sociedade relacionadas à sustentabilidade ambiental.

Neste sentido, iniciativas como a Carne Carbono Neutro desenvolvida pela Embrapa que, além de atender a nichos de mercado, são estratégias importantes para melhorar a imagem da pecuária nacional, ao fomentar a adoção de sistemas produtivos capazes de neutralizar o metano emitido pelo rebanho e também difundir a importância estratégica da sustentabilidade nas cadeias produtivas associadas – carne, grãos e silvicultura (Alves et al., 2015). Entretanto, para o monitoramento em larga escala, considerando-se as variações das condições edafoclimáticas e sistemas de manejo, como demandado pelo Plano ABC (Brasil, 2012), torna-se necessária a utilização de critérios e estratégias de execução mais complexas, com uma abordagem de múltiplas escalas de trabalho por meio da conjugação de informações do setor público (escala regional e nacional), como por exemplo as bases de dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR), mapeamentos de uso e cobertura da terra por sensores orbitais e privados, e informações do setor privado (escala da propriedade rural), com informações como sistema de manejo e análise de solo que permitam auditagem de acordo com normas internacionais, como o MRV (medição, relato e verificação), podendo ser utilizadas para a diferenciação de mercados, bem como para a certificação da produção (Manzatto et al., 2018).

Nesta linha, as ferramentas e metodologias em desenvolvimento pela Embrapa e parceiros, como o AgroTag (Embrapa, 2018a), GHG Protocol Agrícola (Fundação Getúlio Vargas, 2018), SatVeg (Embrapa, 2018b e bancos de dados geoespaciais estão sendo validadas para viabilizar o estabelecimento de um sistema MRV (medição, relatório e verificação). Nesta linha, Silva (2019) concluiu que o uso dos aplicativos AgroTag, SatVeg e GHG Protocol Agrícola são eficientes como ferramentas de MRV no acompanhamento físico-financeiro dos contratos de ABC para recuperação de pastagens degradadas, incluindo a verificação da redução das emissões de Gases de Efeito Estufa. A utilização dos recursos mencionados em larga escala como ferramentas de MRV deverá envolver a formação e a consolidação de uma rede colaborativa público-privada. Implementar esta rede colaborativa de monitoramento é o principal desafio da Plataforma ABC nos próximos anos.

Mesmo considerando as limitações deste estudo, os resultados das estimativas sinalizam que a redução das emissões de GEEs pela adoção de sistemas ILPF já foram atendidos, de acordo com o estabelecido de maneira voluntária na reunião COP 15. De forma concordante com a abordagem adotada neste capí-

tulo, Magalhães e Lima (2014) consideram que o Plano ABC tem pontos positivos com a motivação voluntária para adoção da Agricultura de Baixo Carbono como parte de uma estratégia de longo prazo para o posicionamento no mercado internacional, respeitando-se as condições não comerciais acordadas em acordos multilaterais.

## Referências

- ALVES, F. V.; ALMEIDA, R. G. de; LAURA, V. A. **Carne carbono neutro: um novo conceito para carne sustentável produzida nos trópicos** Brasília, DF: Embrapa Gado de Corte, 2015. 32 p. (Embrapa Gado de Corte. Documentos, 210).
- AZEVEDO, T. R. de. **Análise das emissões de GEE no Brasil (1970-2014) e suas implicações para políticas públicas e a contribuição brasileira para o acordo de Paris**: documento síntese. [S. l.]: SEEG, 2016. 44 p. Disponível em: <<http://seeg.eco.br/wp-content/uploads/2016/09/WIP-16-09-02-RelatoriosSEEG-Sintese.pdf>>. Acesso em: 5 jul. 2018.
- BALBINO, L. C.; BARCELLOS, A. de O.; STONE, L. F. (Ed.). **Marco referencial: integração lavoura-pecuária-floresta**. Brasília, DF: Embrapa, 2011a. 130 p.
- BALBINO, L. C.; CORDEIRO, L. A. M.; MARTINEZ, G. B. Contribuições dos sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF) para uma agricultura de baixa emissão de carbono. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 4, n. 6, p. 1163-1175, 2011b.
- BARBOSA, F. A.; SOARES FILHO, B. S.,; MERRY, F. D.; COSTA, W. L. S; COE, M. T.; BATISTA, E. L. S.; MACIEL, T. G.; SHEEPERS, L. C.; RODRIGUES, H. O. **Cenários para a pecuária de corte na Amazônia**. Belo Horizonte: UFMG, IGC, 2015. 146 p.
- BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; CERRI, C. C.; GRAÇA, P. M. A.; VOLKOFF, B.; TRICHET, J. Estimation des stocks de carbone des sols du Rondônia (Amazonie brésilienne). **Études Gestion Sols**, v. 5, n. 1, p. 31-42, 1998.
- BRASIL. Decreto nº 9.073, de 5 de Junho de 2017. Promulga o Acordo de Paris sob a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, celebrado em Paris, em 12 de dezembro de 2015, e firmado em Nova Iorque, em 22 de abril de 2016. **Diário Oficial da União**, 6 jun. 2017. Seção I, p. 3.
- BRASIL. Decreto nº 9.308 de 15 de março de 2018. Dispõe sobre a definição das metas compulsórias anuais de redução de emissões de gases causadores do efeito estufa para a comercialização de combustíveis de que trata a Lei nº 13.576. de 26 de dezembro de 2017. **Diário Oficial da União**, 16 mar. 2018a. Seção I, p. 2. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2015-2018/2018/decreto/D9308.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2018/decreto/D9308.htm)>. Acesso em 11/06/2018>. Acesso em: 20 jul. 2018.

BRASIL. Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima-PNMC e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 29 dez. 2009. Seção I, p. 109. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2009/Lei/L12187.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2009/Lei/L12187.htm)>. Acesso em 09 jul. 2018.

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**: Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono). Brasília, DF, 2012. 173 p. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/assuntos/sustentabilidade/plano-abc/arquivo-publicacoes-plano-abc/download.pdf>>. Acesso em: 19 jun. 2017.

BRASIL. Portaria nº 491 de 29 de dezembro de 2017. Instituiu no âmbito do Comitê Permanente de Coordenação sobre Desmatamento (CPCD), o Grupo de Trabalho para o Controle do Desmatamento na Cadeia Produtiva da Pecuária com o objetivo de propor ações para a prevenção e o controle do desmatamento e da degradação florestal. **Diário Oficial da União**, 2 jan. 2018b. Seção 2, p. 130. Disponível em: <<http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=02/01/2018&jornal=529&pagina=130>>. Acesso em: 11 jul. 2018.

BUSTAMANTE, M. M. C.; CORBEELS, M.; SCOPEL, E.; ROSCOE, R. Soil carbon and sequestration potential in the Cerrado Region of Brazil. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. (Ed.). **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: Haworth, 2006. p. 285-304.

CAMPOS, J. G. F.; FISCHAMANN, A. A. Visão estratégica das mudanças climáticas na cadeia produtiva da carne bovina no Brasil. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE GESTÃO DE PROJETOS, 3.; SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE INOVAÇÃO E SUSTENTABILIDADE, 2., 2016, São Paulo. **Anais...** São Palo: Uninove, 2016. Disponível em: <<http://repositorio.uninove.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/1025/388.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 7 jun. 2019.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PICOLLO, M. C.; GODINHO, V. P.; CERRI, C. C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil Tillage Research**, v. 103, n. 2, p. 342-349, 2009.

CARVALHO, J. L. N.; RAUCI, G. S.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; WRUCK, F. J.; CERRI, C. C. Impact of Pasture, Agriculture and Crop-Livestock Systems on Soil C Stocks in Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 110, n. 1, p. 175-186. 2010.

CARVALHO, J. L. N.; RAUCCCI, G. S, FRAZÃO, L. A.; CERRI, C. E. P; BERNOUX, M.; CERRI, C. C. Crop-pasture rotation: a strategy to reduce soil greenhouse gas. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 183, 167-175. 2014.

CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. C. Carbon stocks in soils of the Brazilian Amazon. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; FOLLET, R.; STEWART, B. A. (Ed.). **Global climate change and tropical ecosystems**. Boca Raton: CRC, 1999. p. 33-50.

CERRI, C. E. P.; COLEMAN, K.; JENKINSON, D. S.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R. L.; CERRI, C. C. Modeling soil carbon from forest and pasture ecosystems of Amazon, Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 67, n. 6, p. 1879-1887, 2003.

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

EGGLESTON, H. S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (Ed.). **IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**. Japan: IGES, 2006. 5 v. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>>. Acesso em: 6 dez. 2017.

EMBRAPA. **AGROTAG**: rede colaborativa de uso e cobertura das terras e dos sistemas produtivos agropecuários e florestais. Disponível em: <<https://www.agrotag.cnptia.embrapa.br/#!/>>. Acesso em: dez. 2018a.

EMBRAPA. **SATVeg**: Sistema de Análise Temporal da Vegetação. Disponível em: <<https://www.satveg.cnptia.embrapa.br/satveg/login.html>>. Acesso em: 5 dez. 2018b.

EMBRAPA. **Visão 2030**: o futuro da agricultura brasileira. Brasília, DF, 2018c. 212 p. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/visao/o-futuro-da-agricultura-brasileira/>>. Acesso em: 6 dez. 2018.

EMISSÕES do setor de agropecuária: período 1970-2015. [S. l.]: SEEG:Imaflora, 2016. 92 p. Disponível em: <[http://seeg.eco.br/wp-content/uploads/2017/08/Relatorios-Seeg-2017-Agro\\_final.pdf](http://seeg.eco.br/wp-content/uploads/2017/08/Relatorios-Seeg-2017-Agro_final.pdf)>. Acesso em: 5 dez. 2018.

FAO. **Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership**: LEAP. Disponível em: <<http://www.fao.org/partnerships/leap/en/>>. Acesso em: 11 jul. 2018.

FREITAS, P. L.; MARTIN NETO, L.; MANZATTO, C. V. Solos: além de tudo sequestor do carbono. **Agroanalysis**, v. 27, n. 4, p. e15-e16, 2007. Caderno especial.

FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS. Centro de Estudos em Sustentabilidade.

**Programa Brasileiro GHG Protocol**. Disponível em: <<https://www.ghgprotocol-brasil.com.br/>>. Acesso em: 5 dez. 2018.

GERBER, P. J.; STEINFELD, H.; HENDERSON, B.; MOTTET, A.; OPIO, C.; DIJKMAN, J.; FALCUCCI, A.; TEMPIO, G., **Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities**. Rome: FAO, 2013. 139 p.

HOFFMAN, A. J. **Climate change strategy: the business logic behind voluntary greenhouse gas reductions**. Ann Arbor: University of Michigan, 2004. California Management Review. 2004. 44 p. (Ross School of Business Working Paper Series, 905). Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/30840778>>. Acesso em: 11 jul. 2018.

KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L. F. Manejo sustentável dos solos dos cerrados. In: KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L. F.; AIDAR, H. (Ed.). **Integração lavoura-pecuária**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2003. p. 59-104.

LOPES, L. B.; ECKSTEIN, C.; PINA, D. S.; CARNEVALLI, R. A. The influence of trees on the thermal environment and behaviour of grazing heifers in Brazilian Midwest. **Tropical Animal Health and Production**, v. 48, n. 4, p. 755-761, 2016.

MACEDO, M. C. M.; ALMEIDA, R. G.; ARAUJO, A. R.; FERREIRA, A. D. Soil carbon contents in integrated crop-livestock and crop-livestock-forest systems in the Brazilian Cerrado. In: WORLD CONGRESS ON INTEGRATED CROP-LIVESTOCK-FOREST SYSTEM, 1.; INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON INTEGRATED CROP-LIVESTOCK SYSTEMS, 3., 2015, Brasília, DF. **Proceedings...** Brasília, DF: Embrapa, 2015. p. 323.

MAGALHÃES, M. M.; LIMA, D. A. L. L. **Agricultura de Baixo Carbono no Brasil: O Impacto Ambiental e Comercial das Atuais Políticas Agrícolas**. Geneva: International Centre for Trade and Sustainable Development, 2014. 19 p.

MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**, v. 149, n. 1-2, p. 84-91, 2009.

MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 106, n. 2, p. 177-184, 2010.

MANZATTO, C. V.; ARAUJO, L. S.; VICENTE, L. E.; VICENTE, A. K.; PEROSA, B. B. Monitoramento da mitigação das emissões de carbono na agropecuária. São Paulo. **Agroanalysis**, v. 38, n. 3, p. 26 -29, 2018.

MELLO, F. F. C.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C. Potential of soil carbon sequestration for the Brazilian Atlantic Region. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. (Ed.). **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: Haworth, 2006. p. 349-368.

MORAES, J. F. L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, v. 70, n. 1, p. 63-81, 1996.

MORAES, A. de; CARVALHO, P. C. de F.; ANGHINONI, I.; LUSTOSA, S. B. C.; COSTA, S. E. V. G. de A.; KUNRATH, T. R. Integrated crop-livestock systems in the Brazilian subtropics. **European Journal of Agronomy**, v. 57, p. 4-9, 2014.

NASCIMENTO, R. S.; CARVALHO, N. L. Integração lavoura-pecuária. **Revista Monografias Ambientais**, v. 4, n. 4, p. 828-847, 2011.

NEILL, C.; CERRI, C. C.; MELILLO, J. M.; FEIGL, B. J.; STEUDLER, P. A.; MORAES, J. F. L.; PICCOLO, M. C. Stocks and dynamics of soil carbon following deforestation for pasture in Rondonia. In: LAL, R.; KIMBLE, J. M.; FOLLETT, R. F.; STEWART, B. A. (Ed.). **Soil processes and the carbon cycle**. Boca Raton: CRC, p. 9-28, 1997.

SÁ, J. C. M.; SANTOS, J. B. dos; LAL, R.; MORAES, A. de; TIVET, F.; SÁ, M. F. M.; BRIEDIS, C.; FERREIRA, A. de O.; FARIAS, G. E. A.; FRIEDRICH, T. Soil-specific Inventories of Landscape Carbon and Nitrogen Stocks under No-Till and Native Vegetation to Estimate Carbon Offset in a Subtropical Ecosystem. **Soil Science Society of America Journal**, v. 77, n. 6, p. 2094-2110, 2013.

SALTON, J. C. **Matéria orgânica e agregação do solo na rotação lavoura-pastagem em ambiente tropical**. 2005. 158 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; FABRÍCIO, A. C.; MACEDO, M. C. M.; BROCH, D. L. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p. 1349-1356, 2011.

SAS Institute. **SAS/STAT Computer Software**. Cary, NC, 2003.

SILVA, F. C. da. **Avaliação dos contratos do Plano de Agricultura de Baixo Carbono, para recuperação de pastagens degradadas, por ferramentas de MRV (Monitoramento, Relato e Verificação)**. 2019. 88 f. Dissertação (Mestrado) - Fundação Getúlio Vargas, São Paulo. Disponível em: <<https://bibliotecadigital.fgv.br/dspace/bitstream/handle/10438/27329/Disserta%C3%A7%C3%A3o%20final.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 5 maio 2019.

SMITH, P. Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? *Global Change Biology*, v. 20, n. 9, p. 2708-2711, 2014.

STAHL, C.; FONTAINE, S.; KLUMPP, K.; PICON-COCHARD, C.; GRISE, M. M.; DEZÉ-CACHE, C.; PONCHANT, L.; FREYCON, V.; BLANC, L.; BONAL, D.; BURBAN, B.; SOUSSANA, J.-F.; BLANFORT, V. Continuous soil carbon storage of old permanent pastures in Amazonia. **Global Change Biology**, v. 23, n. 8, p. 3382-3392, 2017.

STRASSBURG, B. B. N.; LATAWIEC, A. E.; BARIONI, L. G.; NOBRE, C. A.; SILVA, V. P. da; VALENTIM, J. F.; VIANNA, M.; ASSAD, E. D. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 28, p. 84-97, 2014.

TILMAN, D.; CASSMAN, K. G.; MATSON, P. A.; NAYLOR, R.; POLANSKY, S. Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**, v. 418, n. 6898, p. 671-677, 2002.

UDAWATTA, R. P.; JOSE, S. Agroforestry strategies to sequester carbon in temperate North America. **Agroforestry Systems**, v. 86, n. 2, p. 105-111, 2012.

WEST, T. O.; POST, W. M. Global analysis of soil organic carbon. **Soil Science Society of America Journal**, v. 66, p. 1930-1946, 2002.